

Bedömningsgrunder för grundvatten

VÄNERSBORGS TINGSRÄTT
R4

INKOM: 2016-12-15
MÅLNR: M 638-16
AKTBIL: 119

februari 2013

SGU-rapport 2013:01



SGU

Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

ISBN 978-91-7403-193-5

Sveriges geologiska undersökning
Box 670, 751 28 Uppsala
tel: 018-17 90 00
fax: 018-17 92 10
e-post: sgu@sgu.se
www.sgu.se

Omslagsbild: Anna Jonsson, ArtAnna

FÖRORD

SGU har tagit fram nya bedömningsgrunder för grundvatten som är avsedda att ersätta de bedömningsgrunder som gavs ut av Naturvårdsverket 1999. SGU har på nationell nivå ansvaret för miljö-kvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* och utfärdar föreskrifter enligt förordning 2004:660 om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF) för genomförande av de delar av ramdirektivet för vatten som gäller grundvatten. SGUs föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer bidrar till grundvattendirektivets (2006/118/EG) genomförande i svensk rätt.

Denna rapport är frukten av ett arbete som påbörjades 2003 som ett uppdrag att, inom ramen för Naturvårdsverkets delprogram Vattendirektivet, revidera dåvarande bedömningsgrunder för grundvatten. Nya indelningsgrunder testades i omgångar vartefter sådana föreslogs i samband med utarbetandet av det nya grundvattendirektivet. Processen för antagande av grundvattendirektivet drog dock ut på tiden med upprepade förslag till förändringar¹. Den slutligt antagna versionen saknade bestämmelser om typologiska indelningsgrunder. Bilaga II i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) anger att när grundvattnets sammansättning med bidrag från mänskliga verksamheter ska beskrivas så kan typologier användas för att ange de naturliga bakgrunds nivåerna för kemiska ämnen. De reviderade bedömningsgrunderna bygger på de redan befintliga bedömningsgrunderna. De är resultatet av ett arbete som främst utförts inom ramen för SGUs arbete med vattenförvaltningen.

Synpunkter som framkommit vid en omfattande extern remissomgång 2010 har inarbetats. Det är SGUs målsättning att bedömningsgrunderna ska uppdateras allteftersom mer kunskap blir tillgänglig. Det innebär att aktuella versioner kommer att finnas tillgängliga på SGUs webbplats.

Lena Maxe har varit projektledare och gjort en stor del av databehandlingsarbetet samt utformat texter. Bo Thunholm har bistått med större delen av de statistiska beräkningarna. Mats Aastrup och Helena Dahlgren har bidragit med synpunkter på innehåll och text. Även övriga kollegor har bidragit med synpunkter avseende databearbetning, utformning och text.

INNEHÅLL

Förord	3
English summary	9
Inledning	10
Tidigare bedömningsgrunder	10
Varför nya bedömningsgrunder?	10
Bedömningsgrunder för grundvatten och ytvatten – skillnader	11
Läsanvisning	12
Miljömål och vattenförvaltning	13
Miljö kvalitetsmålet Grundvatten av god kvalitet	13
Vattenförvaltningens miljömål	13
Miljö kvalitetsnormer och riktvärden inom vattenförvaltningen	13
Miljö tillstånd och hot	14
Bedömningsgrunder för grundvatten	17
När ska bedömningsgrunderna användas?	17
Vad ska bedömas?	18
Parametrar	20
Relation mellan grundvattens och ytvattens kemi	20
Skala för tillämpning av bedömningsgrunderna	21
Bedömning av om lokal påverkan från punktkälla finns – avvikelsetest	22
Kvalitetssäkring	22
Indelning i tillståndsklasser och påverkansbedömning	24
Bakgrundsvärden – ingen eller obetydlig respektive måttlig påverkan	24
Gränsvärden och riktvärden för dricksvatten – hög eller mycket hög halt	25
Tidigare bedömningsgrunder	25
Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend	25
Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats	26
Tio geografiska regioner	26
Sex typer av provtagningsplatser	29
Referensdatabas	30
Grundvattnets kvalitet	31
Försurning – alkalinitet och pH	32
Syre och redoxförhållanden	38
Oxiderbarhet, färg och turbiditet	42
Salt – klorid, sulfat och elektrisk konduktivitet	47
Kväve – nitrat, nitrit och ammonium	54
Järn, mangan och aluminium	59
Arsenik och uran	63
Bly, kadmium och kvicksilver	67
Koppar, zink, krom och nickel	72
Kalcium, magnesium, natrium och kalium	76
Fluorid, bor och fosfat	81

Radioaktiva ämnen	85
Bekämpningsmedel – växtskyddsmedel	88
Övriga organiska ämnen	91
Mikrobiologiska parametrar	98
Temperatur	102
Grundvattnets kvantitet	105
Vattendirektivet och grundvattenförekomstens kvantitativa status	105
Grundvattennivån är betydelsefull för flera miljömål	105
Påverkan på grundvattennivåer	106
Metoder för bedömning av grundvattnets kvantitativa tillstånd	107
Bedömning om grundvattenuttag överskrider grundvattenbildning	107
Bedömning av naturlig grundvattennivå	110
Bedömning av om nivådata ligger inom naturlig variation	111
Bedömning av grundvattenmagasinets fyllnadsgrad	111
Bedömning av förändringar i källflöden, artsammansättning i våtmarker m.m.	113
Analys av tidsserie	114
Referenser	116
Förord	116
English Summary	116
Inledning	116
Miljömål för grundvatten	116
Bedömningsgrunder grundvatten	116
Indelning i tillståndsklasser och bedömning av påverkan	117
Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats	117
Grundvattnets kvalitet	117
Grundvattnets kvantitet	126
Bilaga 1. Referensdatabasen för grundvattenkvalitet	127
Bilaga 2. Bakgrundsvärden	130
Bilaga 3. Halter i markvatten	131
Klorid	131
Sulfat	131
Nitrat och ammonium	131
Källor	131
Bilaga 4. Provtagning och analys	133
Inledning	133
Syfte med provtagningen	133
Provtagning för dricksvattenkvalitet	133
Provtagning för undersökning av grundvattnets kvalitet	134
Provtagningsutrustning	136
Provtagningsförfarande	136
Grundvattenkemiska variationer	138
Generella råd – planering av provtagning	139
Att använda arkiverade analyser	139
Källor	140

Bilaga 5. Förslag till analysparametrar för bekämpningsmedel	141
Källor	142
Bilaga 6. Beräkning av avvikelser och utvärdering av region och provtagningsplatsindelning	143
Avvikelsestest	143
Utvärdering av indelningen i regioner och typ av provtagningsplats	145
Bilaga 7. Omvandling mellan olika enheter	147
Bilaga 8. Ordlista och begreppsförklaringar	148
Bilaga 9. Samvariation med pH, redoxklass, innehåll av organiska ämnen och konduktivitet	151
Bilaga 10. Översiktlig statistik med regional indelning	159
Alkalinitet	161
Aluminium	163
Ammonium	165
Arsenik	167
Bly	169
E. coli-bakterier	171
Fluorid	173
Fosfat	175
Färg	177
Järn	179
Kadmium	181
Kalcium	183
Kalium	185
Klorid	187
Koliforma bakterier	189
Konduktivitet	191
Koppar	193
Krom	195
Magnesium	197
Mangan	199
Mikroorganismer	201
Natrium	203
Nickel	205
Nitrat	207
Nitrit	209
Oxiderbarhet, COD _{Mn}	211
pH	213
Radon	215
Sulfat	217
Totalhårdhet	219
Turbiditet	221
Uran	223
Zink	225

Bilaga 11. Att läsa vidare	227
Grundvatten	227
Grundvattenkvalitet	227
Dricksvatten	227
Direktiv	228
 Bilaga 12. Livsmedelsverkets gränsvärden och	
Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten	229
Mikrobiologiska parametrar	230
Kemiska parametrar	230

ENGLISH SUMMARY

This report, published by the Geological Survey of Sweden (SGU) updates and replaces the previous report on groundwater quality criteria published by the Swedish Environmental Protection Agency¹.

The overall aim in establishing these environmental quality criteria for groundwater has been to enable local and regional authorities, water authorities and others to make assessments of environmental quality based on available data on the state of the environment. Such assessments can then serve as a basis for environmental planning, environmental risk assessments and for the strategic management of environmental resources. The purpose of updating and extending the previous report has been to include more chemical substances in order to enable assessments of a wider range of parameters, notably some of the persistent organic compounds. One important area of use for the quality criteria is in the implementation of the EU *Water Framework Directive* (2000/60/EG) and *Groundwater Directive* (2006/118/EG). This requires assessments to be carried out of potential threats to water resources, and environmental quality standards to be established for water resources at risk. The environmental quality criteria contained in this report will be of assistance in making these assessments and in developing environmental quality standards for individual or groups of groundwater bodies.

The environmental quality criteria for groundwater have been developed utilising a reference database containing data from national and regional environmental monitoring and from other SGU databases: the Archive of Municipal Waterworks and the Chemistry Archive. The reference database contains more than 45 000 chemical analyses from public and private groundwater wells.

Based on the reference data, environmental quality criteria for groundwater have been established for a wide range of parameters, including substances which occur naturally in groundwater (e.g. uranium) and substances whose presence in groundwater is likely to be the result of human activity (e.g. nitrate and pesticides). For substances which generally occur naturally in groundwater a classification has been made on the basis of a comparison with background values and possible environmental or health effects (1 – Very low, 2 – Low, 3 – Medium, 4 – High, 5 – Very high). Background values are based on the reference database and represent current overall conditions across the country. It should be noted that long-term effects of e.g. airborne pollution affect background values. For the substances of probable anthropogenic origin an appraisal has been made based on the magnitude of the impact (1 – No or insignificant impact, 2 – Some impact, 3 – Significant impact, 4 – Large impact, 5 – Very large impact).

The report also contains general information on each parameter, including background values, possible sources of contamination from human activity, trends and regional differences. The section on groundwater quantity deals with methods of assessing conditions and trends in relation to groundwater levels, both in relation to natural variations and to observable effects due to human activity.

INLEDNING

Bedömningsgrunderna för grundvatten utgör ett verktyg för att tolka och värdera insamlade data om grundvatten. De är inte rättsligt bindande, utan ska användas som ett verktyg för att inom landet kunna göra enhetliga klassningar av grundvattnets tillstånd avseende olika parametrar, oavsett syftet med bedömningen. Tillståndsklassningen har så långt som möjligt relaterats till effekter på hälsa, miljö och tekniska installationer. Bedömningsgrunderna kan därmed ge en utgångspunkt för olika riskbedömningar. För några parametrar görs en bedömning av påverkan på grundvatten. Detta har betydelse t.ex. i processen att ta fram preciserade kvalitetskrav för grundvatten inom vattenförvaltningen.

Tidigare bedömningsgrunder

Naturvårdsverket gav 1999 ut *Bedömningsgrunder för miljökvalitet – grundvatten*¹. Bedömningsgrunderna avsåg grundvattnets tillstånd framför allt med avseende på människors hälsa och ekologiska risker, och syftade till att ge underlag för en bedömning av om grundvattnet var antropogent påverkat eller inte. Sju aspekter bedömdes:

- alkalinitet – risk för försurning,
- innehåll av kväve,
- innehåll av salt – klorid,
- redoxförhållanden,
- innehåll av metaller,
- innehåll av bekämpningsmedel och
- grundvattennivå.

Dessa aspekter valdes eftersom de representerade olika hot mot grundvattnet, vilka åtminstone delvis kan bero på mänskliga aktiviteter. Vid denna tidpunkt fanns mycket lite underlag för att bedöma organiska miljögifter varför dessa, med undantag för bekämpningsmedel, inte togs upp.

För att kunna hantera den stora spridning i grundvattenkvalitet som beror på de geologiska förutsättningarna i regional och lokal skala utarbetades en indelning i nio regioner, fem grundvattenmiljöer och två brunnsdjupsklasser. Fördelningen av halter i dessa togs fram för en rad parametrar. Denna genomgång, som byggde på data från SGUs kemiarkiv med analysresultat från i huvudsak privata brunnar, gav underlag för att bedöma vilka halter som var normala i olika typer av grundvatten. De utnyttjades för framtagning av bedömningsgrunder avseende försurning (alkalinitet), kväveinnehåll (nitrat) och salthalt (klorid), samt för att uppskatta vilka redoxförhållanden som råder i grundvattnet. För metaller (kadmium, zink, arsenik, bly) utnyttjades data från SGUs grundvattenövervakning som i huvudsak representerade opåverkade förhållanden. För bekämpningsmedel saknades dataunderlag. Istället presenterades en modell för hur risken för påverkan på grundvattnet skulle kunna bedömas som ett första steg inför en provtagning och analys. För grundvattennivåer anvisades en metod för att bedöma avvikelserna jämfört med SGUs referensserier för grundvattennivåer. En metod utvecklades även för att beräkna om vattenkvaliteten i en undersökning avvek från vad som var normalt.

Varför nya bedömningsgrunder?

I och med införandet av *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område* (Ramdirektivet för vatten) och dess dotterdirektiv 2006/118/EG om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring (Grundvattendirektivet) har behoven blivit större av att bedöma grundvattens kvalitet från olika aspekter. Arbete med att genomföra dessa direktiv sker inom den svenska vattenförvaltningen i enlighet med miljöbalkens 5 kapitel och

förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF). I dessa bedömningsgrunder benämns det arbete som på alla nivåer utförs för att förverkliga ambitionerna givna genom VFF, vattenförvaltningsarbetet. De bedömningar som ska göras inom vattenförvaltningen fordrar egentligen kunskaper om, och helst bedömningsgrunder för, alla de kemiska ämnen som identifieras och är ett resultat av mänsklig verksamhet och som kan medföra att vattnet inte är lämpligt som dricksvatten eller skadligt för miljön.

De tidigare bedömningsgrunderna hade i huvudsak samma syfte men de aspekter som då bedömdes är inte tillräckliga för dagens vattenförvaltningsarbete. En stor andel av de miljö- och hälsofarliga ämnena utgörs av syntetiska organiska miljögifter. Bedömningsgrunder för några av dessa har nu inkluderats. Idag är kunskaperna om organiska miljögifter bättre än då de föregående bedömningsgrunderna togs fram och vartefter kunskaperna ökar kan ytterligare organiska substanser tillföras bedömningsgrunderna.

Bedömningsgrunderna bygger på Naturvårdsverkets tidigare utgivna och en stor del av innehållet har efter granskning och mindre ändringar återanvänts. För några parametrar har emellertid klassgränser justerats och fler parametrar har klassindelats. Regionindelningen har behållits men indelningen i grundvattenmiljöer och djupklasser har ersatts av en indelning som bygger på typ av provtagningsplats. Föreliggande bedömningsgrunders haltfördelningar bygger på ett betydligt mer omfattande analysmaterial än tidigare och utgör därmed ett förbättrat referensverk för i vilka halter olika ämnen förekommer i grundvattnet i landets olika delar.

I vattenförvaltningsarbetet är bedömningsgrunderna ett hjälpmedel för att ange grundvattnets kvalitet vid kartläggning och analys. För grundvattenförekomster som har bedömts vara i riskzonen att inte nå god grundvattenstatus ges underlag som kan användas av vattenmyndigheterna för att fastställa kvalitetskrav (riktvärden för grundvatten och startpunkt för att vända stigande trender av föroreningshalter enligt metodik angiven i SGUs föreskrifter SGU-FS 2008:2). För de ämnen och indikatorer för vilka nationella riktvärden för grundvatten angetts i dessa föreskrifter redovisas i bedömningsgrunderna en indelning i tillståndsklasser samt en bedömning av grad av påverkan. För övriga ämnen som behandlas i bedömningsgrunderna anges enbart tillståndsklassning. För grundvattnets kvantitet redovisas olika metoder för att bedöma tillstånd, förändringar och grad av påverkan.

SGUs föreskrifter revideras och SGU-FS 2008:2 kommer att ersättas under 2013. Vid revideringen kommer de riktvärden respektive startpunkter för att vända trender som anges i bilaga 1 till de nuvarande föreskrifterna justeras för att bättre stämma överens med dessa bedömningsgrunder. För information om gällande föreskrifter hänvisas till SGUs webbplats.

Bedömningsgrunder för grundvattenberoende ekosystem behöver utvecklas vidare, något som också har påbörjats. De miljökvalitetsnormer för farliga ämnen som finns angivna för ytvatten i *Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område* (priodirektivet) utgör en utgångspunkt för att beräkna om ämnenas förekomst i grundvattnet kan innebära ett hot mot den kemiska eller ekologiska statusen i angränsande ytvatten.

Bedömningsgrunder för grundvatten och ytvatten – skillnader

Bedömningsgrunderna för ytvatten och bedömningsgrunderna för grundvatten har olika funktion eftersom bedömningsgrunderna för ytvatten ingår som en del av föreskrifterna NFS 2008:1 om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. De gör det för att de bygger på det genomarbetade system för klassificering av ekologisk status i ytvatten som ges av bilaga V i direktiv 2000/60/EG (vattendirektivet). För ytvattnets kemiska status har gemensamma miljökvalitetsnormer givits genom direktiv 2008/105/EG, det så kallade priodirektivet. För grundvatten bygger klassificeringen av kemisk status på miljökvalitetsnormer (tröskelvärden=riktvärden för grundvatten) som enligt direktiv 2006/118/EG (grundvattendirektivet) fastställs i de grundvattenförekomster där de behövs och kan anpassas individuellt till varierande bakgrundsvärden för förorenande ämnen och för varierande utbyte

mellan grundvattenförekomster och ytvattensystem. Ett sådant flexibelt system kan inte beskrivas enbart med fasta klassgränser, som ges av bedömningsgrunderna. Det är därför olämpligt att låta bedömningsgrunderna för grundvatten ingå som en del av föreskrifter om miljökvalitetsnormer och statusklassificering. Däremot är bedömningsgrunderna ett verktyg vid beskrivning av vattnets kvalitet med avseende på mänskliga föroreningar och för att ta fram typologibaserade bakgrundsvärden när miljökvalitetsnormer för kemisk status ska fastställas.

Läsanvisning

Bedömningsgrunderna för grundvatten utgör ett relativt omfattande dokument. Information om hur bedömningsgrunderna har tagits fram, vad de omfattar och hur de ska användas ges i de inledande kapitlen. Eftersom även klassindelningen för kvalitetsparametrar redovisas i dessa inledande kapitel räcker det ofta att ta del av de första 27 sidorna. En sammanställning av bedömda kvalitetsparametrar finns i tabell 1, se sidan 23. Om särskilt intresse finns för en viss parameter eller för bedömningar av grundvattnets kvantitativa tillstånd hänvisas till efterföljande kapitel, *Grundvattnets kvalitet* och *Grundvattnets kvantitet*. Referenser anges med fotnotsiffror och förteckningen finns på sidan 116. I bedömningsgrunderna finns även följande bilagor:

Bilaga 1	Referensdatabasen.
Bilaga 2	Bakgrundsvärden.
Bilaga 3	Halter i markvatten.
Bilaga 4	Provtagning.
Bilaga 5	Förslag till analysparametrar för bekämpningsmedel.
Bilaga 6	Avvikelseberäkning och utvärdering av indelningen i regioner och typ av provtagningsplats.
Bilaga 7	Omvandling mellan olika enheter.
Bilaga 8	Ordlista och begreppsförklaringar.
Bilaga 9	Samvariation med pH, redoxklass, innehåll av organiska ämnen och konduktivitet.
Bilaga 10	Översiktlig statistik med regional indelning.
Bilaga 11	Att läsa vidare.
Bilaga 12	Livsmedelsverkets gränsvärden och Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten.

Mer information om grundvatten finns på SGUs webbplats. Här kommer även uppdateringar av bedömningsgrunderna att publiceras och kartor över grundvattenkvalitet att tillgängliggöras. De webblänkar som anges i dokumentet var giltiga i maj 2012.

MILJÖMÅL OCH VATTENFÖRVALTNING

Miljömålsarbetet och vattenförvaltningens arbete verkar tillsammans för att bibehålla eller förbättra grundvattenkvaliteten i Sverige. Inom miljömålsarbetet föreslås åtgärder som ska bidra till att det nationella miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* nås. Varken dessa åtgärdsförslag eller miljökvalitetsmålet är i sig juridiskt bindande. Däremot är såväl miljökvalitetsnormerna som de åtgärdsprogram som upprättas enligt vattenförvaltningsförordningen för att uppfylla miljökvalitetsnormerna reglerade i miljöbalkens 5 kapitel. Uppfyllelsen av det nationella miljökvalitetsmålet är till stor del beroende av att vattenförvaltningens åtgärdsprogram innehåller adekvata åtgärder. Åtgärderna ska genomföras där påverkansanalys och kontrollerande övervakning visat att det finns en risk att inte god grundvattenstatus nås.

Miljökvalitetsmålet Grundvatten av god kvalitet

Grundvatten är en viktig resurs för människor och en dynamisk del av naturens ekosystem och bör skyddas i ett långt tidsperspektiv. *Grundvatten av god kvalitet* är därför ett av Sveriges 16 miljökvalitetsmål:

Grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.

Miljökvalitetsmålet ska uppnås till år 2020¹. Eftersom det kan ta lång tid innan insatta åtgärder ger effekt så anses målet vara uppfyllt då tillräckliga åtgärder för att nå målen har vidtagits eller att tillräckliga förutsättningar för att nå målet finns på plats. Bedömningsgrunderna utgör ett verktyg för att följa upp måluppfyllelse av miljökvalitetsmålet avseende grundvattnets kvalitet och kvantitet. I faktarutan på nästa sida anges preciseringar för vad måluppfyllelse för miljökvalitetsmålet innebär. Lägg märke till att måluppfyllelse bland annat innebär att god kvantitativ och god kemisk grundvattenstatus enligt vattenförvaltningsförordningen ska uppnås.

Miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* omfattar förutom de större grundvattenförekomster som ingår i vattenförvaltningens ansvarsområde även mindre grundvattenförekomster i t.ex. urberg och morän.

Vattenförvaltningens miljömål

Vattenförvaltningens ansvarsområde när det gäller grundvatten är sådant som förekommer i avgränsade magasin som har akviferegenskaper. Grundvattenflödet är så stort att grundvattnet är lätt uttagbart i tillräckliga mängder för att utnyttjas som konsumtionsvatten. Den tillräckliga mängden har valts till 10 m³ per dygn eller att grundvatten ur förekomsten nyttjas som dricksvatten av minst 50 personer. Dessa grundvattenförekomster ska nå god kemisk och kvantitativ status till år 2015. Om detta av tekniska, ekonomiska eller naturliga skäl inte är möjligt för vissa grundvattenförekomster kan dessa förenat med vissa villkor betraktas som undantag.

Miljökvalitetsnormer och riktvärden inom vattenförvaltningen

Inom arbetet enligt vattenförvaltningsförordningen ska vattenmyndigheterna fastställa kvalitetskrav för sådana ämnen som genom mänsklig verksamhet kan tillföras en grundvattenförekomst i sådana mängder att det är risk att inte god kemisk grundvattenstatus nås. Kvalitetskravet ska sättas vid halter som inte bör överskridas för att människors hälsa och miljön ska skyddas. Det här specifika kvalitetskravet för kemisk status benämns *riktvärde för grundvatten*. Riktvärden för grundvatten får inte ses

PRECISERINGAR FÖR GRUNDVATTEN AV GOD KVALITET

Regeringen beslutade den 26 april 2012 om preciseringar för de svenska miljökvalitetsmålen. Regeringens utgångspunkt vid utformningen av preciseringarna var att de ska: ange ett miljötillstånd, vara åtgärdsneutrala, inte för omfattande och så långt som möjligt vara likartat utformade. För miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* fastställdes sex preciseringar:

1. Grundvattnets kvalitet

Grundvattnet är med få undantag av sådan kvalitet att det inte begränsar användningen av grundvatten för allmän eller enskild dricksvattenförsörjning.

2. God kemisk status

Grundvattenförekomster som omfattas av förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön har god kemisk status.

3. Påverkan på ytvatten

Utströmmande grundvatten har sådan kvalitet att det bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i källor, sjöar, våtmarker, vattendrag och hav.

4. God kvantitativ status

Grundvattenförekomster som omfattas av förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön har god kvantitativ status.

5. Grundvattennivåer

Grundvattennivåerna är sådana att negativa konsekvenser för vattenförsörjning, markstabilitet eller djur- och växtliv i angränsande ekosystem inte uppkommer.

6. Bevarande av naturgrusavlagringar

Naturgrusavlagringar av stor betydelse för dricksvattenförsörjning, energilagring samt natur- och kulturlandskapet är fortsatt bevarade.

som en nivå som det är tillåtet att förorena upp till. Grundvattenkvaliteten får inte försämrast. Därför ska för varje sådant ämne för vilket ett riktvärde fastställs också en halt fastställas vid vilken man, vid konstaterade ökade halter, ska sätta in åtgärder för att hindra att riktvärdet för ämnet överskrids. Denna nivå kallas *utgångspunkt för att vända trend* och är högst 75 procent av riktvärdet för respektive ämne.²

Kvalitetskraven inklusive utgångspunkter för att vända trend fastställs som miljökvalitetsnormer (MKN) av vattendelegationerna enligt miljöbalken 5 kap. 2§4 genom vattenmyndigheternas föreskrifter. Av föreskrifterna ska framgå var och när de specifika normerna ska gälla, de blir då rättsligt bindande. Myndigheter och kommuner ska säkerställa att normerna uppfylls när de prövar tillåtlighet, tillstånd, godkännanden, dispenser och anmälningsärenden, samt utövar tillsyn eller meddelar föreskrifter. Om det behövs för att uppfylla en miljökvalitetsnorm för en grundvattenförekomst ska vattenmyndigheterna upprätta ett förslag till åtgärdsprogram som fastställs efter samråd.

Miljötillstånd och hot

Grundvattnets kemiska sammansättning har genomgått en storskalig förändring genom människans påverkan. Den tidigare stora depositionen av försurande svavelföreningar ledde till ökade sulfathalter samt sjunkande alkalinitet och pH, vilket resulterade i en ökad rörlighet av metaller i marken och grundvattnet. Även om denna deposition har minskat under senare årtionden är marken och grundvattnet fortfarande påverkade. Depositionen av kväveföreningar är fortfarande betydande och kan framför allt i södra Sverige lokalt ge ett ökat kväveläckage. Överuttag av grundvatten kan skapa vattenbrist och leda till förändringar i vattnets beskaffenhet genom t.ex. ökad salthalt. Risk för försämrad markstabilitet vid förändrade grundvattennivåer kan uppkomma bl.a. vid tunneldrivning och andra undermarkskonstruktioner. Gruvverksamhet samt grus- och bergtäkter kan också påverka grundvattnet både kvantitativt och kvalitativt.

I jordbruksområden förorenas ofta grundvattnet genom kväveläckage vilket leder till höga nitrathalter i såväl enskilda som kommunala dricksvattentäkter. Undersökningar visar även att bekämpningsmedel, både från jordbruk och från den urbana miljön, inklusive användning i samband med

BEDÖMNING INOM VATTENFÖRVALTNINGEN – SKILLNADER OCH RELATIONER MELLAN RISKBEDÖMNING, TILLSTÅND VID EN PROVTAGNINGSPLOTS, PÅVERKAN OCH STATUS FÖR EN GRUNDVATTENFÖREKOMST

Bedömning av om risk finns att inte god grundvattenstatus nås enligt kriterier givna i ramdirektivet för vatten till aktuellt målår görs av vattenmyndigheterna. Vattenförvaltningsarbetet bedrivs i sexårscykler. Bedömningen görs för en grundvattenförekomst eller en grupp av förekomster under det inledande kartläggnings- och analysförfarandet i varje cykel. Bedömningen bygger dels på kartläggning av diffusa källor och punktkällor för föroreningar som kan tillföras grundvattenförekomsten, dels på grundvattenmagasinets sårbarhet. Denna riskbedömning kan verifieras med data från den kontrollerande övervakningen, vars analyssammansättning ska inkludera de kemiska substanser som identifierats vara ett hot mot god kemisk grundvattenstatus.

Tillståndet i grundvattnet beskrivs för varje provtagningsplats utifrån analysresultaten för kemiska och fysikaliska parametrar. Tillståndet är relaterat till vilka effekter olika ämnen har på människors hälsa, tekniska installationer eller på de ekosystem som grundvattnets kvalitet eller kvantitet kan påverka.

Påverkan innebär att mänsklig verksamhet medför en avvikelse från de koncentrationer som kan förekomma naturligt i grundvatten.

Riktvärde för grundvatten är ett kvalitetskrav för god kemisk status och ska sättas av vattenmyndigheterna enligt föreskrifterna SGU-FS 2008:2 (som riktas till vattenmyndigheterna). Detta ska ske för ämnen som har identifierats kunna innebära att det finns risk att inte god status nås i en grundvattenförekomst. Riktvärde för grundvatten ska sättas till en koncentrationsnivå under den koncentrationsnivå då påverkan är så stor att tillståndet i grundvattnet

medför risk för skada på människors hälsa, eller att grundvattnet i betydande omfattning påverkar ytvattnets ekosystem eller grundvattenberoende terrestra ekosystem. Hänsyn ska tas till de naturliga bakgrundsvärdena. I delar av Sverige är halterna av vissa ämnen förhöjda av naturliga orsaker. För grundvattenförekomster inom sådana områden får riktvärdet sättas på en högre nivå. Orsakerna till uppmätta höga halter bör dock först fastställas. I vattenförvaltningens första cykel (2004–2009) har vattenmyndigheterna genomgående använt de nationella riktvärdena och låtit dem gälla som föreskrivna miljö kvalitetsnormer för alla avgränsade grundvattenförekomster i distriktet. I kommande cykler kan mer specifika riktvärden komma att sättas för de grundvattenförekomster som är i riskzonen för att inte nå god status. Vattenmyndigheternas föreskrivna miljö kvalitetsnormer framgår av webbplatsen VISS (Vatteninformationssystem Sverige).

Kemisk grundvattenstatus ska bedömas för en grundvattenförekomst eller en grupp av förekomster som helhet. Statusen är god om inte något riktvärde överskrids vid någon provtagningsplats i grundvattenförekomsten eller gruppen av förekomster. Men den kan också vara god även om ett eller flera riktvärden överskrids i en eller flera provtagningspunkter, om man kan visa att överskridandet inte medför att det finns risk för försämrad kvalitet på vatten som tas ut som dricksvatten, eller att det inte innebär betydande skadlig påverkan på ytvattnets ekosystem eller grundvattenberoende terrestra ekosystem. För att kunna visa detta behövs en representativ övervakning och en god konceptuell förståelse för grundvattnets uppträdande i grundvattenmagasinet och utbytet med ytvattendragen i vattensystemet.

infrastruktur, kan nå brunnar via grundvattnet. Påverkan från enskilda avlopp ger förutom mikrobiell förorening även ökade halter av kväve och klorid. Hur utsläpp av hushållskemikalier och läkemedel i avloppsvatten påverkar grundvattnet är dåligt undersökt. Lakvatten från deponier och förorenade områden kan påverka grundvattnet med en rad olika föroreningar. Vägsaltning påverkar grundvattenkvaliteten längs stora delar av vägnätet, och risken för olyckor med utsläpp av drivmedel eller kemiska produkter som transporteras utgör ett allvarligt hot mot vattenkvaliteten. Mycket av den verksamhet som kan förorena grundvattnet är lokaliserad till områden med sårbara grundvattenmagasin och tillrinningsområden för grundvattentäcker³.

Klimatförändringar med stigande havsnivåer, ändrade nederbördsförhållanden och ökad risk för översvämningar kommer att kunna påverka grundvattnet ur såväl kvantitativ som kvalitativ synpunkt^{4,5,6}.

Många av de aspekter som tas upp för bedömning i bedömningsgrunderna har normalt inte ett antropogent ursprung. Dessa tas ändå upp eftersom de ofta begränsar möjligheterna att använda grundvattnet som dricksvatten om inte särskild vattenbehandling införs.

BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR GRUNDEVATTEN

Bedömningsgrunder för grundvatten behandlar olika aspekter av grundvattnets tillstånd och för några parametrar även en bedömning av om grundvattnet är antropogent påverkat eller inte. I detta kapitel redogörs för hur bedömningsgrunderna tagits fram och hur de kan användas, samt för indelningen av de bedömda kemiska, fysikaliska och mikrobiologiska parametrarna i tillståndsklasser. En mer detaljerad redogörelse för de olika parametrarna med en gruppvis indelning ges i efterföljande kapitel. För bedömning av grundvattnets kvantitativa tillstånd hänvisas till kapitlet *Grundvattnets kvantitet*.

När ska bedömningsgrunderna användas?

Bedömningsgrunderna för grundvatten är bl.a. avsedda att utgöra ett stöd för vattenmyndigheterna vid bedömning av vattnets kvalitet under kartläggnings- och analysförfarandet. De ska även kunna användas när vattenmyndigheterna har behov av att sätta andra riktvärden respektive halter för att vända trender (se avsnittet *Miljö kvalitetsnormer och riktvärden inom vattenförvaltningen*) för grundvattenförekomster än de nationella (i bilaga 1 i SGU-FS 2008:2). Bedömningsgrunderna kan även användas t.ex. vid upprättandet av övervakningsprogram och utvärdering av övervakningsresultat. Vattenmyndigheternas arbete fokuseras på de större grundvattenförekomsterna som kan försörja fler än 50 personer eller där vattenuttaget är större än 10 m³ per dygn. Bedömningsgrunderna ska även kunna användas för mindre grundvattenmagasin. De utgör en referens för vilka halter av olika ämnen som kan påträffas i svenska grundvatten och ger ett underlag för att bedöma om det är sannolikt att halterna är av naturligt ursprung eller ett resultat av en förorening. Bedömningsgrunderna kan på så sätt ge stöd vid miljöprövning och miljötillsyn, men även för statusbeskrivning av grundvatten eller för indikatorer inom miljömålsarbetet. Vid olika typer av tillämpningar kan även de kartor över halter i grundvattnet och grundvattennivåer som presenteras på SGUs webbplats utgöra ett stöd.

Vad ska bedömas?

Bedömningsgrunderna kan användas för allt grundvatten. Vattenförsörjningsaspekterna har fått stort utrymme men bedömningsgrunderna är delvis även utformade för bedömning av påverkan på anslutande vattendrag. Grundvattnet kan bedömas ur olika aspekter:

Råvatten för dricksvatten

- hälsa,
- estetiskt tilltalande,
- teknisk användbarhet i distributionsanläggningar för dricksvatten.

Växt- och djurliv

- i grundvattenmagasinet,
- i terrestra ekosystem,
- i akvatiska ekosystem.

Markstabilitet

- vid förhöjda grundvattennivåer,
- vid sänkta grundvattennivåer,
- vid ändrade grundvattenflöden.

Grundvatten har även andra användningsområden vilka kan ställa särskilda krav på vattnets kvalitet och kvantitet. Exempel är bevattning, dricksvatten för husdjur, processvatten eller för energilagring. Detta tas inte specifikt upp i bedömningsgrunderna.

Det finns en ökad medvetenhet om att grundvattenzonen är livsmiljö för olika organismer¹. I bedömningsgrunderna ingår dock för närvarande inte någon bedömning av grundvattnets lämplighet ur denna aspekt.

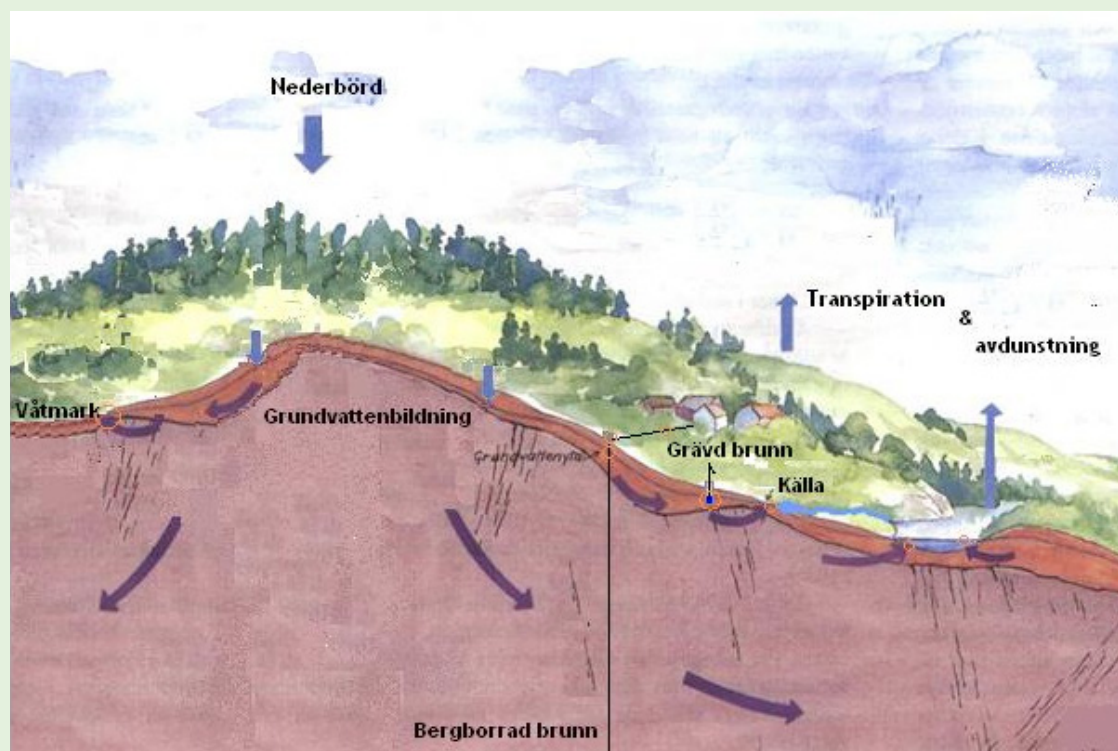
De särskilda förhållanden som råder i det riktigt djupa grundvattnet (djup större än 200–400 m) har inte beaktats, dessa djupa grundvatten används inte för vattenförsörjning. Eftersom grundvattnet omsätts i mycket långsam takt är den kemiska sammansättningen i så djupa grundvatten vanligtvis inte berörd av modern mänsklig verksamhet och påverkar i regel inte heller ytvattenkvaliteten nämnvärt. Undersökningar av de specifika grundvattenkemiska förhållanden som råder i djupa grundvatten har bl.a. utförts inom undersökningsprogrammen för en framtida förvaring av radioaktivt avfall².

Bedömningsgrunderna är avsedda att användas för att bedöma grundvattnet, dvs. egentligen grundvattnet i grundvattenmagasinet. De klassgränser som valts har trots detta i regel relaterats till Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten för större vattentäkter (LIVSFS 2011:3) och Socialstyrelsens riktvärden för enskild vattenförsörjning (SOSFS:17 (M)). Detta tillvägagångssätt har valts bland annat på grund av den mycket stora betydelse grundvattnet har som råvatten för dricksvatten och för att få en praktiskt användbar struktur. Vatten som distribueras från större vattenverk har oftast renats eller

ÄR KÄLLVATTEN, BRUNNSVATTEN OCH KRANVATTEN SAMMA SAK SOM GRUNDTVATTEN?

När grundvattnet lämnar grundvattenmagasinet, vare sig det sker via en brunn, en källa eller diffust till en våtmark eller till ett vattendrag, genomgår det en rad förändringar. Vid kontakt med atmosfären kan vattnet syresättas och koldioxid som finns löst i vattnet avgå varvid pH-värdet stiger. Detta kan tillsammans med temperaturförändringar sätta igång en rad kemiska reaktioner i vattnet. I ett ledningssystem kan vattnets kvalitet påverkas av bl.a. ledningsma-

terial. De speciella markkemiska, fysikaliska och biologiska förhållanden som råder vid strandzoner eller i botten på sjöar och vattendrag kan också bidra till förändringar av det utströmmande vattnets kvalitet. Det är svårt att kvantifiera hur mycket olika processer påverkar grundvattnet men man bör vid utformning av provtagningsprogram och utvärdering av resultat vara medveten om att grundvattnet kan förändras efter att det lämnat grundvattenmagasinet.



på annat sätt behandlats. Gränsvärdena för dricksvatten gäller således inte råvattnets, i det här fallet grundvattnets, kvalitet, utan kvaliteten på det vatten som distribueras respektive når konsumenten. Motsvarande gäller för riktvärden vid den enskilda vattenförsörjningen även om det där är vanligare att vattnet används utan föregående behandling (se även bilaga 12).

Om råvattnets kvalitet inte uppfyller dricksvattenkriterierna kan det behöva renas. För regler och bedömning av dricksvattenkvalitet hänvisas till Livsmedelsverkets föreskrifter för dricksvattenkvalitet som gäller vattenverk som levererar mer än 10 m³ per dygn, försörjer fler än 50 personer eller där vattnet tillhandahålls eller används som en del i kommersiell eller offentlig verksamhet³. Vattentäkter som försörjer dessa vattenverk benämns i det följande större eller allmänna vattentäkter. Socialstyrelsen har gett ut allmänna råd avseende dricksvatten från övriga anläggningar t.ex. enskilda vattentäkter och mindre gemensamhetsanläggningar⁴. Vattentäkter som försörjer dessa anläggningar benämns i det följande mindre eller enskilda vattentäkter eller brunnar. Vattenförsörjning där Livsmedelsverkets regler gäller kallas i bedömningsgrunderna således för allmän vattenförsörjning medan vattenförsörjning som omfattas av Socialstyrelsens allmänna råd kallas för enskild vattenförsörjning.

På Livsmedelsverkets webbplats finns även information om hälsoeffekter för en del ämnen som kan förekomma i dricksvatten. WHO:s riktlinjer kan också ge stöd vad gäller ett vattens lämplighet för dricksvattenändamål⁵.

Även om grundvatten finns överallt under markytan är det till skillnad från ytvatten endast tillgängligt för provtagning eller nivåmätning i särskilda punkter. Provtagning av grundvatten görs främst i

VILKEN RÄTTSLIG STATUS HAR BEDÖMNINGSGRUNDERNA JÄMFÖRT MED OLIKA FÖRESKRIFTER?

Bedömningsgrunderna har i sig ingen rättslig status men kan användas som ett vägledande dokument för olika beslut (som i sin tur kan vara rättsligt bindande).

Kvalitetskrav och andra regler om dricksvatten tas fram gemensamt av medlemsstaterna inom EU (dricksvattendirektiv 98/83/EG) och har införlivats i svensk lagstiftning av Livsmedelsverket. Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (LIVSFS 2011:3) innehåller bland annat krav på:

- beredning och distribution,
- egenkontroll,
- parametrar som ska undersökas,
- provtagnings- och analysfrekvens,
- åtgärder vid försämrad dricksvattenkvalitet,
- information,
- kvalitetskrav i form av gränsvärden.

Reglerna gäller inte dricksvatten från vattenverk som levererar mindre än tio kubikmeter per dygn eller försörjer färre än 50 personer. Levereras dricksvattnet som en del av en kommersiell eller offentlig verksamhet gäller dock dricksvattenföreskrifterna oavsett hur lite vatten som produceras.

Enskild dricksvattenförsörjning omfattas inte av Livsmedelsverkets föreskrifter för dricksvatten. Om brunnen eller vattenverket producerar mindre än 10 kubikmeter dricksvatten per dygn eller om färre än 50 personer förses med dricksvatten och den inte heller används vid livsmedelsverksamhet,

offentlig eller kommersiell verksamhet omfattas den istället av Socialstyrelsens allmänna råd SOSFS 2003:17, "Försiktighetsmått för dricksvatten". Dessa regler och riktvärden gäller även för dem som tar sitt enskilda dricksvatten från en ytvattentäkt, till exempel från en sjö. Den som har en enskild brunn ansvarar själv för vattenkvaliteten och för att hålla brunnen i bra skick.

Vattenmyndigheterna ska fastställa kvalitetskrav för ämnen som kan medföra att en grundvattenförekomst inte når eller inte behåller god status. I SGU:s föreskrifter SGU-FS 2008:2 finns en lista på ett urval av ämnen med nationella riktvärden. Dessa värden används då det finns risk att halterna är, eller kommer att bli, för höga. Det finns också en metod för att ta fram riktvärden för grundvatten. Eftersom grundvatten kan påverkas så att användningen av grundvattnet för dricksvattenförsörjning försvåras eller anslutande ekosystem skadas av ett mycket stort antal ämnen så finns det sannolikt andra ämnen för vilka riktvärde ska sättas. Vilka dessa är beror på vilka ämnen vattenmyndigheterna identifierar som kan påverka grundvattnet i en sådan utsträckning att statusen hotas av verksamheter som bedrivits eller fortfarande pågår. Riktvärdet kan sättas för en enskild grundvattenförekomst, för en grupp förekomster, per vattendistrikt eller nationellt, och blir en rättsligt bindande miljökvalitetsnorm (MKN) för grundvattenförekomsten, gruppen, distriktet etc. när detta föreskrivits av vattenmyndigheterna enl. 5 kap. i miljöbalken.

grundvattenrör, källor eller brunnar. Grundvatten som strömmar ut till ytvattendrag kan samlas upp med speciella s.k. *seepage meters*⁶.

Vid provtagning i ledningssystem bör prover tas så nära brunnen som möjligt om syftet är att undersöka grundvattnets kvalitet (se vidare bilaga 4: Provtagning). I de sammanställningar över vattenkvalitet som presenteras i dessa bedömningsgrunder har vattenanalyser med känd rening eller annan behandling av vattnet uteslutits.

Geofysiska metoder kan ibland användas för att ge en areell bild av t.ex. en föroreningsplyms utbredning, intrusion av saltvatten eller grundvattenytans läge.

Parametrar

För att ge en fullständig beskrivning av grundvattnets kvalitet skulle ett mycket stort antal parametrar behöva ingå i en undersökning. Detta är inte möjligt av praktiska och ekonomiska skäl. För att få en allsidig bild av tillståndet i grundvattnet bör så många parametrar som möjligt ingå i bedömningen. Inget hindrar dock att endast enstaka parametrar bedöms. I SGUs föreskrifter (SGU-FS 2006:2) om övervakning av grundvatten enligt vattenförvaltningsförordningen (VFF) finns angivet vilka parametrar som är obligatoriska och vilka som bör ingå vid övervakning av grundvattnets kemiska sammansättning enligt VFF. Även i Socialstyrelsens allmänna råd finns en lista med rekommenderade parametrar att analysera för bedömning av dricksvatten. I de fall det finns misstanke om att vattnet förorenats bör relevanta parametrar ingå i undersökningen. En lista med förslag på vilka bekämpningsmedel som kan ingå i en analys finns i bilaga 5.

De parametrar vars tillstånd eller grad av påverkan bedöms i bedömningsgrunderna framgår av tabellen på sidan 23. Alla parametrar som medtagits i bedömningsgrunderna är inte relevanta för alla aspekter. För många parametrar saknas dessutom information om halter i grundvattnet, påverkan av mänsklig verksamhet, betydelse för vattnets användbarhet som dricksvatten ur t.ex. ett hälsoperspektiv, eller effekter på olika ekosystem. Bedömningsgrunderna för grundvatten kommer att kunna kompletteras och justeras när mer information finns tillgänglig.

Analysdata som använts i dessa bedömningsgrunder för att beskriva det nuvarande tillståndet i svenska grundvatten har samlats i en referensdatabas. Sammanställda data kommer från SGUs vattentäcksarkiv, från den nationella och regionala miljöövervakningen och från enskilda brunnar inom SGUs kemiarkiv m.fl. databaser vid SGU (se bilaga 1).

Grundvattnets kvantitet beskrivs vanligen genom att mäta grundvattennivåer. Resultat från SGUs nivåövervakning har använts som utgångspunkt för klassning av grundvattnets kvantitativa tillstånd (se kapitlet *Grundvattnets kvantitet*).

För rekommenderad provtagning och analys – se *Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning*⁷ samt *Svenska Geotekniska Föreningens Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar*⁸. Det finns även en ISO-standard som behandlar provtagning av grundvatten⁹. I bilaga 4 finns en kortare beskrivning av lämpligt tillvägagångssätt vid provtagning.

Relation mellan grundvattens och ytvattens kemi

Vid jämförelser mellan ytvatten och grundvatten är det viktigt att hålla i minnet att dessa båda vattentyper skiljer sig åt vad gäller halter för många ämnen. Grundvatten har t.ex. i regel högre jonstyrka än ytvatten. Det gäller särskilt för grundvatten av hög ålder och från stort djup. Mycket ytligt grundvatten kan å andra sidan vara surare än nästan allt ytvatten och därför ha höga halter av metaller som är känsliga för variationer i pH, t.ex. kadmium. Detta är ett av skälen till att bakgrundsvärden för vissa metaller i grundvatten ligger högre än för ytvatten.

Tillskottet till ytvattnet av medeldjupt eller djupt grundvatten med lång omsättningstid är relativt litet i förhållande till tillskottet från ytligt grundvatten med kort omsättningstid. Referensdatabasen

domineras av analyser från vattentäkter vilka i huvudsak använder djupare grundvatten. Det är därför svårt att bedöma effekter på ytvattnet av utströmmande grundvatten med utgångspunkt från haltnivåer i referensdatabasen. Det kan vara lättare att utifrån förhöjda halter i ytvattnet utvärdera om grundvattnets bidrag är av stor kvantitativ betydelse. Ett undantag utgörs av källor som ju direkt påverkar mindre vattendrag.

Förorenade områden och andra punktkällor för föroreningar berör sällan ett helt avrinningsområde. Det innebär att man vanligtvis bör räkna med den utspädning som äger rum i en sjö eller ett vattendrag när man ska bestämma vilka halter i grundvattnet som motsvarar de halter som kan påverka akvatiska organismer i ytvattnet. Som jämförelse kan nämnas att vid riskbedömning av förorenade områden med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell så antas för modellens generella scenarier en utspädning på 4 000 gånger när ett förorenat grundvatten strömmar ut i ett ytvattendrag¹⁰. Utspädningens omfattning varierar dock bland annat beroende på vattendragets storlek och omsättning. Man bör också ta hänsyn till att omblandningen inte alltid är fullständig och till andra effekter som påverkar halter och effekter på biota¹¹.

Skala för tillämpning av bedömningsgrunderna

Grundvattnets naturliga kemiska sammansättning varierar avsevärt mellan olika grundvatten. Det beror bl.a. på nederbördens och det torra nedfallets kemiska sammansättning, de geologiska materialens vittringsbenägenhet och kemiska sammansättning, och på kontakttiden mellan vatten och mark, jordlager och berggrund. Oftast har ett djupt grundvatten en längre uppehållstid i jordlager och berggrund.

När man vill jämföra sina analysresultat för att se om de egna uppmätta halterna faller inom vanliga haltområden, bl.a. för att kunna avgöra om vattnen är påverkade av föroreningar från mänsklig verksamhet eller inte, så måste man jämföra med analyser av grundvatten som uppträder under likartade förutsättningar. För att möjliggöra jämförelser mellan grundvatten av liknande karaktär används en indelning i geografiska regioner och typ av provtagningsplats (se även kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*).

Dessa bedömningsgrunder kan användas för att bedöma tillståndet i grundvattnet inom ett grundvattenmagasin, en akvifer, en grundvattenförekomst, en grupp av grundvattenförekomster, en kommun, ett län, ett avrinningsområde eller ett vattendistrikt. Eftersom de geologiska och hydrogeologiska förhållandena skiftar, såväl areellt som i djupled, varierar också grundvattnets kvalitet, flöde och nivå inom ett område.

Det är svårt att ange hur många provpunkter och vilken provtagningsfrekvens som behövs för att erhålla en god bild av undersökningsområdet. För att få generaliserbara resultat bör provdata vara representativa för den geografiska region och typ av provtagningsplats de tillhör (se kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*). Grundvattendata varierar inte bara i rummet mellan olika provtagningsplatser utan också i tiden. Ett enstaka prov vid ett provtagningsstillfälle representerar bara sig själv och kan inte generaliseras till ett större område eller en längre tidsperiod. Genom bedömningsgrunderna kan emellertid det enstaka provets analysresultat för olika konstituenters sättas i relation till i regionen vanligt förekommande halter. En uppfattning om variationen för olika parametrar kan erhållas genom den översiktliga statistik som redovisas i bilaga 10.

Olika ämnen varierar olika mycket i tid och rum. Ytliga grundvatten uppvisar i regel större tidsvariation i halterna hos kemiska ämnen än djupa grundvatten. Generellt kan sägas att ju homogener undersökningsobjektets grundvatten är desto färre prover behövs för att på ett tillräckligt bra sätt beskriva grundvattenkvaliteten. Vid förorening av grundvattnet så ökar variabiliteten vanligen i både tid och rum. Teoretiskt betyder det att flera provpunkter behövs för att identifiera avgränsning av och eventuellt källan till en förorening. Dessutom behövs fler prover per tidsenhet och under en längre tidsperiod för att följa utvecklingen med tiden.

Bedömning av om lokal påverkan från punktkälla finns – avvikelsetest

Bedömning av om data från egna områdesundersökningar eller övervakningsstationer indikerar att grundvattnet utsätts för mänsklig påverkan av lokal karaktär kan göras genom ett avvikelsetest. I testet jämförs koncentrationerna från egna analyser med koncentrationerna från den stora datamängd som ligger till grund för att ta fram referens- eller bakgrundsvärden (se bilaga 6).

Referensdata kan även användas för enklare jämförelser för att undersöka om det egna datamaterialet motsvarar de halter man normalt finner i grundvattnet. Halterna kan jämföras med bakgrundshalter i jordakviferer (se bilaga 2) eller med halter i olika typer av provtagningsplatser med regionindelning (se bilaga 10). En möjlighet är exempelvis att använda ett statistiskt avvikelsetest (ett s.k. t-test) för att jämföra analysresultat från egna prover med referensmaterialet i bilaga 10. Vid en sådan jämförelse används data med avseende på antal prover, medelvärden och standardavvikelse för referensmaterialet och det egna datamaterialet enligt formler som återfinns i statistisk litteratur. En grov bedömning är att antal prover i referensmaterialet bör vara minst 30 för att en säker jämförelse ska kunna göras.

Kvalitetssäkring

Alla analyser bör göras av ackrediterade laboratorier. Införandet av *Kommissionens direktiv (2009/90/EG) om bestämmelser, i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG, om tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys och övervakning av vattenstatus* ställer krav på analyskvalitet som bör beaktas. För att ett analysresultat ska kunna användas inom vattenförvaltningens övervakningsprogram måste kraven i detta tekniska direktiv vara uppfyllda (SGU-FS 2011:1).

VAD MENAS MED PÅVERKAN?

I de tidigare bedömningsgrunderna definierades påverkan som en avvikelse från ett definierat jämförvärde. Jämförvärdet avsåg att visa en bakgrundsnivå utan påtaglig mänsklig eller lokal specifik geologisk påverkan, t.ex. mineralisering. Jämförvärdet skiljer sig därmed något från vattendirektivets bakgrundsnivå och från det bakgrundsvärde som definieras i dotterdirektivet för grundvatten:

Bakgrundsvärde – koncentration av ett ämne eller värdet av en indikator i en grundvattenförekomst som inte innebär några, eller endast obetydliga,

mänskligt orsakade förändringar jämfört med ostörda förhållanden.

För att tydliggöra att det är påverkan som bedöms snarare än avvikelsen från ett framtaget jämförvärde används i dessa bedömningsgrunder begreppet grad av påverkan istället för grad av avvikelse. För ämnen med en naturlig förekomst i grundvattnet bör hänsyn tas vid bedömningen om koncentrationen är naturligt hög eller om den är förhöjd som en följd av mänsklig påverkan.

INDELNING I TILLSTÅNDSKLASSER OCH PÅVERKANSBEDÖMNING

I tabell 1 presenteras bedömningsgrundernas klassindelning. Denna utgår från:

- Bakgrundsvärden,
- Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten (LIVSFS 2011:3),
- Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten (SOSFS 2003:17 (M)),
- Tidigare bedömningsgrunder (NV Rapport 4915),
- Riktvärde för grundvatten & utgångspunkt för att vända trend (SGU-FS 2008:2).

Skalan för bedömning av vattnets tillstånd är för flertalet parametrar indelad i fem klasser: (1) – Mycket låg halt till (5) – Mycket hög halt (eller motsvarande). En strävan har varit att redovisa klassgränser som innebär effektförändringar. De valda klassgränserna för de högsta klasserna utgår för de flesta parametrarna från risken för hälsoeffekter eller från tekniska och estetiska aspekter då vattnet används som dricksvatten (se bilaga 12). Övriga klassgränser har valts för att ge en så stor upplösning som möjligt i de mest frekventa haltområdena. För några ämnen har halter som innebär effekter på biota i känsliga ytvatten använts som klassgränser. Ofta kan ekologiska system påverkas vid avsevärt lägre halter än gränsvärdet för dricksvatten. Halterna i grundvatten är för flertalet parametrar också ofta mycket högre än i anslutande ytvattensystem beroende på att utspädning och andra processer sänker halterna i ytvattnet.

Mätvärden som sammanfaller med en klassgräns placeras i den högre klassen. Gränserna för påverkansbedömningsklasserna sammanfaller med gränserna för tillståndsklassningen med en gradering från (1) – Ingen eller obetydlig påverkan till (5) – Mycket stark påverkan. Påverkansklassning ges för de ämnen som listats i bilaga 1 i SGUs föreskrifter SGU-FS 2008:2. Dessa ämnen utgör vanliga grundvattenföroreningar från mänsklig verksamhet, även om vissa av ämnena också kan finnas naturligt. Påverkan bedöms även för temperaturförändring och för grundvattensänkning. För övriga parametrar görs enbart en indelning i tillståndsklasser.

Mer information om bakgrundshalter, betydelse för dricksvattenkvalitet och ekologiska system för de olika parametrarna ges i nästa kapitel.

Bakgrundsvärden – ingen eller obetydlig respektive måttlig påverkan

För ämnen som förekommer naturligt har bakgrundsvärden tagits fram. Bakgrundshalterna grundar sig på 90:e percentilen för medianhalterna hos alla stationer i den nationella miljöövervakningen och SGUs grundvattennät (se även bilaga 2). Detta följer i förenklad form delar av den metodik som utvecklats inom det EU-gemensamma BRIDGE-projektet^{1, 2}. Stationerna representerar ytligt jordgrundvatten i referensmiljöer, dvs. utanför tätorter och andra kraftigt påverkade områden. Bakgrundsvärdena för de organiska (syntetiska) ämnena grundar sig på analysdata från screeningundersökningar inom ramen för den nationella miljöövervakningen³ och den regionala miljöövervakningen i Dalarna⁴. Dessa data avser också grundvatten i jord.

Bakgrundsvärdena har använts på olika sätt vid indelningen i tillståndsklasser och vid påverkansbedömning. För metaller och ammonium används de efter avrundning uppåt som gräns för Ingen eller obetydlig påverkan. För de organiska ämnena inklusive bekämpningsmedel är det viktigt att framhålla att dessa ämnen inte finns naturligt i grundvatten. Det bör dock observeras att låga halter av t.ex. kloroform kan bildas i marken (se avsnittet *Salt*). Resultat från screeningundersökningarna har använts som stöd för att avgränsa den lägsta klassen. För dessa parametrar så har även hänsyn tagits till möjligheten att erhålla säkra analysresultat.

Tabell 1. Sammanställning av bedömningsgrundernas klassindelning. Riktvärden och nivåer för att vända trend på nationell nivå i föreskrifterna SGU-FS 2008:2 anges också. Parametrar för vilka en påverkansbedömning gjorts är markerade i starkare färg.

Kategori	Parameter	Enhet	Norm**	Klassindelning enligt bedömningsgrunder					Enligt SGU-FS 2008:2 bilaga 1* Utgångspunkt för Riktvärde att vända trend	
				1	2	3	4	5		
Försurning	Alkalinitet, HCO ₃	mg/l	T	>180	60–180	30–60	10–30	≤10		
	pH		T	>8,5	7,5–8,5	6,5–7,5	5,5–6,5	≤5,5		
Redox	Redox	klass	T	Aeroba	Svagt aeroba	Svagt anaeroba	Anaeroba	Blandvatten		
	Syre	mg/l	T	>10	7,5–10	5–7,5	2,5–5	≤2,5		
Organiska ämnen och partiklar	COD _{Mn}	mg O ₂ /l	T	<0,5	0,5–2	2–4	4–8	≥8		
	Färg	mg Pt/l	T	<5	5–15	15–30	30–60	≥60		
	Turbiditet	FNU	T	<0,5	0,5–1,5	1,5–3	3–6	≥6		
Salt	Klorid	mg/l	M P T	<5/20	20–50	50–100	100–300	≥300	50/75***	100
	Konduktivitet	mS/m	M P T	<10/25	25–50	50–75	75–150	≥150	55/65***	75
	Sulfat	mg/l	M P T	<5/10	10–25	25–50	50–100	≥100	100	250
Kväve	Ammonium	mg/l	M P T	<0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	0,5–1,5	≥1,5	0,5	1,5
	Nitrat	mg/l	G P T	<2	2–5	5–20	20–50	≥50	20	50
	Nitrit	mg/l	T	<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	≥0,5		
Metaller	Aluminium	mg/l	T	<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	≥0,5		
	Järn	mg/l	T	<0,1	0,1–0,2	0,2–0,5	0,5–1	≥1		
	Mangan	mg/l	T	<0,05	0,05–0,1	0,1–0,3	0,3–0,4	≥0,4		
Metaller	Arsenik	µg/l	M P T	<1	1–2	2–5	5–10	≥10	5	10
	Uran	µg/l	T	<5	5–10	10–15	15–30	≥30		
Metaller	Bly	µg/l	M P T	<0,5	0,5–1	1–2	2–10	≥10	2	10
	Kadmium	µg/l	M P T	<0,1	0,1–0,5	0,5–1	1–5	≥5	2	5
	Kvicksilver	µg/l	M P T	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,05	0,05–1	≥1	0,05	1
Metaller	Koppar	mg/l	T	<0,02	0,02–0,2	0,2–1	1–2	≥2		
	Krom	µg/l	T	<0,5	0,5–5	5–10	10–50	≥50		
	Nickel	µg/l	T	<0,5	0,5–2	2–10	10–20	≥20		
	Zink	mg/l	T	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,1	0,1–1	≥1		
Baskatjoner	Kalcium	mg/l	T	<10	10–20	20–60	60–100	≥100		
	Kalium	mg/l	T	<3	3–6	6–12	12–50	≥50		
	Magnesium	mg/l	T	<2	2–5	5–10	10–30	≥30		
	Natrium	mg/l	T	<5	5–10	10–50	50–100	≥100		
	Totalhårdhet	mg/l	T	<15	15–35	35–70	70–150	≥150		
	Totalhårdhet	dH	T	<2,1	2,1–4,9	4,9–9,8	9,8–21	≥21		
Oorganiska ämnen	Bor	mg/l	T	<0,01	0,01–0,1	0,1–0,5	0,5–1	≥1		
	Fluorid	mg/l	T	<0,4	0,4–0,8	0,8–1,5	1,5–4	≥4		
	Fosfat	mg/l	T	<0,02	0,02–0,04	0,04–0,1	0,1–0,6	≥0,6		
Radioaktiva ämnen	Radon	Bq/l	T	<100	100–500	500–1000	1000–2000	≥2000		
Bekämpningsmedel	Växtskyddsmedel	µg/l	G P T	<0,01	0,01–0,025	0,025–0,05	0,05–0,1	≥0,1/0,5****	Detekterat	0,1/0,5****
Organiska ämnen	1,2-diklorethan	µg/l	P T	<0,02	0,02–0,1	0,1–0,5	0,5–3	≥3	0,5	3
	Bensen	µg/l	P T	<0,02	0,02–0,1	0,1–0,2	0,2–1	≥1	0,2	1
	Benzo(a)pyren	µg/l	P T	<0,0005	0,0005–0,001	0,001–0,002	0,002–0,01	≥0,01	0,002	0,01
	Kloroform	µg/l	P T	<1	1–20	20–50	50–100	≥100	20	100
	Sum PAH4*****	µg/l	P T	<0,001	0,001–0,01	0,01–0,02	0,02–0,1	≥0,1	0,02	0,1
	Trikloretan + Tetrakloretan	µg/l	M P T	<0,1	0,1–1	1–2	2–10	≥10	2	10
Mikrobiologisk bedömning		SLV***** SOS*****	T	Tjänligt Tjänligt	Tj m. anm Tjänligt	Otjänligt Tjänligt	Otjänligt Tj m. anm	Otjänligt Otjänligt		
Temperatur	Temperatur	ΔT	P	<0,5	0,5–2	2–5	5–10	≥10		
Kvantitet			P T							

* Föreskrifterna kommer att revideras under 2013.

** M = ingår i minimiförteckningen över förorenande ämnen och indikatorer för vilka medlemsstaterna enligt grundvattendirektivet ska överväga att fastställa tröskelvärden (riktvärden för grundvatten), G = Riktvärdet för grundvatten är i överensstämmelse med EU-gemensam miljökvalitetsnorm angiven i grundvattendirektivet, P = Upptaget i SGU-FS 2008:2 och påverkansbedömning i bedömningsgrunder, T = Tillståndsklassning i bedömningsgrunder.

*** Det högre värdet gäller Västkusten.

**** Värdet 0,5 µg/l avser summan av uppmätta bekämpningsmedel (inkl. metaboliter).

***** Sum PAH4 avser summan av benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene och inden(1,2,3-cd)pyren.

***** Bedömning efter Livsmedelsverkets respektive Socialstyrelsens normer för dricksvatten.

Gränsvärden och riktvärden för dricksvatten – hög eller mycket hög halt

Bedömningsgrunderna har anpassats till Livsmedelsverket gränsvärden respektive Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten. Dessa gräns- och riktvärden är satta utifrån effekter avseende vattnets användbarhet som dricksvatten. Halter som överskrider dessa rikt- och gränsvärden klassas i bedömningsgrunderna som Mycket hög halt och i förekommande fall som Mycket starkt påverkade.

Tidigare bedömningsgrunder

Klassningen har för några parametrar (försurning, redox, salt, kväve, kadmium, zink, bly och arsenik) utgått från de tidigare bedömningsgrunderna. Vissa av klassgränserna har justerats (se kapitlet *Grundvattnets kvalitet* för detaljer för de olika parametrarna).

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

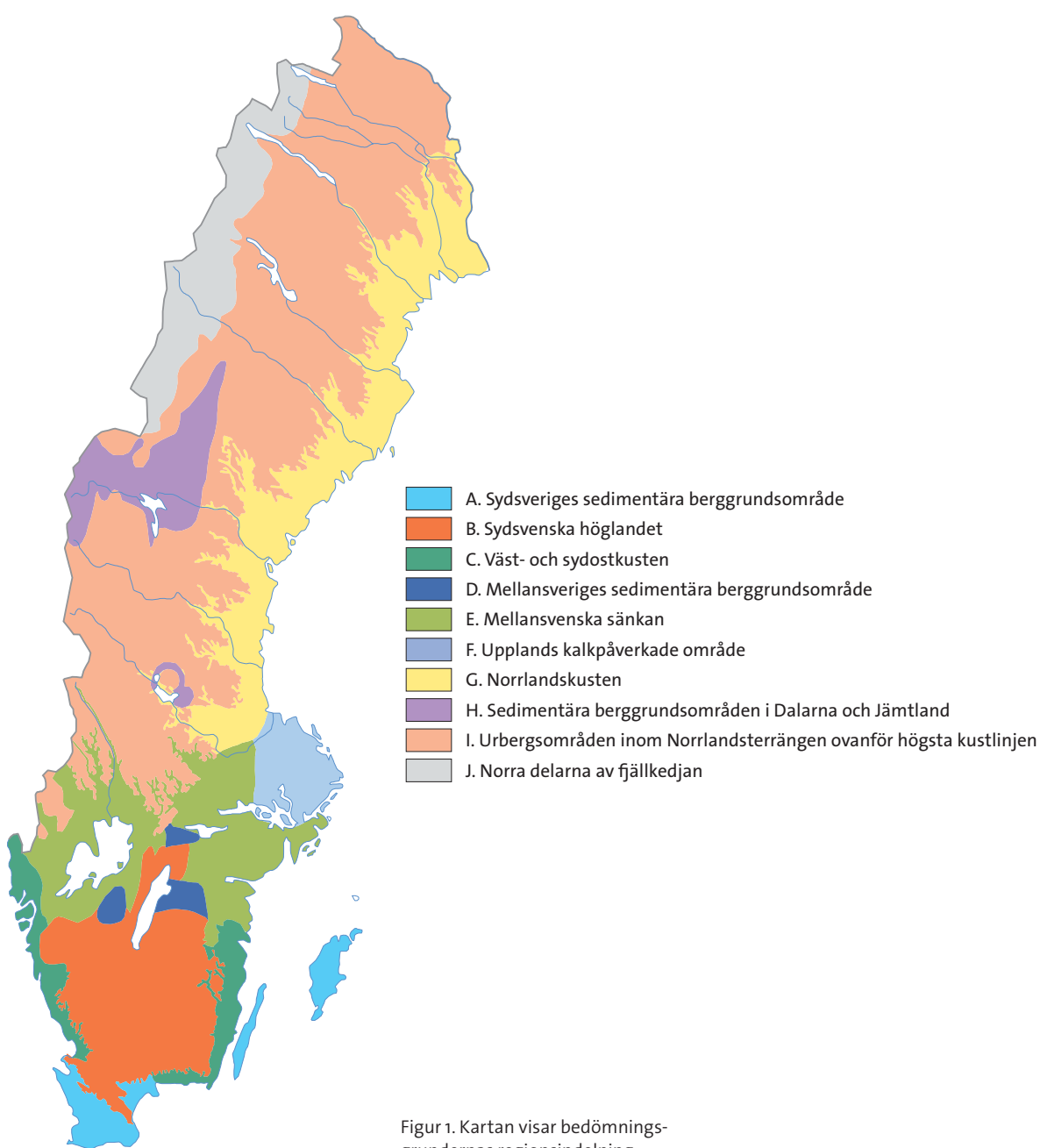
Klassgränserna har även anpassats till de nationella riktvärdena för grundvatten som tillämpas inom vattenförvaltning liksom till nivåerna för att vända trender. Av tabell 1 framgår emellertid att klassgränserna för några parametrar är förskjutna jämfört med de nivåer som SGU tidigare angett som utgångspunkt för att vända trend eller riktvärde (SGU-FS 2008:2). Detta har gjorts för att bättre anpassa gränserna till den naturliga variation som finns i det svenska grundvattnet. För vattenförvaltningens arbete gäller de riktvärden och utgångspunkter för att vända trend som anges i föreskrifterna fram tills ändringar av föreskrifterna meddelats. Överskrids dessa nivåer i de grundvattenförekomster som ingår i vattenförvaltningsarbetet ska åtgärder sättas in.

INDELNING I REGIONER OCH EFTER TYP AV PROVTAGNINGSPLATS

När man undersöker grundvattenkvaliteten i ett område vill man ofta veta om detta vatten överensstämmer eller avviker, p.g.a. lokal påverkan, från andra grundvatten med liknande förutsättningar. Här presenteras en indelning i geografiska regioner och efter typ av provtagningsplats som ett hjälpmedel till att kunna jämföra analysresultat.

Tio geografiska regioner

Sverige har delats in med avseende på likartade storskaliga naturförutsättningar vad gäller berggrund, jordartsförhållanden, klimat och hydrologi (fig. 1). Regiongränserna sammanfaller dels med bergarts-



gränserna mellan yngre sedimentära bergarter (kalkstenar, skiffrar, sandstenar m.m.) och kristallint urberg (granit, gnejs, granodiorit, m.m.) och dels med gränserna mellan områden som ligger under respektive över högsta kustlinjen, HK.

A – Sydsveriges sedimentära berggrundsområde omfattar sedimentära bergarter i Skåne samt på Öland och Gotland. Regionen karaktäriseras av lättvittrade jordar och bergarter vilket ger hög motståndskraft mot försurning. Höga naturliga sulfathalter och även förhöjda kloridhalter kan förekomma i anslutning till vissa bergarter. Regionen är belägen såväl under som över HK.

B – Sydsvenska höglandet omfattar urbergsområden ovanför HK från Skåne till södra delarna av Närke. Berg- och jordarter är relativt svårvittrade och området har därför låg motståndskraft mot försurning. Särskilt de västra delarna har varit utsatta för hög deposition av försurande ämnen.

C – Väst- och sydostkusten omfattar urbergsområden under HK längs Västkusten och Ostkusten, men också Kalmarssundsandstenen längs Smålandskusten. Även här är berg- och jordarter relativt svårvittrade. Läget under högsta kustlinjen med förekomst av leror och andra finkorniga jordar ökar dock motståndskraften mot försurning. Höga naturliga kloridhalter förekommer i kustnära områden samt från kvarvarande relik havsvatten i berggrund och jordlager. Tidigare var depositionen av försurande ämnen (gäller Västkusten) hög i området. Sulfidhaltiga gyttjeyordar kan vid dränering ge upphov till sura vatten med extrema sulfat- och metallhalter.

D – Mellansveriges sedimentära berggrundsområde omfattar den sedimentära berggrunden i Västergötland, Östergötland och Närke. Regionen är jämförbar med region A.

E – Mellansvenska sänkan omfattar urbergsområden under HK runt de stora mellansvenska sjöarna med relativt svårvittrade berg- och jordarter. Läget under högsta kustlinjen med förekomst av leror och andra finkorniga jordar ökar dock motståndskraften mot försurning. Höga naturliga kloridhalter förekommer i kustnära områden samt från kvarvarande relik havsvatten i berggrund och jordlager. Sulfidhaltiga gyttjeyordar kan vid dränering ge upphov till sura vatten med extrema sulfat- och metallhalter.

F – Upplands kalkpåverkade område utgörs av urberg men jordarna är kalkhaltiga genom sitt bergartsinnehåll som delvis har sitt ursprung i sedimentära bergarter i Bottenhavet. Motståndskraften mot försurning blir därför högre vilket förstärks av läget under högsta kustlinjen med förekomst av leror och andra finkorniga jordar. Höga naturliga kloridhalter förekommer i kustnära områden samt från kvarvarande relik havsvatten i berggrund och jordlager. Sulfidhaltiga gyttjeyordar kan vid dränering ge upphov till sura vatten med extrema sulfat- och metallhalter.

G – Norrlandskusten omfattar ett urbergsområde under HK med relativt svårvittrade berg- och jordarter. Läget under högsta kustlinjen, med förekomst av leror och andra finkorniga jordar ökar dock motståndskraften mot försurning. Höga naturliga kloridhalter förekommer i kustnära områden samt från kvarvarande relik havsvatten i berggrund och jordlager. Längs kusten kan svartmockor, dvs. sulfidhaltiga gyttjeyordar, vid dränering ge upphov till sura vatten med extrema sulfat- och metallhalter.

H – Sedimentära berggrundsområden i Dalarna och Jämtland karaktäriseras av lättvittrade jordar och sedimentära bergarter med hög motståndskraft mot försurning. Höga naturliga sulfathalter förekommer främst i anslutning till vissa bergarter i Jämtland. Området är beläget såväl över (Jämtland) som under HK (Siljansringen). Förekomsten av naturligt höga kloridhalter är dock låg eftersom områdena ligger över den marina gränsen (MG).

I – Urbergsområden inom Norrlandsterrängen ovanför högsta kustlinjen omfattar områden från Dalsland i sydväst till Treriksröset i norr. Berg- och jordarter är relativt svårvittrade. Inom detta stora område förekommer dock variationer i de naturgivna förutsättningarna. Exempelvis utmärker sig västra Dalarna med särskilt svårvittrad berggrund, t.ex. den jotniska sandstenen och dalaporfyryr, vilket ger svag motståndskraft mot förurning. Längst i norr täcks stora delar av myrmarker vilket kan medföra reducerande förhållanden och höga järn- och manganhalter i grundvattnet.

J – Norra delarna av fjällkedjan sträcker sig från nordvästra Jämtland till området norr om Torne träsk. Området präglas av en stor blandning av bergarter från svårvittrade kvartsiter och graniter till mer lättvittrade basiska bergarter som t.ex. amfiboliter, ännu mer lättvittrade skifferar och mycket lättvittrade, svagt omvandlade kalkstenar. Ytmässigt dominerar bergarter som är relativt lättvittrade. Stor nederbördsmängd och den starkt brutna topografin medför dock att ytliga grundvatten i jord har relativt snabb omsättningstid och därmed låg jonstyrka. Dalgångarna täcks ofta av myr- och kärrmarker vilket kan ge reducerande betingelser och höga järn- och manganhalter i grundvattnet.

Sex typer av provtagningsplatser

Syftet med indelningen efter provtagningsplatser är att dessa vanligen utnyttjar olika typer av akviferer, men också att vattenkvaliteten i en typ av provtagningsplats kan skilja sig från andra typer av provtagningsplatser i samma akvifer genom t.ex. att djup, uttagsmängd och påverkan från konstruktionsmaterial är olika. Det är också vanligtvis lätt att hänföra en analys från t.ex. en inventering till någon av dessa kategorier. I de tidigare bedömningsgrunderna användes istället en indelning i grundvattenmiljöer¹. Även om grundvattenmiljöerna inte längre används direkt som indelningsgrund i bedömningsgrunderna kan de ge en bra förståelse för hur grundvattnet bildas i olika terränglägen och under olika geologiska förhållanden samt vad detta har för betydelse för grundvattenkvaliteten (se faktarutan på sidan 27).

De sex olika typerna av provtagningsplatser som identifierats är:

1. Större vattentäkter grävda eller borrhade i jordlager.
2. Mindre vattentäkter (enskilda brunnar) grävda eller borrhade i jordlager.
3. Källor (vanligen med vatten från jordlager).
4. Grundvattenrör (vanligen borrhade i jordlager).
5. Större vattentäkter borrhade i berg.
6. Mindre vattentäkter (enskilda brunnar) borrhade i berg.

Med större vattentäkter avses vattentäkter som levererar mer än 10 m³ per dygn eller försörjer fler än 50 personer. Dessa vattentäkter omfattas av Livsmedelsverkets föreskrifter och har ofta ett vattenskyddsområde. Till denna grupp förs även övriga vattentäkter som omfattas av Livsmedelsverkets föreskrifter, t.ex. reservvattentäkter. Med mindre vattentäkter avses i huvudsak privata dricksvattenbrunnar. Dessa kan vara sämre lokaliserade i förhållande till föroreningskällor och även ha ett sämre tekniskt utförande och skydd jämfört med de större vattentäkterna.

Indelningen i sex typer av provtagningsplatser är inte heltäckande. Det är exempelvis svårt att placera in provtagning i bevattningsbrunnar eller vatten som pumpas från gruvor. Dessa kombinerar stora vattenuttag med stor risk för påverkan på vattenkvaliteten. Det får bedömas från fall till fall vilken typ av provtagningsplats som kan vara lämpligt att jämföra resultat med eller om en ny typ av provtagningsplats behöver definieras. Många större grundvattentäkter är beroende av konstgjord grundvattenbildning genom antingen inducerad infiltration eller bassänginfiltration för att täcka vattenbehovet. Ingen egen typ av provtagningsplats har definierats för dessa vattentäkter p.g.a. begränsat

FEM GRUNDVATTENMILJÖER BILDAR MOSAIKMÖNSTER I LANDSKAPET

Nederbörd som infiltrerar i markytan sjunker ner genom den omättade zonen till den mättade grundvattenzonen och förs sedan vidare som grundvatten. Grundvattnets kemiska sammansättning betingas av nederbördens kemi, vattnets kontakttid med markens organiska och oorganiska material, jord- och bergarternas geokemiska sammansättning och olika typer av geologiska lagerföljder på platsen. Terrängen kan klassificeras i fem olika grundvattenmiljöer för att täcka in olika lagerföljder som leder till olika kemisk beskaffenhet hos grundvattnet^{2, 3}. Ofta bildar grundvattenmiljöerna ett mosaikmönster i landskapet.

De sex olika typerna av provtagningsplatser utnyttjar olika grundvattenmiljöer. Såväl större vattentäkter i berg som enskilda brunnar i berg utnyttjar grundvattenmiljö 1 eller 2 (beroende på region). Större vattentäkter i jord är vanligen beroende av isälsavlagringar (grundvattenmiljö 4). Isälsavlagringen kan också vara täckt av lera eller annan kohesionsjordart (grundvattenmiljö 5). Enskilda brunnar i jord kan förutom isälsavlagringar (grundvattenmiljö 4) ofta utnyttja grundvatten i mindre grundvattenmagasin i morän eller svallsand (grundvattenmiljö 3) eller grundvatten under lera eller annan kohesionsjordart (grundvattenmiljö 5). Detsamma gäller källor och observationsrör i jord.

Grundvattenmiljö 1: kristallin berggrund

Miljön utgörs av kristallin berggrund där berget kan vara blottat eller täckt av jord. Den kristallina berggrunden domineras av gnejser och graniter. Grundvattnet finns i dessa bergarter i sprickor och grundvattenytan ligger vanligen inte mer än någon eller några meter under markytan, antingen i de ovanliggande jordlagren eller direkt i berget. Grundvattenbildningen sker i sprickorna eller i de överlagrande jordarterna. Grundvattenmiljö 1 består ofta av en mosaik av höjdområden med små jorddjup och jordfyllda sänkor däremellan. Sänkorna kan vara täckta av torv. Grundvattenomsättningen är under opåverkade förhållanden långsam med inflödesområden i höjddpartierna och utflöde i sänkorna. Resultatet blir därför ett vatten med relativt hög alkalinitet och låg järnhalt. På stora djup är ofta järnhalterna högre på grund av reducerande förhållanden. Höga järnhalter kan också orsakas av stora grundvattenuttag då grundvattenbildning från torvområden induceras (se avsnittet *Syre och redoxförhållanden*).

Grundvattenmiljö 2: sedimentär berggrund

Miljön utgörs av sedimentära bergarter, i huvudsak sandstenar, kalkstenar och skiffrar. Områden med sedimentär berggrund är vanligen täckta av mäktiga jordavlagringar, undantag utgörs av framför allt Gotland och Öland. Vilken bergart som utgör akvifer varierar, men oftast är det sandsten eller kalksten. Grundvattnet förekommer i bergarternas porsystem,

skiktfogar och sprickor. Sedimentär berggrund präglar tydligt grundvattenkvaliteten. Den ofta höga kalkhalten ger ett välbuffrat vatten med hög halt baskatjoner (t.ex. kalcium och magnesium). I många fall kan ett högt svavelinnehåll ge hög sulfathalt eller en reducerande miljö ge hög järn- och manganhalt.

Grundvattenmiljö 3: morän och svallsediment

Miljön utgörs av öppna akviferer i morän och svallsediment. Moränens sammansättning och mäktighet varierar. Grundvattenytan i moränen är vanligen marknära på grund av jordartens låga hydrauliska konduktivitet (ledningsförmåga). Även svallsediment kan ha en mycket varierande sammansättning och utgörs av grus, sand eller silt. Mäktigheten varierar, men är vanligen endast 1–2 m. Svallsediment förekommer under högsta kustlinjen i anslutning till isälsavlagringar och moränområden. De tunna jordmäktigheterna i denna grundvattenmiljö ger kort uppehållstid. Den korta uppehållstiden medför i regioner med kristallin berggrund vatten med mycket låg total salthalt. Dessa vatten är känsliga för försurning.

Grundvattenmiljö 4: isälsavlagringar

Miljön utgörs av öppna akviferer i isälsavlagringar. Isälsavlagringar utgörs av sand och grus och förekommer som åsar, deltan, terrasser m.m. Deras mäktighet varierar. Till miljö 4 hör även issjösediment och ytligt belägna grundvattenmagasin i älvsediment. Grovkorniga jordarter leder effektivt undan nybildat grundvatten och grundvattenytan kan därför ligga långt under markytan. Isälsavlagringarna utgör ofta våra största grundvattenmagasin. Upphållstiden är ofta lång även om vattnet är relativt rörligt. Halterna av kalcium och magnesium beror på ursprungsbergart och järnhalten av om grundvattenbildningen sker i en reducerande eller oxiderande miljö.

Grundvattenmiljö 5: morän och isälvssediment under lera och andra kohesionsjordarter

Miljön utgörs av slutna akviferer i morän och isälvsmaterial. Den överlagrande lerans (eller siltens) mäktighet varierar. Leran kan bestå av både glacial och postglacial lera. Grundvattenmiljö 5 ligger i dalgångar och lågområden. Grundvattenbildningen sker i omgivande höjdområden. Till miljö 5 hör även djupare grundvattenmagasin i älvsediment och grundvattenmagasin i intermoräna avlagringar. Upphållstiden i slutna akviferer är ofta lång och tillsammans med närvaron av finsediment med ofta hög kalkhalt finns en tendens till väl buffrade vatten med hög halt baskatjoner. I de slutna akvifererna råder ofta syrefria förhållanden och därmed höga halter järn och mangan. De överliggande finsedimenten utgör vanligen en god jordbruksmark. Påverkan av kvävehaltiga gödningsmedel kan slå igenom trots de skyddande finsedimentlagren.

underlag. Analysresultat från vattentäkter med bassänginfiltration har inte heller tagits med i den referensdatabas som används i bedömningsgrunderna. Det kan i vissa sammanhang vara viktigt att väga in påverkan från infiltrerat ytvatten vid bedömning av grundvattnets kvantitativa eller kvalitativa tillstånd. En preliminär genomgång indikerar dock att vattentäkter med konstgjord grundvattenbildning endast för ett fåtal kvalitetsparametrar skiljer sig signifikant från övriga större vattentäkter i jord.

Referensdatabas

En särskild referensdatabas med tillgängliga grundvattenanalyser har sammanställts. Databasen innehåller analyser från ca 47 000 enskilda brunnar, kommunala vattentäkter, källor och observationsrör i Sverige. Vattenproven har tagits av kommuner, brunnsborrhare, universitet, statliga verk och enskilda brunnsägare. De återspeglar grundvattnets sammansättning under de senaste decennierna med befintlig mänsklig påverkan i form av t.ex. sur nederbörd och kvävegödning. Detta till trots ger de en värdefull indikation på den naturliga variation som finns inom en population av grundvattenprover, speciellt då materialet indelas efter tillhörighet i geografiska regioner och efter typ av provtagningsplats. Referensdatabasen har använts för att ta fram bakgrundsvärden samt för tillstånds- och påverkansbeskrivning på nationell nivå för de olika parametrarna (se kapitlet *Grundvattnets kvalitet*). Bilaga 1 innehåller en detaljerad beskrivning av referensdatabasen.

Fördelning baserat på halt för de olika typerna av provtagningsplatser uppdelat på geografisk region respektive vattendistrikt finns i bilaga 10. Underlag för bakgrundsvärden finns även i bilaga 2.

GRUNDVATTNETS KVALITET

Nedan följer en genomgång av olika ämnen och parametrar för vilka tillståndsklassning och i förekommande fall påverkansbedömning tagits fram. I denna översikt behandlas de olika parametrarna på nationell nivå, dvs. utan särskild uppdelning i olika regioner. För många ämnen är emellertid den regionala variationen avsevärd, främst beroende på geologiska förhållanden. I kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats* beskrivs regionindelningen. Även den lokala miljön och uttagpunktens utformning är av betydelse för vattenkvaliteten. I bilaga 10 finns ett tabellverk över tillgängliga data uppdelade på geografisk region och typ av provtagningsplats. Dessutom visas en indelning efter vattendistrikt. För den regionala fördelningen av olika ämnen hänvisas även till kartor på SGUs webbplats.

Använda analysdata kommer från SGUs insamling av vattenkvalitetsdata från större (oftast kommunala) vattentäkter som finns lagrade i SGUs vattentäcksarkiv, data från den nationella och regionala miljöövervakningen för vilka SGU på uppdrag av Naturvårdsverket är datavärd och data från främst enskilda brunnar som finns i SGUs kemiarkiv, m.fl. databaser. Observera att denna sammanlagda referensdatabas även innehåller analyser från grundvatten som kan vara påverkade av olika typer av verksamhet, se även bilaga 1.

För parametrar som indelats i klasser utifrån grad av påverkan har samma klassgränser valts för tillståndsklassningen.

De olika parametrarna har ordnats i kategorier, se tabell 1 (sid. 23). De kategorier som har stor betydelse för olika ämnens löslighet och rörlighet i grundvattnet, såsom surhet (pH), redoxförhållanden och innehåll av löst organisk substans (t.ex. humussyror) och partiklar, behandlas först.

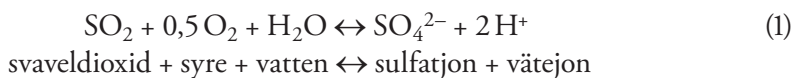
Metoder för att bedöma grundvattnets kvantitativa tillstånd och påverkan ges i nästa kapitel.

Försurning – alkalinitet och pH

pH och alkalinitet utgör mått på vattnets surhet respektive buffringsförmåga, vilket är av stor betydelse för andra ämnens förekomstformer och löslighet. pH anger halten av vätejoner (H^+) i vattnet enligt en logaritmisk skala, medan vattnets buffringskapacitet (alkalinitet) huvudsakligen utgörs av vätekarbonatjoner (HCO_3^-).

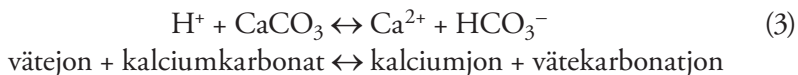
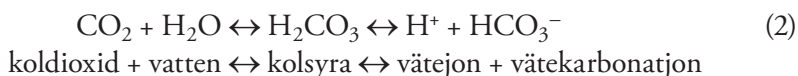
Under framför allt senare halvan av 1900-talet har hela Sverige utsatts för deposition av försurande svavel- och kväveföreningar^{1,2,3,4,5,6}. Depositionen har varit störst i sydvästra Sverige. Spåren av dessa försurande ämnen återfinns i form av sulfat, nitrat och tillhörande vätejoner i mark och vatten.

Sulfat bildas när svaveldioxid oxideras:



En stor del av tillskottet av sura ämnen har neutraliserats genom att sulfat har fastlagts i marken och genom jonbyte där vätejoner har ersatt baskatjoner, främst kalcium och magnesium, på markpartiklarna. Marken har genom dessa processer försurats medan grundvattnet ofta har skonats från pH-sänkningar. Förhöjda halter av baskatjoner i grundvattnet har emellertid visat att den ovanliggande marken har genomgått en försurningsprocess.

Markens kapacitet att genom dessa processer neutralisera syra är begränsad och för att i ett långt tidsperspektiv bedöma försurningsförändringar bör enbart neutralisation genom vittring ligga till grund för beräkningarna. Vittring producerar vätekarbonatjoner (HCO_3^-) och baskatjoner. Vid nedbrytning av organisk substans utarmas markluften på syre och anrikas istället på koldioxid. Koldioxid och vatten bildar kolsyra som medför att markmineralen vittrar, t.ex. kalciumkarbonat (kalksten).



Vätekarbonatjoner utgör huvuddelen av det som brukar kallas vattnets buffringsförmåga eller alkalinitet. Vid buffring neutraliseras de vätejoner som finns i vattnet varvid alkaliniteten förbrukas, dvs. reaktion (2) går åt vänster. Motståndskraften mot försurning bestäms alltså till stor del av hur lättvittrade mineralen i berggrund och jordarter är. I områden med svårvittrade jord- och bergarter (dvs. utan karbonatmineral) ökar vittringen endast obetydligt vid lägre pH. I grundvattnet kan vittringskapaciteten direkt avläsas i alkaliniteten. I svårvittrade områden blir vattnen jonsvaga med låg alkalinitet.

I de förra bedömningsgrunderna beräknades depositionen av svaveldioxid i södra Sverige, under andra halvan av 1980-talet, kunna leda till sulfathalter med ett medelvärde kring 15 mg/l. Sulfathalten motsvarade i många akviferer depositionsnivån. Avvikelser angavs kunna bero på lokala förhållanden i vattenomsättning eller deposition. Detta innebär att sulfathalter upp till 30 mg/l vid denna tidpunkt kunde beräknas bero på nedfall och motsvara en försurningseffekt kring 0,6 milliekvivalenter per liter (mekv/l). Detta nedfall bör ha påverkat jonsvaga grundvatten med motsvarande alkalinitet (räknat i ekvivalenter) mycket kraftigt⁷.

I områden där marken inte längre erbjuder något försurningsskydd tas vattnets alkalinitetsbuffert i anspråk. Alkaliniteten minskar i grundvattnet till en nivå där också pH-värdet börjar sjunka. Surt grundvatten kan frigöra aluminium och tungmetaller till grundvattnet och ökar också korrosionen i ledningsnät med åtföljande ökning av metallhalter i dricksvattnet.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Eftersom många ämnens löslighet och förekomstform är beroende av vattnets surhetsgrad är vattnets pH-värde en viktig faktor för grundvattnets kvalitet (se bilaga 9). Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

För pH och alkalinitet finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden för dessa ämnen. För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten*.

Bakgrundshalter

Det är svårt att fastställa vilka nivåer på **alkalinitet** och **pH** som är naturliga och som skulle ha rått om inte den kraftiga försurningen under 1900-talet hade ägt rum. Markens naturliga produktion av kolsyra har resulterat i en långsam försurning av marken sedan istiden. Till detta kommer utlakning av baskatjoner från markens övre delar, påverkan av svavelutsläpp från vulkaner etc. I markvattnet är pH-värdet vanligtvis mycket lågt på grund av organiska syror. När vattnet perkolerar ned till grundvattnet höjs pH-värdet successivt genom att de organiska syrorna bryts ned eller fastläggs, genom jonbytesprocesser och genom vittring som producerar alkalinitet. Vittringsprocesserna fortsätter i grundvattenzonen. Grundvattnets alkalinitet och pH ökar därmed med tiden och djupet i grundvattnet.

De naturliga halterna av sulfat och nitrat är vanligtvis låga i grundvattnet (se även avsnitten *Salt* respektive *Kväve* samt bilaga 3). Den naturliga depositionen av sulfat från havssalter och vulkanutbrott bidrar vanligen med några få milligram per liter. I jordlager och berggrund finns svavelhaltiga mineral, främst sulfider, som kan oxideras och i vissa grundvatten ge påtagliga bidrag till sulfathalten.

Om sulfathalten är mycket högre än vad som är rimligt i förhållande till tidigare deponition sker antagligen ett tillskott från jordlager och berggrund. Generellt kan detta anses gälla allt grundvatten med sulfathalter över 15 mg/l. Bidrag kan också komma från oxidation av svavel som ackumulerats i t.ex. våtmarker.

Motståndskraften mot försurning är naturligt hög i områden med kalk i jordlager eller berggrund dvs. främst regionerna A, D, F och H (för regionindelning se kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*). I övriga regioner är alkaliniteten generellt lägre även om högre alkalinitet kan uppmätas i t.ex. grundvatten under lera eller berggrundvatten med lång uppehållstid.

Halter i dricksvatten

För att undvika omfattande ledningskorrosion och förhöjda metallhalter bör **pH-värdet** i vattnet vara högre än 6,0 och helst över 6,5 vilket innebär att **alkaliniteten** åtminstone bör vara högre än 30 mg/l (0,5 mekv/l). Många brunnar i Sverige uppnår inte dessa krav. En del av dessa brunnar är naturligt sura. Den naturligt bildade kolsyran i vattnet ger ett lågt pH i grunda brunnar i områden med låg vittringskapacitet. Bergborrade brunnar har vanligen högre alkalinitet än brunnar i jordlagren. Livsmedelsverket anger att pH-värdet bör vara mellan 7,0 och 9,5 för att minska korrosionsangrepp. Högre pH-värden kan ge problem med utfällningar och smak samt försämra kemisk desinfektion. Mycket höga pH-värden förekommer främst i bergborrade brunnar.

Värden över det hälsomässiga gränsvärdet pH 10,5, som kan ge akuta skador på ögon och slemhinnor, orsakas dock vanligtvis av överdosering av alkaliskt medel i filteranordningar eller kontakt med betong. Vatten med så högt pH-värde är otjänligt och kan inte användas som dricksvatten.

Påverkan på ytvatten

Försurat grundvatten har bidragit och bidrar i viss mån fortfarande till försurningen av ytvatten. Under slutet på 1900-talet medförde utflödet av ett surt grundvatten med höga halter av aluminium katastrofala konsekvenser för fiskar och andra organismer i många vattendrag och sjöar i Sverige. I och med att depositionen nu minskat har försurningstillståndet successivt förbättrats även om många vattendrag, särskilt i sydvästra Sverige, fortfarande är försurade. Återhämtningen i sjöar och vattendrag indikerar att vattenkvaliteten i det ytligaste grundvattnet, som framför allt bidrar till vattnet i sjöar och vattendrag, också har förbättrats. Mätdata från grundvatten påvisar dock inte någon tydlig förbättring. Det är sannolikt att grundvattnet även under de kommande decennierna kommer att bidra till att fördröja en fullständig återhämtning i ytvattendrag. Skäl till detta är grundvattnets långa omsättningstider och att försurningstillståndet vad avser pH i skogsmarken är ganska oförändrat vilket innebär att återhämtningen för grundvattnet i inströmningsområden fördröjs.

Tillfälliga försurningsepisoder, s.k. surstötter, som tidigare haft särskilt stor negativ betydelse för djurlivet i mindre vattendrag har dock minskat⁸. Sådana försurningsepisoder inträffar vanligtvis under höglödessituationer på våren när surt smältvatten direkt kan påverka vattendraget samtidigt som höga grundvattennivåer ger en stor uttransport av ytligt surt grundvatten. Försurningsepisoder kan också uppstå efter torrperioder då sulfider och organiskt svavel oxideras till sulfat i våtmarker och bäcknära sediment. Vid kraftiga, västliga stormar kan deposition av havssalt i en sur mark ge upphov till försurningsepisoder genom jonbyte, men detta är mer sällsynt^{9,10}. De kortvariga förloppen i en försurningsepisod indikerar att de framför allt är beroende av mark- och grundvattenförhållandena nära vattendraget.

Påverkan från deposition, jordbruk, skogsbruk, gruvavfall och vid avsänkning av grundvattenytan

Utsläppen av svaveldioxid har minskat kraftigt i Europa, och i Sverige är depositionen nere på bråkdelar av nivåerna på 1970-talet när de var som högst¹¹. En stor del av den surhet som byggts upp och sulfat som ackumulerats finns dock fortfarande kvar i marken. I nästan alla stationer för SGUs grundvattenövervakning ses tecken på en återhämtning i form av minskande sulfathalter, däremot förekommer inte ökande pH-värden eller ökande alkalinitet.¹²

Mark och grundvatten kan också försuras genom kvävetillförsel, om kvävet inte tas upp fullständigt av vegetationen. Utvecklingen vad gäller minskning av nedfall av kväve har inte varit lika god som för svavel men den tidigare ökande trenden har förbytts mot en sjunkande trend som planat ut sedan 1995. I södra Sverige kan fortsatt deposition av kväveoxider och ammonium orsaka mer omfattande kvävemättnad i skogsmark och leda till kraftig försurning och höga halter av nitrat i grundvattnet i framtiden¹³. Tillförsel av kväve (framför allt i form av ammonium) vid intensivgödsling respektive ungskogsgödsling kan ge påtaglig lokal försurningspåverkan i alkalinitetsklass 4 och 5 om ammonium omvandlas till nitrat. Detta är en försurande process som snabbt kan påverka grundvattnet. Kväveläckage som leder till en halt av 1 mg NO₃-N/l (4,4 mg NO₃/l) i grundvattnet kan medföra en försurningseffekt upp till 0,07–0,14 mekv/l. Vid kvävegödsling av skogsmark med ammoniumnitrat tillsätts kalk för att minska försurningseffekten i marken. Neutraliseringen genom tillsatsen av kalk är relativt långsam och kommer framför allt markens övre delar till godo. Intensifieringen av skogsbruket med helträdsutnyttjande bedöms dock generellt innebära en större risk för försurningspåverkan än kvävegödsling.

Lokalt kan oxidation av sulfider ge extremt sura vatten. Oxidation av sulfider i organiska jordarter och i rester från gruvbrytning äger rum när de utsätts för syre. Dränering av sulfidhaltig mark kan således ge sura vatten med hög sulfathalt. Detta gäller i synnerhet sulfidjordar, däribland så kallade svartmockor¹⁴. I områden där sulfidmalmer har brutits kan varphögar och annat material ge upphov till extremt sura vatten med höga sulfathalter¹⁵. Även avsänkning av grundvattenytan i områden med

Tabell 2. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på vattnets buffringskapacitet (alkalinitet). I tabellen anges även vilka pH-värden som normalt erhålls vid de olika alkalinitetsklasserna

Klass	Tillstånd	Alkalinitet (HCO ₃)		pH	Kommentar
		(mg/l)	(mekv/l)		
1	Mycket hög halt	>180	>3	>6,5	Tillräcklig alkalinitet för att bibehålla acceptabel pH-nivå
2	Hög halt	60–180	1–3	>6,0	
3	Måttlig halt	30–60	0,5–1	5,5–7,5	Otillräcklig alkalinitet för att ge stabil och acceptabel pH-nivå
4	Låg halt	10–30	0,2–0,5	5,0–6,0	
5	Mycket låg halt	≤10	≤0,2	<6,0	Alkaliniteten ger oacceptabel pH-nivå

Tabell 3. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på vattnets pH

Klass	Tillstånd	pH	Kommentar
1	Mycket högt pH	>8,5	pH-värden över 10,5 medför att vattnet är otjänligt som dricksvatten eftersom det ger risk för akuta skador på ögon och slem hinnor
2	Högt pH	8,5–7,5	
3	Måttligt pH	6,5–7,5	
4	Lågt pH	5,5–6,5	pH-värdet 7 motsvarar neutralt vatten. pH-värden under 7 ökar korrosionen på ledningar etc.
5	Mycket lågt pH	≤5,5	

ALKALINITET OCH PH

Risk för låg alkalinitet (klass 4–5) finns framför allt i öppna akviferer i morän, svallavlagringar eller isälvsavlagringar i urbergsområden (region B, C, E, G, I och J; se kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*). I undantagsfall kan även grundvatten i bergborrade brunnar i dessa regioner ha låg alkalinitet (klass 4) men vanligtvis har vatten i bergborrade brunnar hög alkalinitet (klass 1 och 2). Mycket låg alkalinitet (klass 5) är relativt ovanlig

i brunnsvatten men förekommer i mycket ytligt jordgrundvatten som t.ex. flödar ut i källor. Ytligt grundvatten kan t.o.m. ha negativ alkalinitet (aciditet). I akviferer under lera eller silt är alkaliniteten ofta hög eller mycket hög även i urbergsregionerna (C och E). Detsamma gäller alla typer av grundvatten i områden med sedimentär berggrund och områden där jordlagren är påverkade av kalkmaterial (region A, D, F och H).

Grundvattnets alkalinitet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Alkalinitet (mg HCO ₃ /l)		>180	60–180	30–60	10–30	≤10
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	758	15	27	24	31	3
Enskild brunn i jord	12166	15	25	22	29	9
Källa i jord	1903	8	14	16	39	23
Rör i jord	175	14	7	10	22	47
Större vattentäkt i berg	501	26	57	11	5	0,4
Enskild brunn i berg	26 694	43	45	7	4	1
Alla provpunkter	42 991	32,7	37,1	12,2	13,3	4,6

Grundvattnets pH – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

I regel har pH-värdet mätts på laboratorium.

Klass		1	2	3	4	5
pH		>8,5	7,5–8,5	6,5–7,5	5,5–6,5	≤5,5
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	771	0,3	23	57	19	
Enskild brunn i jord	12 254	0,6	14	36	45	4
Källa i jord	1903	0,1	7	34	53	7
Rör i jord	165		4	27	40	28
Större vattentäkt i berg	528	1	63	32	4	
Enskild brunn i berg	27 152	4	53	35	7	0,7
Alla provpunkter	43 569	2,8	39,4	35,6	20,2	2,0

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv)

tunna jordtäcken med inslag av myrmarker kan ge ett surare vatten. Detta gäller även uttag av vatten ur berggrunden där dessutom uttagen ger en ökad grundvattenbildning till berggrunden vilket medför kortare uppehållstider och därigenom kortare tider för att vittringsprocesser ska kunna neutralisera det sura vattnet. Om grundvattenuttaget upphör återgår grundvattnets kemiska sammansättning så småningom till den ursprungliga¹⁶.

Bedömning av tillstånd

pH-mätningar i grundvatten är behäftade med mycket stor osäkerhet. Det gäller framför allt om mätningen inte är utförd direkt i fält. Kolsyra i grundvattnet kan avgå i form av koldioxid så fort vattnet kommer upp i luften varpå pH-värdet stiger. Det är bättre att använda **alkaliniteten** för att bedöma ett grundvattens tillstånd avseende försurning. Vätekarbonatjoner (HCO_3^-) bidrar absolut mest till alkaliniteten. Alkalinitet är en robust parameter som vanligen inte förändras mellan provtagning och analys. Undantagsvis kan oxidation och utfällning av metaller i grundvattnet leda till sänkt alkalinitet och pH vid kontakt med luftens syre. I områden där grundvattnet är nära mättnad avseende kalciumkarbonat (kalcit) kan de förändrade betingelserna när vattnet lämnar grundvattnet leda till kalkutfällning och därmed sänkt alkalinitet. I Sverige bestäms alkalinitet vanligen genom titrering med syra ned till pH-värdet 5,4. Om pH-värdet är lägre än 5,4 kan istället **aciditeten** bestämmas genom att titrera upp till pH 5,4 med en bas. Aciditet benämns ibland negativ alkalinitet. Vatten med aciditet klassas således i tillståndsklass 5 (tabell 2). Alkaliniteten kan också ungefärligt beräknas från mängden löst oorganiskt kol och pH.

Grundvattnets tillstånd vad avser motståndskraft mot försurning bedöms utifrån vattnets alkalinitet i fem klasser enligt tabell 2.

Ett annat närliggande mått på buffertkapaciteten är **ANC** (Acid Neutralizing Capacity) som utgör skillnaden mellan baser och de starka syrornas anjoner:

$$\text{ANC} = (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) - (\text{SO}_4 + \text{Cl} + \text{NO}_3)$$

ANC är därmed mer väldefinierat än alkalinitet och används bl.a. för bedömningsgrunder för ytvatten¹⁷. För grundvatten är alkalinitet ofta en huvudkomponent och det är värdefullt att ha en självständig bestämning av denna parameter istället för att vara beroende av att alla ingående komponenter i ANC är korrekt bestämda.

Grundvattnets tillstånd med avseende på **surhetsgrad (pH)** indelas i 5 klasser enligt tabell 3. Denna indelning används även för att visa olika ämnens pH-beroende, se bilaga 9. Observera att pH-värden som inte har mätts direkt i fält oftast är högre än det faktiska pH-värdet i grundvattenmagasinet. I vatten med t.ex. hög järnhalt kan emellertid pH-värdet sjunka efter provtagning.

Till de förra bedömningsgrunderna togs en metod fram som syftade till att jämföra vattnets kvarvarande motståndskraft mot försurning, alkaliniteten, med den rådande försurningsbelastningen. Som mått på försurningsbelastningen användes den regionala luftburna svaveldepositionen (exklusive havssalter). Eftersom den luftburna kvävedepositionen till större delen tas upp av vegetationen bedömdes den direkta försurningseffekten från kväve som begränsad och uteslöts därför från bedömningen. Denna metod är inte längre tillämpbar eftersom sulfatdepositionen har minskat så kraftigt. Med en fortsatt minskning av sulfatdepositionen och under förutsättning att kvävedepositionen inte ökar utan snarare minskar faller behovet av att bedöma påverkan från försurning bort. Det kommer emellertid att ta lång tid innan förhållandena i mark och grundvatten närmar sig de förhållanden som rådde under förindustriell tid vad avser försurningsstatus, och det kanske inte ens är möjligt att åter uppnå dessa förhållanden. Det finns därmed anledning att även fortsättningsvis följa utvecklingen av svavel- och kvävehalter i såväl deposition som i grundvatten bl.a. för att kunna bedöma utvecklingen av miljökvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*, samt risker vid olika typer av ingrepp. Ett exempel är att kvävegödsling av skogsmark kan ge kraftiga försurningseffekter på det ytliga grundvattnet.

Syre och redoxförhållanden

Syrehalt och **redoxpotential** är av betydelse vid karaktärisering av grundvatten, eftersom de påverkar många ämnens löslighet och därmed halterna i vattnet (se även bilaga 9). Tidigare har syre vanligtvis inte mätts vid undersökning av grundvatten eller vid analys av dricksvatten från enskilda brunnar i Sverige. SGUs grundvattenövervakning utgör dock ett undantag där syre har mätts sedan 1976. Eftersom dessa stationer i huvudsak utgörs av källor och grunda rör så kan det förmodas att de representerar mer syresatta förhållanden än vad som kan förekomma i djupare grundvatten, även om reducerande förhållanden kan förekomma i källor som avvattnar slutna akviferer. Även redoxpotentialen mättes under ett antal år.

Begreppet redox står för en stor grupp kemiska reaktioner som innebär överföring av elektroner. När ett ämne oxideras lämnar det ifrån sig elektroner till ett annat ämne som då reduceras. Många redoxreaktioner är ytterst långsamma om de inte katalyseras av bakterier. Det är vattnets redoxpotential, elektriska spänningsskillnad, som avgör om och när en viss reaktion kan äga rum. Redoxpotentialen betecknas Eh och kan ses som ett mått på drivkraften för reaktionen.

Såväl syrehalt som redoxpotential ändras när vatten kommer i kontakt med luft vid provtagning och det är därför viktigt att genomföra mätningen direkt vid provtagningen, gärna in situ. Vid mätning av syrehalten kan man även direkt tillsätta reagens för att senare bestämma halten (den s.k.

REDOX

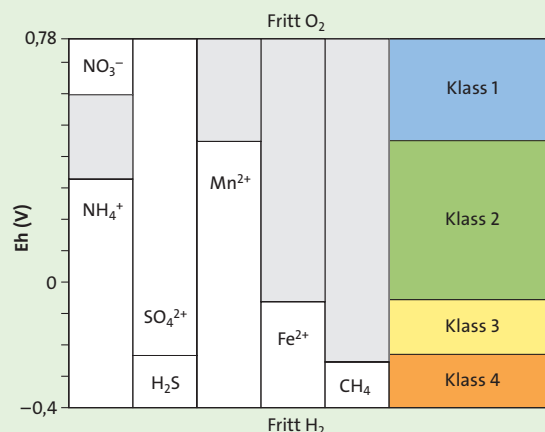
Det finns flera sätt att mäta vid vilken energinivå en viss reaktion kan äga rum. Ett är att mäta den elektriska spänningsskillnaden mellan en vattenlösning med de ämnen man är intresserad av och en standardiserad vätgaselektrod. Spänningsskillnaden kan ses som ett mått på drivkraften för reaktionen. Denna benämns redoxpotential, Eh, och reaktionerna är ofta reversibla. Beroende på om redoxpotentialen ligger över eller under jämviktsläget är antingen den oxiderade eller reducerade formen av ämnet stabil. De två formerna bildar ett reaktionspar (redoxpar). Således är exempelvis nitrat stabilt för Eh över ca 0,6 volt medan den stabila formen av kväve under detta värde är kvävgas.

Lägre Eh-värden betyder mer reducerade förhållanden. Ytterligheterna för en vattenlösning är då syrgas frigörs vilket sker vid Eh ca 0,78 volt och då vätgas frigörs vid Eh ca -0,4 volt, se figuren.

Jämviktspunkten påverkas också av pH och temperatur. Om båda formerna av ett reaktionspar förekommer samtidigt är detta ett tecken på att Eh i vattenlösningen befinner sig i en jämviktspunkt och kommer att befinna sig där till dess det ena ämnet i reaktionsparet är förbrukat. Man säger att systemet är redoxbuffrat. Kännedom om vilka redoxkänsliga ämnen som finns lösta kan således användas för att bestämma inom vilket intervall redoxpotentialen ligger.

Figuren visar förekomstformer för några redoxkänsliga ämnen och den indelning i redoxklasser som

används i bedömningsgrunderna. De två kväveföreningarna finns samtidigt i lösning i det grå området. Svavel i sulfatjoner reduceras till sulfid vid låg redoxpotential varvid gasen svavelväte kan bildas. Mangan och järn är svårslösliga i det grå området. Vid låg redoxpotential kan kol som finns bundet i organiskt material frigöras som metangas (CH_4). Klass 5 innebär kombinationer av ämnen i lösning som bara uppträder i vatten som inte har kommit i kemisk jämvikt. Klassen kan därför inte placeras in i denna figur. Förhållandena gäller vid pH 7. Ett lägre pH medför att gränserna flyttas något högre upp.



Winklermetoden). Eftersom syres löslighet i vatten är starkt temperaturberoende bör även vattentemperaturen noteras (jfr. tabell 4). Redoxpotentialen kan mätas direkt i vattnet, men det är svårt att få korrekta värden. Till förra *Bedömningsgrunder för grundvatten* utarbetades därför en metod att indela grundvatten i redoxklasser. Metoden utgår från halter av de redoxkänsliga ämnena järn, mangan och sulfat¹. Dessa uppträder i en vattenlösning inom specifika redoxintervall och sammantagna ger de ett gemensamt snävare intervall där löslighetsvillkoren för alla tre är uppfyllda (se tabell 5). Att dessa parametrar valdes motiverades av att de normalt förekommer i relativt höga halter i de flesta naturliga grundvattensystem. Därför utgör dessa ämnen ett robust bedömningssystem.

Som nämnts ovan är syrehalt och redoxpotential viktiga pusselbitar för att karaktärisera grundvatten eftersom de påverkar många ämnens löslighet. Redoxprocesser katalyseras oftast av mikroorganismer och redoxpotentialen, och ibland även syrehalten, styr vilka processer som är möjliga. Däremot är det svårt att entydigt peka ut vad som är en ”bra” syrehalt eller redoxpotential. Syrefattiga vatten med låg redoxpotential kan medföra höga järn- och manganhalter i grundvatten vilket ger problem vid dricksvattenframställning. Syrefria förhållanden möjliggör emellertid också denitrifikation, en process som, i områden med stora kväveläckage, kan minska nitrathalterna till acceptabla nivåer. Nedbrytning av en del bekämpningsmedel och vissa andra organiska föroreningar kan också gynnas av en syrefri (anaerob) miljö.

Tabell 4. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på vattnets syrehalt. Beräknad syremättnad vid atmosfärstryck vid olika temperaturer ges som jämförelse⁵.

Klass	Tillstånd	O ₂ (mg/l)	Syremättnad (%)			Kommentar
			4 °C	8 °C	12 °C	
1	Mycket hög halt	>10	>76	>85	>93	Aeroba vatten, oftast i kontakt med luft
2	Hög halt	7,5–10	57–76	64–85	69–93	
3	Måttlig halt	5–7,5	38–57	42–64	46–69	
4	Låg halt	2,5–5	19–38	21–42	23–46	
5	Mycket låg halt	≤2,5	≤19	≤21	≤23	Anaeroba (syrefria) vatten

Tabell 5. Klassning av grundvattnets redoxstillstånd

Klass	Tillstånd	Fe mg/l	Mn mg/l	SO ₄ mg/l		Kommentar
				Södra Sverige*	Norra Sverige**	
1	Hög redoxpotential (aeroba vatten)	<0,1	<0,05	≥5	≥2	Oftast utmärkta grundvatten ur dricksvattensynpunkt. Kan normalt distribueras utan behandling. God luftning gör att måttliga mängder av organiska föroreningar snabbt bryts ner.
2	Måttligt hög redoxpotential (aeroba vatten)	<0,1	≥0,05	≥5	≥2	Ibland kan det vara nödvändigt att lufta och filtrera bort mangan.
3	Låg redoxpotential (anaeroba vatten)	≥0,1	≥0,05	≥5	≥2	Detta vatten kan komma från stort djup eller under lång tid ha påverkats av reducerande järnhaltiga mineral. Vattnet kräver alltid behandling för hög järnhalt. Ett mycket vanligt kvalitetsproblem i Sverige.
4	Mycket låg redoxpotential (anaeroba vatten)	≥0,1	≥0,05	<5	<2	Mycket besvärligt grundvatten att behandla. Ofta förenat med svavelvätelukt, metan etc. Ska helst undvikas.
5:1	Blandvatten typ 1	<0,1	alla värden	<5	<2	Inte i redoxjämvikt. Vatten som leder till stora tekniska besvär. Ofta förenat med järnutfällningar, igensättning, lukt och problem med bakterier.
5:2	Blandvatten typ 2	≥0,1	<0,05	alla värden	alla värden	

* Region A, B, C, D, E och F. För regionindelning se kapitlet *Indelning i regioner och typ av provtagningsplats*.

** Region G, H, I och J. Längs kusten i region G finns områden med svartmockor (sulfidjordar) där sulfathalterna är betydligt högre.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Eftersom många ämnens löslighet och förekomstform är beroende av vattnets redoxförhållanden är detta en mycket viktig faktor för grundvattnets kvalitet (se bilaga 9). Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

För syre och redoxförhållanden finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden för dessa parametrar.

Bakgrundshalter – naturliga förhållanden

Mer syre kan lösas i kallt vatten än i varmt. Vid 0 °C är lösligheten vid atmosfärstryck ca 14 mg/l, vid 8 °C cirka 11,5 mg/l och vid 20 °C cirka 9 mg/l². Vatten som infiltrerar i marken är mättat med syre eftersom det har varit i kontakt med luft. När vattnet perkolerar ned mot grundvattnet åtgår syre för nedbrytning av organiskt material. Genom diffusion kan syre fyllas på, men i regel är syrehalten lägre i markvattnet än i nederbörden. När vattnet når grundvattenzonen avtar möjligheterna drastiskt att ersätta det syre som förbrukas, eftersom diffusion genom vatten är mycket långsammare än genom luft. Om vattnet då fortfarande innehåller organiska ämnen, om det finns organiskt material i jordlager eller berggrund under grundvattenytan som kan brytas ned, eller om andra syrekrävande reaktioner förekommer, så kommer syrehalten successivt att minska med tiden och därmed med djupet. Samtidigt sjunker **redoxpotentialen**. När syret i stort sett har förbrukats startar andra redoxreaktioner³. Områden med lera eller torv uppvisar lägre syrehalter i grundvattnet än sand-, grus- och moränområden.

Syre och redoxpotential i dricksvatten

Vattnets redoxstillstånd ger information om vilka problem som kan förväntas när vattnet pumpas upp ur brunnen. Information om redoxstillståndet kan visa om vattnet kommer att vara svårt att behandla för att minska halten av löst järn och mangan, om vattnet kommer att avge gaserna svavelväte eller metan, eller om utfällning av järn och mangan kommer att äga rum.

I många brunnar är svavelväte ett problem. Om svavelväte förekommer luktar dricksvattnet ungefär som ruttna ägg. Lukten kan dock åtgärdas genom luftning av vattnet. Halten svavelväte som förekommer i dricksvatten är normalt ofarlig⁴. Vatten med reducerande egenskaper kan således skapa problem vid dricksvattenförsörjning. Reducerande förhållanden förekommer främst i djupa bergborrade brunnar, men även i slutna jordakviferer och i anslutning till torvområden. Redoxreaktioner inträffar ofta när vatten av olika kvalitet och ursprung blandas. Om en tillfällig störning upphör kommer de instabila vattnen på sikt att inta en ny kemisk jämvikt. Dessa blandvatten är ofta svåra att behandla så att bra dricksvattenkvalitet erhålls, se tabell 5.

Påverkan på ytvatten

Utströmning av stora mängder syrefattigt vatten med låg redoxpotential kan sannolikt påverka ytvatten negativt, dels genom direkt påverkan på organismer som är beroende av syrerikt vatten och dels indirekt genom att låga redoxpotentialer ökar lösligheten av fosfor i berggrund och i jordlager inklusive strand- och bottenområden. Låga redoxnivåer ger emellertid också möjlighet till denitrifikation och därigenom minskning av nitrat i det utströmmande vattnet.

Påverkade förhållanden – upplag, deponier, jordbruk, avlopp, intrusion

Grundvattnets halt av syre minskar och redoxpotentialen sjunker vid ökad tillförsel av organiskt material. Detta kan förekomma vid upplag eller deponier som innehåller nedbrytbart organiskt material. Andra exempel är påverkan av avloppsvatten från infiltration eller läckande avloppsledningar. Även försumpning och grundvattenströmning från kärr och myrområden kan medföra reducerande förhållanden. Tillförsel av nitrat från t.ex. gödsling av åkermark kan däremot stabilisera vattnets redoxpotential på en högre nivå vilket kan minska problem med för höga järn-, mangan- och sannolikt även arsenikhalter.

Förändrad grundvattenströmning kan medföra att vatten med annan redoxstatus tillförs.

Bedömning av tillstånd

Grundvattnets tillstånd med avseende på syrehalt indelas i fem klasser enligt tabell 4. Eftersom syrehalten naturligt kan variera från att vara i jämvikt med atmosfärens halt till syrefria (anaeroba eller anoxiska) förhållanden så är det inte så meningsfullt att bedöma om vattnet är påverkat enbart utifrån syrehalten. Istället kan uppmärksammas om syrehalten förändras och om detta ger eller kan ge upphov till negativa effekter.

Grundvattnets tillstånd med avseende på redoxförhållandet redovisas i fem klasser enligt tabell 5. Indelningen går från klass 1 som omfattar aeroba vatten med hög redoxpotential till klass 4 där vattnet kommer från en reducerande miljö (låg redoxpotential) där reduktion av sulfat förekommer. De fyra första redoxklasserna avser vatten i jämvikt. Klass 5 avser två typer av vatten som inte befinner sig i redoxjämvikt; i sådana vatten har en balans mellan olika joner inte hunnit bildas. Typ 5:1 avser vatten med mycket låga halter av järn i kombination med mycket låga sulfathalter. Typ 5:2 avser vatten med förhöjda halter av järn i kombination med mycket låga manganhalter. Uppenbar påverkan på redoxförhållandena finns i ett kort tidsperspektiv i blandvatten. Uppkomsten av blandvatten kan ha olika orsaker:

- att akviferen är stratifierad, med olika redoxförhållanden i lagerföljden. I samband med utströmning i ett källflöde eller vid inflödet i en brunn blandas vatten från de olika lagren.
- att grundvattnet är antropogent påverkat.

Avseende såväl syrehalt som redoxpotential kan grundvatten ha både höga och låga nivåer naturligt. För att avgöra om vattnets syrehalt eller redoxpotential har förändrats så att det medfört negativa konsekvenser behövs tillgång till en serie av tidigare mätningar som kan avslöja förändringar över tiden.

Grundvattnets nivåvariationer under året kan i sig medföra förändringar i redoxförhållanden. Grundvattennivån bör således alltid dokumenteras vid provtagningen för att bättre kunna utvärdera orsakerna till redoxförändringar.

Hittills har erfarenheter om hur syrehalterna i grundvattnet varierar i tid och rum främst vunnits genom mätningar inom miljöövervakningen och omfattar därmed i stort sett enbart ytliga grundvatten. Kunskap om syreförhållanden i andra grundvattenmiljöer saknas till stor del idag. I och med att syre tagits upp bland de parametrar som enligt Vattendirektivet ska bestämmas inom vattenförvaltningen så kommer antalet analyser att öka de närmaste åren. Det finns en självklar koppling till redoxklassningen. Både mätning av syrehalt och bestämning av redoxklass kan vara till hjälp för att förutsäga redoxkänsliga ämnens uppträdande, t.ex. fosfat, nitrat eller arsenik (se även bilaga 9).

Hur kan redoxförändringar tolkas?

Några vanliga orsaker till förändrade redoxförhållanden ges i följande exempel:

- En förändring från klass 1 till klass 2 (förhöjda manganhalter) i en grundvattentäkt är ofta ett tecken på en strandinfiltration. Ett stort grundvattenuttag har lett till att strömningsriktningen har förändrats och medfört inducerad ytvatteninfiltration vid stranden där grundvatten tidigare läckt ut.
- En förändring från klass 2 till klass 3 eller från klass 3 till klass 4 kan ha många orsaker, men störningen är stabil och nya termodynamiska jämviktsförhållanden har inställt sig. En orsak kan vara pumpning eller dränering som förändrat grundvattnets flödesriktning. Ett tidigare utströmningsområde har omvandlats till ett inströmningsområde där grundvattenbildning sker. I utströmningsområden ligger ofta torvområden eller andra jordar med en hög organisk halt. Organiskt material, som vid nedbrytning leder till mer reducerade förhållanden, kan också komma ifrån kalhyggen, läckage från avloppsinfiltrationsanläggningar eller från områden med kraftigt stallgödslad mark. En annan orsak till förändringen kan sökas i grundvattenuttag som görs under torrperioder. Det kan leda till att stillastående grundvatten sätts i rörelse. Denna typ av vatten har befunnit sig länge i akviferen och är ofta syrefritt och järnhaltigt.
- Förändringar från klass 1, 2, 3 eller 4 till klass 5 visar att blandning sker mellan vatten av olika härkomst. De vanligaste orsakerna till blandvatten är ändrade strömningsriktningar. Detta kan ske naturligt eller p.g.a. antropogena verksamheter såsom t.ex. grundvattenuttag och dränering.
- Förändringar från en högre till en lägre klass, dvs. mot mer oxiderande förhållanden, kan bero på nitratutsläpp. Även minskade utsläpp av föroreningar av organiskt material kan skapa mer oxiderande förhållanden.

SYREHALT OCH REDOXFÖRHÅLLANDEN

Väl syresatta vatten med hög redoxpotential förekommer främst vid större vattentäkter i jordlager och i källor. I källor kan vattnet ha syresatts vid kontakten med luft. I källor är det enligt tillgängliga data ovanligt med vatten i redoxklass 2–4, däremot återfinns mer än en femtedel i klass 5, blandvatten. I källor blandas vatten med olika uppehållstid i akvi-

feren och dessutom möter vattnet en ny redoxmiljö när det kommer ut ur marken.

För de större vattentäkterna i jord eller berg är det relativt ovanligt med vatten i redoxklass 5. Detta kan bero på att blandvatten ofta är svårbehandlade och därför undviks som råvatten för större vattenförsörjningsanläggningar.

Grundvattnets syrehalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent

Observera att det finns få analyser från vattentäkter och brunnar.

Klass		1	2	3	4	5
Syrehalt (mg/l)		≥10	7,5-10	5-7,5	2,5-5	0-2,5
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	22	9	18	36	32	5
Enskild brunn i jord	60	8	12	23	23	33
Källa i jord	444	17	21	23	22	17
Rör i jord	128	3	21	33	29	14
Större vattentäkt i berg	0					
Enskild brunn i berg	28		11	18	39	32
Alla provpunkter	735	12,0	19,3	26,1	24,1	18,5

Grundvattnets redoxförhållanden – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent

Typ av vatten		Aeroba vatten		Anaeroba vatten		Blandvatten
Klass		1	2	3	4	5
Redoxpotential		Hög	Måttligt hög	Låg	Mycket låg	Oklar
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	695	57	6	21	2	14
Enskild brunn i jord	7 007	39	8	25	1	27
Källa i jord	1 211	65	3	9	1	21
Rör i jord	164	32	10	21	5	32
Större vattentäkt i berg	463	32	14	43	1	10
Enskild brunn i berg	18 432	23	13	39	2	23
Alla provpunkter	28 894	30,2	11,2	33,3	1,8	23,5

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäktsarkiv och Kemiarkiv)

Oxiderbarhet, färg och turbiditet

Oxiderbarhet (COD_{Mn}) är ett mått på mängden lösta, oftast naturligt förekommande, organiska ämnen i grundvattnet, så kallad kemisk syreföbrukning. Även vattnets **färg** ger en indikation på halten organiska ämnen (t.ex. humussyror). Eftersom många ämnens löslighet, förekomstform och rörlighet beror på vattnets innehåll av organiska ämnen är dessa parametrar viktiga faktorer vid bedömning av grundvattnets kvalitet (se även bilaga 9). Även grundvattnets **turbiditet** (grumlighet) kan ibland bidra till ökad rörlighet för ämnen, som kan adsorberas på de små partiklarna.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvaliteten som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljö kvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Detta ska utföras enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sid 15.

För dessa parametrar finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för Vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden. Färg, turbiditet och oxiderbarhet är indikativa parametrar som i sig själva inte borde ge upphov till att god kemisk grundvattenstatus inte nås. Men de kan, om det konstaterats att deras förekomst i förhöjda halter tyder på mänsklig tillförsel av skadliga ämnen, användas som indikatorer.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Vattnets färg, turbiditet och oxiderbarhet är viktiga egenskaper som kan ha olika orsaker. Vattnets **färg** beror huvudsakligen på innehållet av organiska ämnen. En hög järnhalt, speciellt i form av organiska järnkomplex, kan också bidra till färgen.

Turbiditeten, dvs. vattnets grumlighet, kan bestå av utfällningar i form av små partiklar t.ex. av järnoxider, järnhydroxider eller av kalk. Turbiditeten kan också bero på transport av partiklar från markyta och jordlager, t.ex. av lerpartiklar. Vid brunnsborrning frigörs en stor mängd partiklar vilket kan öka grumligheten i vattnet från nya brunnar.

Vattnets **oxiderbarhet** (COD_{Mn}) beror främst på mängden oxiderbart organiskt material. Analysen kan dock störas av förekomst av oxiderbara metaller, t.ex. järn, då dessa också oxideras. Vattnets innehåll av organiska ämnen och därmed dess oxiderbarhet och färg kan vara mycket hög i det ytliga markvattnet. Vid perkolationen ner genom marken minskar den organiska halten successivt och partiklar kan fastläggas. Markvattenprov uttagna strax ovanför rostjordslagret i ett podsolområde är vanligtvis mycket starkt brunfärgade medan ett prov några decimeter längre ned i marken kan vara alldeles klart. Grundvattnets oxiderbarhet, som ju beror på organiska ämnen, är således normalt sett låg och färgen är svag i opåverkat grundvatten.

När man tar upp vatten med mycket löst järn ur t.ex. en brunn så kan emellertid oxidation och utfällning av järn ge vattnet färg och ökad turbiditet. Om vattnet istället är nära kalkmättad kan små kalkpartiklar börja fällas ut när pH-värdet höjs och vatten värms upp, vilket ökar turbiditeten.

Halter i dricksvatten

Stark färg, turbiditet eller stort innehåll av **organiska ämnen** i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten, främst på grund av tekniska och estetiska problem. Dricksvatten ska vara tilltalande. Livsmedelsverket anger att färg över 15 mg Pt/l i utgående vatten respektive över 30 mg

Pt/l hos användaren innebär att vattnet är tjänligt med anmärkning. För turbiditet anges på samma sätt att 0,5 FNU respektive 1,5 FNU är gränserna för tjänligt med anmärkning.

För oxiderbarhet anges att nivåer på COD_{Mn} över 4 mg O₂/l hos användaren innebär att vattnet är tjänligt med anmärkning som dricksvatten. Orsakerna till ökad färg eller turbiditet bör alltid undersökas eftersom det bl.a. kan indikera störningar i processerna i vattenverket eller i distributionsnätet. För den enskilda vattenförsörjningen anger Socialstyrelsen att färg över 30 mg Pt/l, turbiditet över 3 FNU samt oxiderbarhet (kemisk syreförbrukning; COD_{Mn}) över 8 mg O₂/l medför att vattnet betecknas som tjänligt med anmärkning.

Ökad turbiditet, färg eller högre halt av organiska ämnen (höjt COD_{Mn}-värde) kan vara en indikation på att ytligt vatten tränger in i brunnen. Erfarenhetsmässigt uppträder ofta mikrobiologiska vattenkvalitetsproblem i samband med ökad turbiditet. Ökad färg, COD_{Mn}-värde och turbiditet indikerar också möjlighet till ökad transport och högre halter av metaller i vattnet eftersom metaller kan bindas i organiska komplex eller till kolloider vilket ökar rörligheten i mark- och grundvatten för många metaller.

Parametrarna hör ofta ihop med lukt och smak. Dessa aspekter behandlas inte vidare här, men dricksvatten ska klassas som otjänligt när en tydlig främmande lukt eller smak indikerar att vattnet är så förorenat att det inte ska användas som dricksvatten eller när en mycket stark smak gör vattnet uppenbart motbjudande. Orsaken till onormala förändringar ska alltid undersökas. Även svag lukt eller smak indikerar någon form av påverkan, vars orsak bör fastställas. Olika individer är olika känsliga för att uppfatta lukt och smak¹.

Påverkan på ytvatten

Det är oklart i hur stor utsträckning utflödet av grundvatten bidrar till de negativa effekter som uppstår i ytvattensystem vid hög halt av oxiderbara ämnen (COD_{Mn}), hög färg och hög turbiditet. Om det finns gott om lätt nedbrytbart organiskt material, dvs. hög halt av oxiderbara ämnen, i grundvattnet kommer detta att kunna leda till syrebrist i ytvattnet när de organiska ämnena bryts ned, vilket ger betydande negativa konsekvenser för näringsbalans och ekosystem. Starkt grumligt eller färgat vatten minskar djupet dit solljus når. Detta kan minska primärproduktionen och minskar också sikten i vattnet. På dessa och många andra sätt kan ekosystem förändras på grund av tillförsel av organiska ämnen, eller förändringar i färg eller grumlighet.

I regel har det djupare grundvattnet lägre halt av organiska ämnen, grumlighet och färg än ytvatten. Om grundvatten bidrar med dessa komponenter så är det förmodligen i huvudsak genom påverkan från ytligt grundvatten i utströmningsområden och grundvattenavrinning från myrområden². Särskilt under torrperioder kan vattnet från myrområden vara mycket starkt färgat. Under de senaste decennierna har det uppmärksamats att färgen i många ytvatten ökar³. Orsakerna till denna s.k. brunifiering är inte klarlagd men orsaker som nämnts är att klimatförändringar ger ett varmare klimat som mobiliserar mer organiskt material och att högre och därmed ytligare grundvattenflöden transporterar ut mer organiska ämnen till ytvattnet. Det kan också tänkas att den minskade försurningen med en ändrad markkemi, bl.a. i form av minskad jonstyrka och förändrad aluminiumkemi kopplat till de minskade sulfathalterna spelar in, men att effekterna är olika i organogena jordar och mineraljord. Förändringar i markanvändning kan också vara av betydelse^{4,5,6}. De olika teorierna om orsakerna till ökade halter av löst organiskt kol (DOC) innebär att de naturliga, förindustriella haltnivåerna av DOC skulle ligga på olika nivå, vilket också har betydelse för tolkningen av omfattningen av dagens sjöförsurning⁷.

Vid olika typer av grundvattenbortledning till ytvatten t.ex. vid schaktningsarbete eller tunneldragning under grundvattenytan kan det finnas anledning att noga överväga om detta kan få några negativa konsekvenser vad avser dessa parametrar på mottagande ytvattendrag.

Påverkan från mark, deponier, urban miljö och avlopp

Vattnets färg och grumlighet kan öka i samband med grävarbeten och annan verksamhet som stör markens struktur och filtrerande förmåga. Hög färg kan också vara förknippad med ett tillflöde av organiska humussyror, järn, samt eventuellt också organiska järnkomplex, som resultat av förändrade strömningsriktningar i grundvattnet t.ex. i samband med vattenuttag. Dricksvattnets färg ökar ofta på våren i samband med att snösmältningen leder till stigande grundvattennivåer och till att ytligt vatten tränger in i bristfälligt konstruerade brunnar^{8,9}. Lakvatten från deponier med organiskt material, t.ex. hushållsavfall, kan ha hög organisk halt och därmed hög oxiderbarhet. Detsamma gäller avloppsvatten som kan tillföras grundvattnet genom infiltration eller läckande avloppsledningar. Infiltration av ytvatten för att förstärka grundvattentillgången vid större vattentäkter kan ge ökad halt organiska ämnen liksom ökad färg och eventuellt även ökad grumlighet i grundvattnet.

Bedömning av tillstånd

Ytligt grundvatten har vanligtvis högre halt av organiska ämnen och därmed högre COD_{Mn} och färg än djupare grundvatten. Mätning av vattnets **oxiderbarhet** i form av kemisk syreförbrukning (COD_{Mn}) ger upplysning som är viktig för vattnets behandling i vattenverket. Den kemiska syreförbrukningen ger också ett ungefärligt mått på vattnets halt av organiskt material. Eftersom även t.ex. järn kan oxideras och på så sätt ingå i analysen ger dock analys av totalt organiskt kol (TOC) en mer adekvat information om mängden organiska ämnen i vatten. Analys av TOC skulle ge ett bättre underlag för bedömning av påverkan av ytligt vatten och av möjligheten för metaller att finnas i lösning och transporteras som organiska komplex. Enligt Livsmedelsverket är det tillåtet att ersätta gränsvärdet för oxiderbarhet med ett gränsvärde för TOC genom att mäta relationen mellan TOC och oxiderbarhet i det aktuella dricksvattnet under minst 2 år. Med tanke på den osäkerhet som gäller avseende brunifieringens orsaker och utveckling är det värdefullt att mäta såväl TOC som COD_{Mn} för att få ett bättre kunskapsunderlag.

Tidigare angavs oxiderbarheten som permanganatförbrukning (KMnO_4 mg/l) istället för hur mycket syre (mg/l) som detta motsvarar. För att räkna om till COD_{Mn} divideras KMnO_4 -värdet med 3,95. Grundvattnets tillstånd vad avser oxiderbarhet redovisas i fem klasser enligt tabell 6.

Vattnets **färg** beror i stor utsträckning på förekomst av organiska syror och järn. Vid mätning av färg kan vattenprovets färg jämföras med färgade standardlösningar som innehåller platina. Därför anges färgen i mg Pt/l. Grundvattnets tillstånd vad avser färg redovisas i fem klasser enligt tabell 7.

Turbiditeten är ett mått på vattnets grumlighet. Grumligt vatten kan indikera påverkan från ytligt vatten. Hög turbiditet är i övrigt grundvatten ofta kopplat till höga järnhalter. Turbiditet anges i enheten FNU (*Formazine Nephelometric Unit*). Grundvattnets tillstånd vad avser turbiditet redovisas i fem klasser enligt tabell 8.

Tabell 6. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på oxiderbarhet.

Klass	Tillstånd	COD_{Mn} (mg O_2 /l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,5	
2	Låg halt	0,5–2	
3	Måttlig halt	2–4	
4	Hög halt	4–8	Tjänligt med anmärkning vid allmän vattenförsörjning
5	Mycket hög halt	≥8	Tjänligt med anmärkning vid enskild vattenförsörjning

Tabell 7. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på färg.

Klass	Tillstånd	Färg (mg Pt/l)	Kommentar
1	Mycket svag färg	<5	
2	Svag färg	5–15	
3	Måttlig färg	15–30	
4	Stark färg	30–60	Kan ses med blotta ögat. Tjänligt med anmärkning vid enskild vattenförsörjning
5	Mycket stark färg	≥60	

Tabell 8. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på turbiditet.

Klass	Tillstånd	FNU	Kommentar
1	Mycket låg turbiditet	<0,5	Klart vatten
2	Låg turbiditet	0,5–1,5	
3	Måttlig turbiditet	1,5–3	Kan ses med blotta ögat
4	Hög turbiditet	3–6	Tjänligt med anmärkning vid enskild vattenförsörjning
5	Mycket hög turbiditet	≥6	Mycket grumligt vatten

OXIDERBARHET, FÄRG OCH TURBIDITET

Organiska ämnen och järn i vattnet bidrar till vattnets oxiderbarhet, färg och turbiditet (grumlighet) men även annat kan påverka. Gemensamt är att de kan indikera påverkan från markens övre lager och

att det därför är angeläget att utreda orsaken till höga eller förändrade värden. Grumlighet kan också uppstå vid brunnborrning.

Grundvattnets oxiderbarhet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

I äldre analyser angavs vattnets syreförbrukning i enheten KMnO_4 . Dessa värden har räknats om till COD_{Mn} genom division med 3,95. Ett mindre antal TOC-analyser har på prov räknats om till COD_{Mn} genom multiplikation med 0,85.

Klass		1	2	3	4	5
Oxiderbarhet, COD _{Mn} (mg O ₂ /l)		<0,5	0,5–2	2–4	4–8	≥8
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	746	56	30	10	3	1
Enskild brunn i jord	9 599	14	21	26	20	19
Källa i jord	1476	13	35	24	14	13
Rör i jord	165	2	34	27	16	22
Större vattentäkt i berg	491	55	30	11	4	1
Enskild brunn i berg	24 614	21	35	22	14	7
Alla provpunkter	37830	20,1	31,5	22,9	15,3	10,2

Grundvattnets färg – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Färgtal (mg Pt/l)		<5	5–15	15–30	30–60	≥60
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	720	66	18	8	5	3
Enskild brunn i jord	3 958	27	33	19	12	9
Källa i jord	258	57	27	9	5	2
Rör i jord	0					
Större vattentäkt i berg	515	51	22	13	9	5
Enskild brunn i berg	21 067	22	39	21	11	6
Alla provpunkter	27190	25,5	37,2	19,7	10,9	6,7

Grundvattnets turbiditet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Turbiditet (FNU)		<0,5	0,5–1,5	1,5–3	3–6	≥6
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	715	64	15	7	6	9
Enskild brunn i jord	2422	37	24	13	11	15
Källa i jord	67	57	13	9	7	13
Rör i jord	0					
Större vattentäkt i berg	505	43	20	10	10	17
Enskild brunn i berg	5646	44	24	12	8	11
Alla provpunkter	9858	43,9	23,0	11,7	8,9	12,5

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Salt – klorid, sulfat och elektrisk konduktivitet

Salter är kemiska föreningar som består av positivt laddade katjoner och negativt laddade anjoner när de är lösta i vatten. De flesta negativa joner (anjonerna) är lätttrörliga i marken och grundvattnet. I vattenkvalitetssammanhang är bland annat de negativa jonerna **klorid** (Cl^-) och **sulfat** (SO_4^{2-}) av intresse. Dessa joner är möjliga tecken på saltvatteninträngning eller påverkan från annat grundvatten av dålig kvalitet och behandlas i detta avsnitt.

Vattnets **konduktivitet** (elektriska ledningsförmåga) ger ett sammantaget mått på vattnets innehåll av lösta joner (jämför även med bilaga 9). Konduktivitet anges vanligen i enheten millisiemens per meter (mS/m). En ökning av vattnets konduktivitet kan indikera intrusion av havsvatten eller annan påverkan av vatten med sämre kvalitet. Vattnets konduktivitet kan användas för att enkelt kunna mäta ett större antal brunnar eller andra provtagningsplatser för att undersöka om några av dessa har kraftigt förhöjda halter av klorid eller andra salter. Denna mätning kan utföras i fält och ger ett mått på den totala mängden joner i vattnet. Konduktivitet kan användas som en skattning av kloridhalter över 20 mg/l (se tabell 9). Undantag finns i områden med höga halter av andra joner (se även bilaga 7). Om konduktiviteten är förhöjd bör en separat kloridanalys utföras.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Vattenmyndigheterna ska fastställa riktvärden för parametrar som indikerar inträngning av saltvatten eller annan inträngning orsakad av mänsklig verksamhet, om det finns risk för att inträngningen skulle kunna medföra att miljö kvalitetsnormerna *God kvantitativ grundvattenstatus* eller *God kemisk grundvattenstatus* inte uppnås i berörda grundvattenförekomster. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Vattenmyndigheterna avgör vilken eller vilka av parametrarna klorid, sulfat eller elektrisk konduktivitet som ska användas. I föreskrifterna SGU-FS 2008:2 finns nationella riktvärden och utgångspunkt för att vända trend för klorid, sulfat och konduktivitet i grundvatten angivna (jämför med tabell 1). Dessa ska vattenmyndigheterna använda om de inte har behov av att sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden enligt metod angiven i ovannämnda föreskrifter.

För **klorid** är 100 mg/l nationellt riktvärde för grundvatten, och 50 mg/l utgör utgångspunkt för att vända trend. Undantaget är Västkusten, där nivån 75 mg/l istället används.

Förhöjda **sulfathalter** kan indikera intrusion av saltvatten eller geologisk påverkan från vatten i framför allt sedimentär berggrund, främst alunskiffer, se figur 1. Höga sulfathalter kan också uppkomma genom påverkan från sulfidmalmsgruvor, deponier eller genom dränering av organiska jordar, i synnerhet av gyttejordar och s.k. svartmockor (sulfidjordar) längs Norrlandskusten. För sulfat är 250 mg/l nationellt riktvärde för grundvatten och 100 mg/l utgör utgångspunkt för att vända trend. I Sverige har grundvattnet generellt relativt låga sulfathalter och det kan finnas anledning att uppmärksamma även lägre värden om de kan vara en indikation på intrusion eller annan förorening (avseende sulfat, se även avsnittet *Försurning*).

Nationellt riktvärde för grundvatten avseende **konduktivitet** är 75 mS/m och utgångspunkt för att vända trend är 55 mS/m, förutom för Västkusten där värdet är 65 mS/m. Dessa värden är relativt lågt satta och innebär att många grundvatten med naturligt hög jonhalt blir berörda. Detta ger anledning

Tabell 9. Skattning av klorid ifrån uppmätt konduktivitet i grundvatten.

Konduktivitet (mS/m)	Kloridhalt (mg/l)
<30	<20
>50	>50
>70	>100
>100	>300

för vattenmyndigheterna att fastställa högre riktvärde respektive värde för utgångspunkt för att vända trend i områden med lättvittrad berggrund eller jordarter.

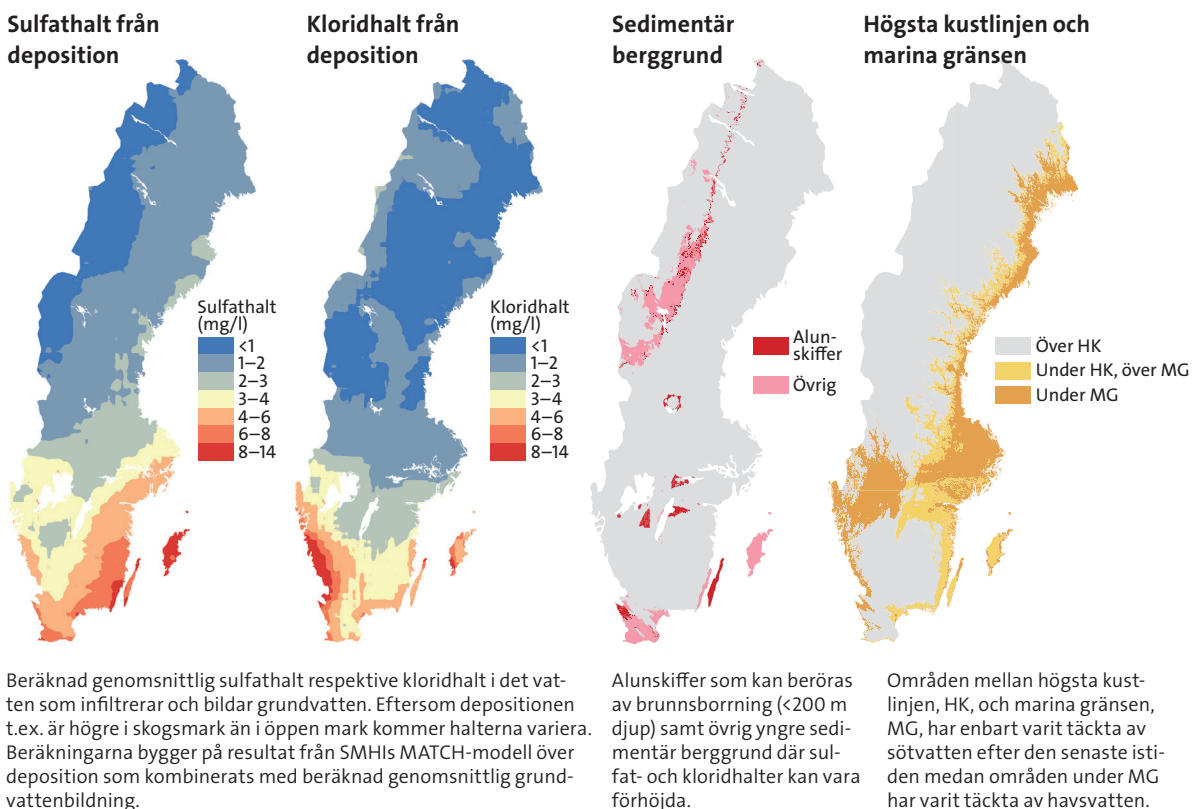
För gräns- och riktvärden för klorid, konduktivitet och sulfat i dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Den naturliga tillförseln av **klorid** utgörs främst av havssalter; dels lösta i nederbörden och dels som partiklar (våt respektive torr deposition). Den är större i områden som utsätts för västliga havsvindar. Enstaka kraftiga västliga stormar kan ge påtagliga klorid tillskott^{1,2}. I södra Sverige (Götaland) kan den depositionsbetingade kloridhalten variera upp till knappt 20 mg/l. I utsatta lägen längs västkusten kan högre halter förekomma (fig. 2). I Norrland ger depositionen kloridhalter långt under 5 mg/l i grundvattnet medan något högre nivåer kan förekomma i Svealand. Medelvärde för klorid i opåverkade brunnar i områden som inte varit täckta av hav efter senaste nedisningen, dvs. över den marina gränsen (MG, fig. 1), ligger i regel kring dessa halter. För enskilda provtagningsplatser kan kloridhalten vara såväl högre som lägre p.g.a. lokala variationer i depositions- och infiltrationsförhållanden. De markvattenkemiska mätningar som genomförs i Svenska Miljöinstitutet ABs (IVL) regi visar på medianhalter av klorid kring 10,4 mg/l i Götaland, 4,4 mg/l i Svealand och 1,1 mg/l i Norrland³ (se även bilaga 3).

I områden som varit täckta av hav efter den senaste istiden (dvs. under den marina gränsen) är halterna i grundvattnet ofta högre p.g.a. påverkan av relik saltvatten. I strandnära områden kan påverkan av nutida havsvatten förekomma. I områden med sedimentär berggrund av marint ursprung är halterna av klorid ofta höga (fig. 2).

Depositionen av **sulfat** har minskat betydligt sedan slutet på 1970-talet (se bilaga 3 och avsnittet *Försurning*). Eftersom mycket sulfat har lagrats i marken och omsättningstiden för grundvattnet kan



Figur 2. Viktiga källor till klorid och sulfat i grundvattnet.

vara lång så är halterna i grundvattnet högre än vad som motsvaras av dagens deposition. Medianvärdet i markvatten i skogsmark i IVLs mätningar ligger vid 7,2 mg/l i Götaland och 6,1 mg/l i Svealand och på 2,7 mg/l i Norrland dvs. något högre än den nivå som beräknas komma från depositionen (fig. 2). Sulfathalten i grundvattnet i områden under MG och i områden med sedimentär berggrund är vanligtvis avsevärt högre än dessa halter.

Eftersom sulfat kan reduceras till sulfid kan mycket låga sulfathalter tyda på att starkt reducerande förhållanden råder (se avsnittet *Syre och redoxförhållanden*).

Naturligt förhöjda bakgrundshalter

I områden som tidigare legat under havsnivån och i havsstrandsnära områden är **kloridhalter**, **sulfathalter** och **konduktivitet** naturligt förhöjda. Detta kan delvis ses som en naturlig bakgrund men det är vanligt att kloridhalt och konduktivitet ökar vid uttag av grundvatten och vid anläggning av brunnar som är för djupa i förhållande till sötvattenmagasinets mäktighet. Vanligtvis är bergborrade brunnar påverkade av relict havssalt snarare än av direkt havsvatteninträngning. Inträngning av nutida havsvatten förekommer främst vid stora grundvattenuttag ur sand- och grusakviferer eller ur porösa sedimentära bergarter i direktkontakt med havsvatten samt i bergborrade brunnar mycket nära strandkanten (närmre än 200 m)⁴.

Förhöjda klorid- och sulfathalter förekommer naturligt i grundvatten i sedimentära bergarter. I synnerhet om lagerföljden inbegriper skifferbergarter (alunskiffer) kan förhöjda sulfathalter men även andra kvalitetsproblem uppstå vid stora grundvattenuttag. Det kan även bero på ökad kontakt mellan olika grundvattenförande lager genom borrhål i den sedimentära berggrunden⁵. Motsvarande problem kan även uppstå vid anläggningar för utvinning eller lagring av värme och kyla i grundvatten eller berg, eftersom temperaturförändringar ger upphov till konvektionsströmmar.

Organiskt bundet klor

Tidigare har klorerade organiska ämnen ansetts kunna komma enbart från industriellt framställda produkter. De senaste decenniernas forskning visar emellertid att en betydande naturlig bildning av ämnen som t.ex. kloroform är möjlig⁶. Klor kan bindas till organiskt material genom abiotiska processer men biotiska, särskilt mikrobiella processer, är mer effektiva. En del av de bildade ämnena är flyktiga, men andra kan tillföras grundvattnet om de inte bryts ned. Hittills är kunskapen om under vilka omständigheter olika ämnen bildas och bryts ned ofullständig. Förrådet av organiskt bundet klor i marken är mycket större än förrådet av oorganiskt klor och det är också stort i jämförelse med den årliga tillförseln av klor genom deposition och bortförsel till grundvatten och avrinning⁷. I såväl deposition som i avrinning dominerar emellertid oorganiskt klor (klorid). Se även avsnittet *Övriga organiska ämnen*.

Halter i dricksvatten

Höga halter av **klorid** i grundvattnet begränsar dess användbarhet som dricksvatten på grund av salt smak. Gränsen för att känna salt smak varierar men oftast anges smakgränsen till 300 mg/l. Livsmedelsverket anger att **klorid-** eller **sulfathalter** över 100 mg/l innebär att vattnet är tjänligt med anmärkning. För **konduktivitet** anges att nivåer över 250 mS/m medför att vattnet är tjänligt med anmärkning. För klorid, sulfat och för konduktivitet anges att orsaken är att vattnet inte bör vara ledningsangripande (aggressivt).

Även Socialstyrelsen anger 100 mg/l av klorid respektive sulfat som riktvärde för tjänligt med anmärkning; i detta fall för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. Därutöver anges att kloridhalter över 300 mg/l ger risk för smakförändringar. Socialstyrelsen anger

också att klorid kan påskynda korrosionsangrepp. Även om detta förmodligen kan ske så är sannolikt halten av andra joner, pH och redoxpotentialen ofta viktigare ur korrosionssynvinkel. För kopparledningar kan måttliga halter av klorid till och med minska korrosionen⁸. För sulfat anges att sulfathalter över 250 mg/l ger risk för smakerändringar och för övergående diarréer hos känsliga barn.

Förhöjda kloridhalter och därmed även höga värden för konduktivitet är vanligt förekommande i djupa brunnar. Om en brunn visar sig ha mycket höga kloridhalter används den normalt inte. Enligt SGUs riktlinjer bör en sådan brunn återfyllas helt eller delvis med tätande material⁹. SGU avråder från att installera filter för att reducera kloridhalten eftersom risken för saltvatteninträngning i omkringliggande brunnar då ökar. I kommunala vattentäkter är det relativt sällsynt med kloridhalter över 100 mg/l. Höga kloridhalter i grundvattnet har i vissa områden varit kända under en lång tid och där har vattentäkter med saltproblem tagits ur bruk.

Påverkan på ytvatten

Måttligt förhöjda halter av klorid och sulfat i ytvatten ger sannolikt ingen betydande ekologisk påverkan. Däremot kan dessa joner åtföljas av ökad surhet och förhöjda metallhalter.

Kloridjonen fastläggs inte i marken utan rör sig genom marken till ytvattendrag. Även om klorid i viss mån tas upp av växtlighet och även kan bilda organiska klorföreningar kommer huvuddelen av kloridjonerna att röra sig genom marken i samma takt som vattnet. Vägsaltning kan genom jonbytesprocesser, där natriumjonen i vägsaltet fastläggs på markpartiklarna och vätejoner och metalljoner frigörs istället, bidra till att surt vatten och eventuellt också metalljoner tillförs ytvattendrag¹⁰.

Sulfat kan till skillnad från klorid adsorberas i marken. Vid reducerande förhållanden kan sulfat också övergå till sulfidform och då antingen avgå till atmosfären i form av gasen svavelväte (H_2S) eller bilda metallsulfider som under reducerande betingelser ofta är svårslösliga. Halterna av sulfat i det utströmmande grundvattnet har under flera decennier varit förhöjda i särskilt södra Sverige p.g.a. den luftburna svaveldepositionen men klingar nu sakta av (se även avsnittet *Försurning*). I områden som påverkas av dränerade sulfidhaltiga jordar (t.ex. svartmockor) eller i områden med rödfyr eller rester från brytning av sulfidmalm kan starkt förhöjda sulfathalter förväntas i grundvatten som rinner ut i ytvattendrag. Dessutom är dessa vatten sura och metallhaltiga.

Eftersom grundvatten normalt är betydligt jonstarkare än ytvatten kan mätning av **konduktiviteten** längs ett vattendrag ibland användas för att identifiera punkter där grundvatten strömmar ut till ytvattendraget.

Påverkan från saltvatten, vägsaltning, avlopp, djurhållning och deponier

Användningen av salt (främst natriumklorid) är stor i bebyggda områden i jämförelse med de mängder som tillförs naturligt via luften. Även på landsbygden kan den mänskliga tillförseln av salt vara betydande^{11,12}. Kloridjoner adsorberas inte på markpartiklarna utan är mycket lätttröglig i mark och grundvatten.

Förhöjda kloridhalter kan orsakas av t.ex. vägsaltning, avlopp eller lakvatten från deponier. Vägsaltningen har under det senaste decenniet anpassats så att mindre salt sprids idag än tidigare men fortfarande är förhöjda kloridhalter i grundvattnet ofta orsakade av vägsaltning. Deponier och den urbana miljön ger även upphov till höga sulfathalter. I områden som påverkats av gruvverksamhet kan extrema sulfathalter uppkomma genom oxidation av sulfidmineral^{13,14}. Upplag av sulfidhaltiga bergschakt- eller muddermassor kan ge förhöjda sulfathalter i grundvattnet¹⁵.

I områden ovanför den marina gränsen, MG, kan vanligen påverkan från t.ex. vägsaltning eller avlopp påvisas relativt lätt. Under MG är det ofta svårt att urskilja antropogena kloridtillskott i t.ex. borrade vattenbrunnar eftersom naturligt förekommande klorid kan ge höga och dessutom mycket varierande kloridhalter i ett område.

Saltvattenpåverkan

Saltvattenpåverkade brunnar kan, utöver de höga kloridhalterna, uppvisa en från övriga brunnar avvikande kemi. Proportionerna mellan främst jonerna klorid, natrium, kalcium, magnesium och sulfat skiljer sig från andra grundvatten. Sulfathalten är vanligtvis högre i saltvattenpåverkade grundvatten än vad som motsvaras av depositionsnivån.

I havsvatten motsvaras kloridhalten av en natriumhalt som utgör 85 % av kloridhalten (räknat i ekvivalenter, se bilaga 7 för omräkningsfaktorer). Stora flöden och snabba transportvägar mellan havsvatten och en brunn kan medföra att det salta grundvattnet får samma proportioner mellan natrium och klorid som havsvattnet. Detta är förmodligen ovanligt. Oftast sker jonbyte i grundvattenzonen där natriumjoner byts ut mot kalcium och magnesium. Detsamma gäller vid relik saltvatten och då salter lakas ut från leror som överlagrar grundvattenmagasinet. Genom detta jonbyte kan ett sådant grundvatten ha fått förhöjda halter av kalcium och magnesium (dvs. ökad totalhårdhet). Det förekommer emellertid att en brunn som är påverkad av relik saltvatten istället har en natriumhalt som är *högre* än kloridhalten (räknat i ekvivalenter) och en mycket hög alkalinitet (över 180 mg/l HCO_3). Detta är ofta en följd av vittring av mineral i kombination med jonbyte i sediment med hög natriumhalt. Detta kan också förekomma i sedimentär berggrund.

Sedimentär berggrund

I sedimentär berggrund finns ofta naturligt förhöjda sulfathalter (fig. 1). I områden med alunskifferberggrund är halterna särskilt höga.

Vägsaltning

Vid påverkan från vintervägsaltning kan man förvänta sig 1:1 förhållanden (räknat som ekvivalenter) mellan natrium och klorid. Emellertid kan bilden kompliceras av jonbyte i marken så att kalcium och magnesium (totalhårdhet) står för en del av ökningen istället för natrium. För dammbindning på grusvägar används vanligen kalciumklorid eller magnesiumklorid.

Avlopp, deponier och djurhållning

I de fall förhöjda kloridhalter beror på påverkan från avlopp, deponier eller djurhållning är ofta den förhöjda kloridhalten åtföljd av förhöjda halter av nitrat eller ammonium, se avsnittet *Kväve*.

Bedömning av tillstånd och påverkan

För **klorid** har bakgrundsvärdet 5 mg/l (Norrland och Svealand) respektive 20 mg/l (Götaland) satts. (tabell 10). Halten av klorid i grundvatten är normalt låg i områden över HK, dvs. framför allt i regionerna B, I och J, se kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*. I figur 1 visas den beräknade halten av luftdeponerad klorid i det vatten som infiltrerar och bildar grundvatten. Medelvärdet för klorid i opåverkade brunnar i ett område bör ligga ungefär på denna nivå. För en enskild brunn kan kloridhalten vara såväl högre som lägre p.g.a. lokala variationer i depositions- och infiltrationsförhållanden. Halten i en provpunkt är dock troligen i de allra flesta fall inom spannet 50–200 % av den angivna halten. Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan med avseende på klorid redovisas i fem klasser. För att ta hänsyn till bakgrundshalterna i södra respektive norra Sverige har emellertid tillståndsklass 1 delats. Gränsen för hög halt (100 mg/l) har anpassats till Livsmedelsverkets och Socialstyrelsens gräns- respektive riktvärden för tjänligt med anmärkning. Vid *mycket hög halt* (över 300 mg/l) kan vattnet smaka salt.

Grundvattnets tillstånd och påverkan avseende **sulfat** redovisas i fem klasser enligt tabell 11. På samma sätt som för klorid och konduktivitet har emellertid den lägsta tillståndsklassen delats upp i två delar. Depositionen av sulfat har minskat radikalt de senaste decennierna (jämför med avsnittet *Försurning*) vilket har lett till sjunkande halter i grundvatten som saknar andra svaveltillskott. På många håll

Tabell 10. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på kloridhalt.

Klass	Tillstånd	Cl (mg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1a	Mycket låg halt	<5	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär kloridhalt från naturlig deposition i Norrland och Svealand.
1b	Låg halt	5–20	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär kloridhalt från naturlig deposition i Götaland.
2	Måttlig halt	20–50	Måttlig	Vanlig halt i brunnar under den marina gränsen och i Region A.
3	Relativt hög halt	50–100	Påtaglig	
4	Hög halt	100–300	Stark	Tjänligt med anmärkning vid allmän och enskild vattenförsörjning.
5	Mycket hög halt	≥300	Mycket stark	Risk för smakförändringar.

Tabell 11. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på vattnets sulfathalt.

Klass	Tillstånd	SO ₄ (mg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1a	Mycket låg halt	<5	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär sulfathalt från nuvarande deposition i Norrland och Svealand.
1b	Låg halt	5–10	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär sulfathalt från nuvarande deposition i Götaland.
2	Måttlig halt	10–25	Måttlig	Motsvarar ungefär sulfathalt i grundvatten som fortfarande är påverkat av tidigare deposition.
3	Relativt hög halt	25–50	Påtaglig	Sannolikt att vattnet är påverkat av svavel från geologiskt ursprung eller oxidation av sulfider alternativt av svavel, sulfider och sulfat från föroreningskälla. Halter över 100 mg/l innebär att dricksvattnet bedöms vara tjänligt med anmärkning.
4	Hög halt	50–100	Stark	
5	Mycket hög halt	≥100	Mycket stark	

Tabell 12. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på vattnets elektriska konduktivitet.

Klass	Tillstånd	Konduktivitet (mS/m)	Grad av påverkan ¹	Kommentar
1a	Mycket låg konduktivitet	<10	Ingen eller obetydlig	Vanligt i källor och brunnar i jord i områden med svårvittrade berg- och jordarter. I ytvatten, t.ex. sjöar, är konduktiviteten vanligen låg eller mycket låg.
1b	Låg konduktivitet	10–25		
2	Måttlig konduktivitet	25–50	Måttlig	Vanligt i brunnar i såväl jord som berg.
3	Relativt hög konduktivitet	50–75	Påtaglig	Relativt vanligt i bergbörade brunnar.
4	Hög konduktivitet	75–150	Stark	
5	Mycket hög konduktivitet	≥150	Mycket stark	

¹ Gäller främst i jordgrundvatten i urbergsområden. Berggrundvatten och jordgrundvatten i regioner påverkade av kalkhaltiga sedimentära bergarter har ofta naturligt hög konduktivitet.

finns emellertid sulfider i berggrund och jordlager. Högre halter i grundvattnet återfinns bl.a. under MG, i sedimentära berggrundsområden och i områden med sulfidmineraliseringar.

Höga sulfathalter kan även bero på mänsklig påverkan, se ovan. Ökade halter kan uppstå vid ändrade grundvattenförhållanden i samband med vattenuttag. Saltvattenintrusion medför ökade sulfathalter liksom vatten från sulfidhaltiga bergarter. Avsänkning av grundvattennivåer i våtmarker, gyttjejordar eller andra jordlager med höga svavelhalter kan också ge markant högre sulfathalter. Stadsmiljön medför ofta mycket höga sulfathalter. I syrefri miljö (reducerande förhållanden) kan sulfat omvandlas till svavelväte vilket kan resultera i mycket låga sulfathalter (under 2 mg/l), jämför med avsnittet *Syre och redoxförhållanden*.

För **konduktivitet** har grundvattnets tillstånd och grad av påverkan delats in i fem klasser enligt tabell 12. För att få en bättre redovisning av jonfattiga vatten har emellertid tillståndsklass 1 delats. Grundvattnets innehåll av joner medför att vattnet naturligt har en viss konduktivitet. När vattnet passerar genom marklager och berggrund tillförs lösta joner successivt, t.ex. HCO₃ (alkalinitet) och

kalcium från vittringsprocesser. Generellt ökar därför konduktiviteten med djupet och bergborrade brunnar har i allmänhet högre konduktivitet än brunnar i jordlagren. I områden med lättvittrade jord- och bergarter, dvs. främst områden med innehåll av kalk, är konduktiviteten högre än i områden med mer svårvittrade jord- och bergarter. Det är ganska vanligt att vatten i sedimentära berggrundsområden har konduktivitetsvärden i klass 5 (över 150 mS/m). I områden med relik saltvatten eller vid intrusion av havsvatten är konduktiviteten också förhöjd. I havsnära lägen på västkusten kan även depositionen av luftburet salt ge förhöjd konduktivitet i grundvattnet.

Mänsklig påverkan kan bedömas föreligga framför allt i de fall konduktiviteten markant ökar, t.ex. kan vägsalt, lakvatten från deponier och avlopp ge ett tillskott till konduktiviteten i grundvattnet.

Olika joner är olika effektiva vad gäller att leda elektrisk ström och ger därför olika stort bidrag till konduktiviteten (för joners ekvivalentledningsförmåga se bilaga 7).

SALT – KLORID, SULFAT, ELEKTRISK KONDUKTIVITET

I områden under den marina gränsen och i sedimentär berggrund, dvs. i region A, C, D, E, F, G och delvis även H (fig. 1), kan salthalten vara hög. I bergborrade brunnar och i jordgrundvatten med dålig vattenomsättning kan problemen förvärras genom för stora vattenuttag. Ett exempel på detta är saltvatteninträngning i framför allt bergborrade brunnar. Brunnar i jordlagren brukar dock ha låga salthalter

eftersom saltet i stor utsträckning har sköljts ut. I sedimentära berglagerföljder kan brunnborrning medföra inflöde av vatten från lager med dålig vattenkvalitet (t.ex. alunskiffer).

Vägsaltning, deponier och avlopp är exempel på föroreningskällor som bidrar till höga salthalter. Stadsgrundvattnet innehåller ofta höga klorid- och sulfathalter.

Grundvattnets kloridhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1a	1b	2	3	4	5
Klorid, Cl (mg/l)		<5	5–20	20–50	50–100	100–300	≥300
Antal		%					
Större vattentäkt i jord	697	25	46	24	4	1	0,1
Enskild brunn i jord	10 050	21	49	22	5	2	1
Källa i jord	1536	50	36	12	2	1	0,1
Rör i jord	176	57	34	7	2		1
Större vattentäkt i berg	467	24	42	23	7	3	
Enskild brunn i berg	26 005	13	46	23	8	6	3
Alla provpunkter	39 795	17,2	46,0	22,4	7,2	4,8	2,4

Grundvattnets sulfathalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1a	1b	2	3	4	5
Sulfat, SO ₄ (mg/l)		<5	5–10	10–25	25–50	50–100	≥100
Antal		%					
Större vattentäkt i jord	693	15	26	37	15	6	1
Enskild brunn i jord	10 994	8	18	48	19	5	1
Källa i jord	1754	24	28	37	8	2	0,2
Rör i jord	176	35	24	23	11	4	2
Större vattentäkt i berg	463	10	19	43	20	6	2
Enskild brunn i berg	19 401	8	12	41	26	10	3
Alla provpunkter	34 271	9,1	15,3	43,0	22,8	8,0	1,9

Grundvattnets konduktivitet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1a	1b	2	3	4	5
Konduktivitet (mS/m)		<10	10–25	25–50	50–75	75–150	≥150
Antal		%					
Större vattentäkt i jord	758	26	38	23	10	2	1
Enskild brunn i jord	11 157	18	44	24	10	3	2
Källa i jord	1820	48	34	13	4	1	1
Rör i jord	164	66	21	5	5	1	1
Större vattentäkt i berg	514	5	39	36	14	5	2
Enskild brunn i berg	22 589	3	24	41	19	6	7
Alla provpunkter	37 795	10,2	30,9	33,8	15,3	4,7	5,0

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Kväve – nitrat, nitrit och ammonium

I grundvattnet förekommer kväve främst som **nitrat** (NO_3^-). Nitratjonen adsorberas i mycket liten utsträckning på markpartiklarna och är därför lätttrörlig i mark och grundvatten. Under reducerande förhållanden kan **nitrit-** och **ammoniumhalterna** (NO_2^- respektive NH_4^+) vara förhöjda, men är i allmänhet låga jämfört med nitrathalten. **Organiskt bundet kväve** bestäms oftast inte i grundvatten, men är vanligen den dominerande kväveformen i det ytligaste grundvattnet.

Förhöjda kvävehalter i grundvattnet är oftast orsakade av kvävegödsling, framför allt på jordbruksmark, av stallgödselhantering eller av påverkan från avlopp. Förhöjda halter kan också uppträda i skogsmark, t.ex. vid skogsgödsling eller efter avverkning, men då i jämförelsevis låga koncentrationer.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvaliteten som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska Vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

EUs grundvattendirektiv anger endast två kvalitetsnormer som ska tillämpas vid bestämningen av kemisk grundvattenstatus (2006/118/EG, bilaga 1). Den ena gäller bekämpningsmedel och den andra nitrat. Dessa kvalitetsnormer är införlivade i svensk rätt genom föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Detta innebär att 50 mg/l är det nationella riktvärdet för grundvatten avseende **nitrat**, men att lägre riktvärden ska sättas av vattenmyndigheterna om det behövs för att skydda anslutande ytvattenförekomster eller terrestra grundvattenberoende ekologiska system.

Även enligt nitratdirektivet (Rådets direktiv 91/676/EEG om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket) ska nitrathalterna i grundvattnet inte överskrida 50 mg/l. Nitratdirektivet gäller inte enbart de avgränsade grundvattenförekomsterna som ingår i vattenförvaltningsarbetet, utan även övrigt grundvatten.

Enligt grundvattendirektivet ska medlemsländerna överväga att sätta riktvärde också för **ammonium**. I föreskrifterna SGU-FS 2008:2 finns nationella riktvärden och utgångspunkt för att vända trend för nitrat och ammonium (jämför med tabell 1, sid. 23). Dessa ska vattenmyndigheterna använda om de inte har behov av att sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden enligt den metod som finns angiven i ovannämnda föreskrifter.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

De naturliga halterna av kväveföreningar i grundvatten är mycket låga. Vanligtvis är kväve ett bristämne och tillgängligt kväve tas effektivt upp av vegetationen innan det hunnit tränga ned till grundvattnet.

Under de senaste decennierna har dock stora mängder kväve tillförts genom luftburen deposition. Depositionen av kväve avtar men är fortfarande stor i södra Sverige. Kvävedepositionen har sitt ursprung i utsläpp av kväveoxider, vilka bildas vid förbränningsprocesser och idag främst kommer från transportutsläpp, samt ammoniak, som nästan uteslutande härrör från jordbrukets djurhållning. Dessa två källor bidrar med ungefär lika delar kväve. Deposition från kväveoxid ger nitrat medan ammoniumutsläpp resulterar i deposition av ammonium¹. Depositionen av kväve uppgick till 8,8 kg per hektar och år i Götaland 2004/05, medan motsvarande siffra för Svealand och Norrland var 4,2 respektive 1,4 kg per hektar och år.

Det det luftburna kvävet tas till större delen upp av vegetationen men kan bidra till kvävemättnad av skogsmark lokalt i södra Sverige. Om man utgår från en schablonmässig grundvattenbildning på 300 mm per år och antar att det tillförda kvävet fullständigt omvandlas till nitrat så skulle de angivna depositionsnivåerna för 2004–2005 motsvara en nitrathalt i grundvattnet på 13 mg/l i Götaland,

Tabell 13. Kvävehalt i den atmosfäriska depositionen (beräknat från krondropp*) och medelhalter år 2009 i ytligt grundvatten i in- respektive utströmningsområden i skogsekosystem i försöksområdena inom delprogrammet Integrerad miljöövervakning, som finansieras av Naturvårdsverket².

Landsdel	IM-område	Halt i deposition (mg N/l)	Halter i grundvatten i inströmningsområde (mg N/l)	Halter i grundvatten i utströmningsområde (mg N/l)
Västra Götaland	Gårdsjön	3,62	0,049	0,066
Götaland (inland)	Aneboda	1,20	0,013	0,080
Svealand	Kindla	0,98	0,17	0,093
Norrland	Gammtratten	0,74	0,13	0,013

* Krondropp, eller *throughfall*, utgörs av det luftburna nedfall som passerar genom trädskronorna med nederbörden. Krondroppet kan antas ge ett mått på summan av våt och torr deposition.

6 mg/l i Svealand och 2 mg/l i Norrland om kvävet inte togs upp av vegetationen. Exempel på depositionens storlek och halter i grundvattnet ges i tabell 13. Den beräknade halten i tabellen stämmer väl överens med ovanstående överslagsberäkning om kvävehalterna räknas om till nitrathalter (se bilaga 7). Att det tillförda kvävet nästan helt tas upp av vegetationen framgår av de låga halterna i grundvattnet.

Halter i dricksvatten

Höga halter av kväveföreningar i grundvattnet begränsar dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att en **nitrathalt** över 50 mg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Värden som överstiger 20 mg/l betecknas som tjänligt med anmärkning. För **nitrit** anges att halter över 0,50 mg/l medför att vattnet är otjänligt, medan vatten med halter över 0,10 mg/l är tjänliga med anmärkning. Dessutom anges att parametern $\text{NO}_3/50 + \text{NO}_2/0,5$ ska vara mindre än eller lika med 1. För **ammonium** anges att vatten med halter över 0,50 mg/l är tjänliga med anmärkning.

Socialstyrelsen använder samma halter som Livsmedelsverket för riktvärden i dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. Om nitrathalten är 50 mg/l eller högre anges att vattnet inte bör ges till barn under 1 års ålder. För ammoniumhalter över 1,5 mg/l anges att det finns risk för kraftig nitritbildning och lukt.

Förhöjda nitrathalter förekommer främst i grunda brunnar. Endast ett fåtal av de kommunala vattentäkterna har nitrathalter över 50 mg/l. Höga nitrathalter i grundvattnet har varit kända under en lång tid i problemområden och inom dessa områden har kommunala vattentäkter med nitratproblem tagits ur bruk.

I djupt liggande akviferer med anaeroba förhållanden kan nitrathalterna minska genom olika reduktionsprocesser, främst denitrifikation (se även avsnittet *Syre och redoxförhållanden*)^{3,4}.

Påverkan på ytvatten

I regel innebär förhöjda kvävehalter i grundvattnet att kvävetillförseln till ytvattendrag och hav ökar. Det kan därför vara nödvändigt att sätta lägre riktvärden än 50 mg/l i de fall utflödande grundvatten med hög halt av nitrat påverkar ytvattenförekomster negativt (se SGU-FS 2008:2). Vid utströmning av grundvatten i strandzoner och i våtmarker kan emellertid ibland nitratreduktion genom denitrifikation äga rum, vilket måste tas i beaktande vid bedömningen. Kvävgas avgår då till atmosfären.

Påverkan från jordbruk, avlopp, deponier, sprängrester och urban miljö

Kännedom om markanvändning, placering av avloppsanläggningar, gödselvårdsanläggningar, deponier etc. är nödvändigt underlag för att kunna ange den troliga källan eller källorna till förhöjda kvä-

vehalter i grundvattnet. Vid sprängning används ammoniumnitrat och rester av sprängämnet kan ge betydande kvävehalter (flera 100 mg N/l)⁵.

Omfattningen av utläckage av kväve från jordbruksmark beror på gödselgivor, vilken gröda som odlas, växtföljder, odlingsmetoder, jordart och klimat. För åkermark beräknas medelläckaget ha minskat från 20,7 kg N/ha år 1995 till 18,2 kg N/ha år 2005⁶. Med en beräknad medelavrinning om 300 mm motsvarar läckaget 2005 en medelhalt på 28 mg/l nitrat i det vatten som passerat rotzonen och som kan bilda grundvattnet. I de södra delarna av Sverige, där läckaget har varit störst, har det också minskat mest. I Skånes slättbygd, Sydsvenska mellanbygden samt Öland och Gotland gav det beräknade medelläckaget 1995 upphov till uppskattade nitrathalter över 50 mg/l under rotzonen, medan medelläckaget från samma områden vid 2005 års beräkningar resulterar i halter strax under 50 mg/l. Eftersom dessa beräkningsresultat gäller medelvärden så överskrids sannolikt fortfarande gränsen 50 mg/l i många delområden.

Även skogsmark beräknas i framtiden ge betydande kvävetillförsel till grundvattnet om den luftburna depositionen och skogsgödslingen inte begränsas. En sammanställning av de markvattenkemimätningar som genomförs i IVLs (Svenska miljöinstitutet AB) regi visar att de oorganiska kvävehalterna i markvatten i skogsmark vanligtvis är låga. Enligt IVL finns emellertid flera exempel på hög frekvens av kraftigt förhöjda nitrathalter i markvattnet i sydvästra Götaland⁷. Se även bilaga 3: *Halter i markvatten*. Under den senaste tioårsperioden har kvävegödslingen i skogsbruket ökat markant vilket kan ge negativa effekter på sikt.

En hjälp att försöka utreda orsaken till förhöjda nitrathalter i grundvattnet är att relatera dessa till halterna av fosfat, kalium, klorid och mikrobiologiska parametrar.

Ibland åtföljs höga nitrathalter av förhöjda halter av växtnäringsämnena fosfat och kalium som också tillförs genom gödsling av åkermark. Eftersom både fosfat och kalium fastläggs hårt i marken kan förhöjda halter i grundvattnet av fosfat (över 0,1 mg/l) respektive kalium (över 10 mg/l) i jordbruksområden indikera snabba flödesvägar mellan markytan och grundvattnet. Även om halter över de indikerade ofta har sitt ursprung i någon typ av mänsklig påverkan, kan högre halter vara naturligt betingade. Exempelvis kan höga fosfathalter förekomma naturligt i anaeroba (syrefattiga) miljöer. Förutom från gödselmedel kan fosfat och kalium komma från avlopp och deponier. Förhöjda kloridhalter kan också medföra höga nitrathalter (se avsnittet *Salt – klorid, sulfat och elektrisk konduktivitet*). Detta är vanligt vid avloppspåverkan och vid påverkan från deponier för hushållsavfall. Ibland kan förekomst av bakterier indikera att grundvattnet är påverkat av t.ex. avlopp. Kraftigt förhöjda ammoniumhalter som sannolikt beror på läckande avloppsledning har visat sig förekomma i tätortsmiljö. Även nitrithalten kan i sådana fall vara förhöjd⁸. Förhöjda nitrit- och ammoniumhalter kan även vara tecken på påverkan från deponier.

Bedömning av tillstånd och påverkan

Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan med avseende på nitrathalt redovisas i fem klasser enligt tabell 14. Gränserna mellan klasserna har anpassats till Livsmedelsverkets och Socialstyrelsens gräns- respektive riktvärden. De naturliga systemen i Sverige är kvävefattiga. Den naturliga **nitrathalten** i

Tabell 14. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvattnet med avseende på nitrathalt

Klass	Tillstånd	NO ₃ (mg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<2	Ingen eller obetydlig	Vanlig halt i skogsmark
2	Låg halt	2–5	Måttlig	Skogsavverkade områden, avlopp
3	Måttlig halt	5–20	Påtaglig	Jordbruksbygd, avlopp
4	Hög halt	20–50	Stark	Ej ovanlig halt i jordbruksbygd Tjänlig med anmärkning som dricksvatten
5	Mycket hög halt	≥50	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten

grundvattnet i Sverige överstiger inte 2 mg/l förutom i undantagsfall. För nitrat kan halter över 2 mg/l med relativt stor säkerhet bedömas bero på mänsklig påverkan. Höga eller mycket höga nitrathalter beror med stor sannolikhet på jordbrukspåverkan, men även avloppspåverkan kan bidra.

Grundvattnets tillstånd med avseende på **nitrit** redovisas i fem klasser enligt tabell 15. Nitrit kan vara en följd av kväveförorening av grundvatten men eftersom gränsvärden och riktvärden för otjänlighet med avseende på nitrit är låga så räcker det med en liten mängd nitrat för att ge upphov till nitrithalter över gränsvärdet. Nitrit bildas som en mellanprodukt när nitrat bryts ned under anaeroba förhållanden⁹. Nitrit kan bland annat bildas i ledningsnät. Nitritjonen är inte stabil och det är förmodligen vanligt att halten förändras mellan provtagning och analys.

Grundvattnets tillstånd med avseende på **ammonium** och grad av påverkan redovisas i fem klasser enligt tabell 16. Ammoniumhalterna kan vara relativt höga i markvattnet, dels som en följd av naturliga processer i marken, dels som en följd av den stora luftburna depositionen av ammonium (se även bilaga 3: *Halter i markvatten*). I grundvattnet är halterna vanligtvis låga. Förhöjda halter förekommer främst under syrefria förhållanden dvs. i samband med låga redoxpotentialer, exempelvis i deponier.

Kvävekomponenternas redoxberoende framgår av bilaga 9 (för indelning i redoxklasser jämför med avsnittet *Syre och redoxförhållanden*). Det är tydligt att höga nitrathalter förekommer främst i väl syresatta (aeroba) miljöer medan det motsatta gäller för ammonium. Mellanprodukten nitrit förekommer i betydligt lägre halter än nitrat och ammonium; förhöjda nitrithalter förefaller förekomma främst i redoxklass 2.

Tabell 15. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på nitrithalt

Klass	Tillstånd	NO ₂ (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,01	Normal halt i grundvattnet
2	Låg halt	0,01–0,05	
3	Måttlig halt	0,05–0,1	
4	Hög halt	0,1–0,5	Tjänligt med anmärkning som dricksvatten
5	Mycket hög halt	≥ 0,5	Otjänligt som dricksvatten

Tabell 16. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på ammoniumhalt

Klass	Tillstånd	NH ₄ (mg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,05	Ingen eller obetydlig	Normal halt i grundvattnet
2	Låg halt	0,05–0,1	Måttlig	
3	Måttlig halt	0,1–0,5	Påtaglig	
4	Hög halt	0,5–1,5	Stark	Tjänligt med anmärkning som dricksvatten
5	Mycket hög halt	≥1,5	Mycket stark	Risk för kraftig nitritbildning och lukt

KVÄVEINNEHÅLL – NITRAT, NITRIT OCH AMMONIUM

I bergborrade brunnar är nitrathalten i regel låg (klass 1 och 2). Höga nitrathalter kan förekomma i öppna jordakviferer i morän, svallsediment och isälvsavlagringar. Men även i grundvatten under tätare jordarter som lera eller silt kan nitrathalten vara hög när dessa utgör jordbruksmark med en hög

belastning av kväve. Ammoniumhalterna är vanligen låga men förhöjda halter kan förekomma vid låga redoxvärden. Förhöjda värden förekommer därför främst i bergborrade brunnar men även vid påverkan från t.ex. deponier.

Grundvattnets nitrathalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Nitrat, NO ₃ (mg/l)		<2	2–5	5–20	20–50	≥50
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	706	52	19	25	4	
Enskild brunn i jord	5 245	43	14	25	14	4
Källa i jord	975	64	13	18	5	1
Rör i jord	176	88	6	4	1	2
Större vattentäkt i berg	474	80	7	12	1	
Enskild brunn i berg	23 511	79	8	10	3	1
Alla provpunkter	31 887	71,9	9,3	12,8	4,7	1,2

Grundvattnets nitrithalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Nitrit, NO ₂ (mg/l)		<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	≥0,5
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	716	91	8	1	1	
Enskild brunn i jord	4 965	71	23	3	3	0,5
Källa i jord	610	86	12	1	1	
Rör i jord	60	55	38	3	3	
Större vattentäkt i berg	507	90	9	1	1	
Enskild brunn i berg	22 976	75	19	3	3	1
Alla provpunkter	30 609	75,1	19,0	2,8	2,6	0,5

Grundvattnets ammoniumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Ammonium, NH ₄ (mg/l)		<0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	0,5–1,5	≥1,5
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	752	90	5	5	1	
Enskild brunn i jord	4 891	73	10	13	3	1
Källa i jord	972	86	6	6	1	1
Rör i jord	175	71	11	10	6	2
Större vattentäkt i berg	513	61	15	22	3	
Enskild brunn i berg	20 402	68	7	20	4	1
Alla provpunkter	28 497	69,8	7,9	18,0	3,6	0,8

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Järn, mangan och aluminium

Metallerna **järn**, **mangan** och **aluminium** förekommer i höga halter i stora delar av den svenska berggrunden och förekommer därför naturligt i grundvatten. Halterna i grundvattnet styrs främst av pH- och redoxförhållandena (se även bilaga 9). Det är mycket vanligt att järn- och manganhaltigt grundvatten måste behandlas i vattenverken innan distribution. Aluminiumhalterna är vanligtvis låga i lite djupare grundvatten och medför därför vanligtvis inte problem inom vattenförsörjningen, däremot kan ytligt, surt grundvatten transportera ut aluminium till ytvattnet, där det är toxiskt för djurlivet.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvaliteten som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljö kvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

Riktvärde och utgångspunkt för att vända trend ska fastställas enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2, om något av ämnena järn, mangan och aluminium skulle ge upphov till bedömningen att det finns risk att god kemisk grundvattenstatus inte nås. För dessa ämnen finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för Vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden. För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Den svenska berggrunden innehåller ofta betydande halter av **järn** och **mangan** och de naturliga halterna i grundvattnet varierar avsevärt. Järn och mangan förekommer framför allt i grundvattnet som tvåvärda positiva joner. Dessa är stabila i grundvattnet under reducerande förhållanden (jämför med avsnittet *Syre och redoxförhållanden*). Halterna av järn och mangan i grundvattnet kan öka om mer reducerande förhållanden uppstår. Detta kan uppkomma t.ex. till följd av att strömningsriktningar ändras så att vatten med hög halt av organiskt material tillförs, t.ex. från myrmark eller ett försumpat område. Upplag av massor som innehåller organiskt material kan också leda till sjunkande redoxpotential och därmed ökande halter av järn och mangan. Organiskt bundet trevärt järn förekommer i ytligt grundvatten.

Aluminium är en huvudbeståndsdel i berggrunden utanför kalkbergsområdena men halterna i grundvatten är vanligtvis låga eftersom lösligheten vid normala pH-värden är låg. Aluminiums löslighet ökar när pH-värdet sjunker men det går även i lösning som aluminatjon vid pH-värden över 8,5. Aluminium bildar även komplex med bl.a. organiska anjoner och fluorid vilket kan öka lösligheten. Halten av aluminium i markvattnet kan vara hög men i de flesta områden och under normala pH-förhållanden faller det lösta aluminiumet ut och fastläggs i markens övre delar. Halten löst aluminium i grundvatten överstiger sällan 0,1 mg/l vid pH över 5,5. Ytliga och sura grundvatten i morän inom områden där berggrunden har låg vittringsbenägenhet kan dock ha aluminiumhalter runt 1 mg/l. I det ytliga grundvattnet varierar således bakgrundshalterna beroende på pH, medianvärdet vid den nationella miljöövervakningen är 0,017 mg/l och den 90:e percentilen är 0,46 mg/l.

Vid pH-värden under 5,0 innebär upplösning av aluminiummineral att pH-värdet stabiliseras. Denna buffringsreaktion medför att halten oorganiskt aluminium i mark- eller grundvatten ökar.

Halter i dricksvatten

Höga halter av **järn** och **mangan** i råvatten är ett av de allra vanligaste kvalitetsproblemen vid grundvattenbaserad dricksvattenförsörjning. Detta gäller vid såväl större (kommunala) vattentäkter som vid

enskilda vattentäkter. Höga halter ger problem med smak och utseende på vattnet, utfällningar av järn och mangan kan missfärga tvätt och sanitetsporlin samt ge bottensats i behållare. Livsmedelsverket anger därför att järnhalter över 0,1 mg/l i utgående vatten från vattenverket respektive 0,2 mg/l hos användaren medför att vattnet är tjänligt med anmärkning. För mangan anges att halter över 0,05 mg/l hos användaren medför att vattnet är tjänligt med anmärkning. Tidigare har problemen främst ansetts vara av teknisk och estetisk art. Under senare år har det emellertid uppmärksamats att mangan i dricksvattnet kan ge skador på spädbarns nervsystem^{1,2}. De gränsvärden som Livsmedelsverket anger är dock satta efter vattnets tekniska och estetiska egenskaper.

Livsmedelsverkets gränsvärde för **aluminium** i dricksvatten – vid halter över 0,1 mg/l betecknas vattnet som tjänligt med anmärkning – är också satt från teknisk synpunkt (olägenheter av aluminiumflockning efter vattenbehandling med aluminiumsulfat) och är inte tillämpligt för hälsoriskbedömningar. För dricksvatten från mindre vattentäkter anger Socialstyrelsen att järn- respektive aluminiumhalter över 0,5 mg/l medför att vattnet är tjänligt med anmärkning, motsvarande riktvärde för mangan är 0,3 mg/l.

Påverkan på ytvatten

När järn- och manganhaltigt grundvatten strömmar ut i ett ytvattendrag så kommer vanligen metallerna att oxideras och utfällningar av järn- och manganoxider eller hydroxider bildas. Vid syresättning av vattnet stiger redoxpotentialen. Därmed är det inte längre möjligt med höga koncentrationer av lösta järn- och manganjoner. Oxidationen kan också äga rum med hjälp av bakterier. I stillastående vatten och i mindre vattendrag kan detta ibland iakttas som en oljeliknande hinna av järnoxiderande bakterier på vattenytan. Oftast stiger även pH-värdet när grundvattnet strömmar ut, eftersom kolsyra i vattnet kan avgå till luften vilket innebär att särskilt mangan faller ut.

Transport av löst **aluminium** är en viktig process i försurning av mark- grund- och ytvatten (se avsnittet *Försurning*). Aluminium är skadligt för levande organismer i ytvatten och står för en stor del av de negativa effekterna som försurningen har orsakat bl.a. genom påverkan på fiskgälar. Aluminium kan finnas i många olika förekomstformer beroende på pH, löst organiskt material, fluorid, sulfat och temperatur. I markvatten och ytvatten finns aluminium till en betydande del som organiska komplex vilka är mindre toxiska. Sammanställningar visar att om halten av oorganiskt aluminium är större än 0,020 mg/l är artsammansättningen för bottenfaunan i sjöar och vattendrag alltid påverkad men att påverkan också förekommer vid lägre halter. Vid lägre halter finns en stor spridning mellan både opåverkade och påverkade förhållanden vilket delvis kan bero på att toxiska halter av oorganiskt aluminium i en del fall kan förekomma under korta episoder³.

Löst aluminium kan bidra till att humusämnen flockas i sjöar och vattendrag och aluminium kan även falla ut i hydroxidform om pH-värdet stiger när kolsyra avgår till luften. Järn-, mangan- och aluminiumutfällningarna kan ansamlas på botten av vattendrag och sjöar och därmed ändra förutsättningarna för det biologiska livet. Det är vanligt att olika metaller och fosfor medfälls och på så sätt tillförs sedimentlagret⁴.

Påverkan från försurning, förorenad mark, deponier och gruvverksamhet

Gruvverksamhet kan skapa förhållanden där metallerna i ökad omfattning frigörs från berggrunden. Ett exempel är vittring av varphögar och anrikningssand som kan frigöra järn och mangan. Vittring av sulfidmineral kan ge upphov till extremt sura vatten vilket innebär att mycket aluminium kan gå i lösning. När sulfidjordar (t.ex. svartmockor) dräneras och därmed syresätts kan mycket sura vatten med höga halter av järn och mangan uppkomma⁵. Upplag och deponier som innehåller organiskt material kan ge sänkt redoxpotential i lakvattnet och därmed förhöjda järn- och manganhalter i påverkat grundvatten.

Det försurande nedfallet under senare halvan av 1900-talet har medfört en markförsurning som i sin tur har inneburit en betydande mobilisering och uttransport av oorganiskt aluminium genom det ytliga grundvattnet till sjöar och vattendrag.

Bedömning av tillstånd

Halterna av **järn** och **mangan** i grundvatten är ofta relativt höga beroende på höga halter i berggrund och jordlager. Grundvattnets tillstånd för metallerna redovisas i fem klasser enligt tabell 17–18.

Halten av **aluminium** är vanligtvis låg i grundvattnet trots att aluminium är en huvudbeståndsdel i berggrund och jordlager med undantag för kalkbergarter. Grundvattnets tillstånd för aluminium redovisas i fem klasser enligt tabell 19.

Tabell 17. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på järnhalt.

Klass	Tillstånd	Fe (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,1	Vanlig halt i grundvatten
2	Låg halt	0,1–0,2	Tjänligt med anmärkning, vid allmän vattenförsörjning
3	Måttlig halt	0,2–0,5	
4	Hög halt	0,5–1	Tjänligt med anmärkning, vid enskild vattenförsörjning
5	Mycket hög halt	≥1	

Tabell 18. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på manganhalt.

Klass	Tillstånd	Mn (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,05	Vanlig halt i grundvatten i jord
2	Låg halt	0,05–0,1	Tjänligt med anmärkning, allmän vattenförsörjning
3	Måttlig halt	0,1–0,3	
4	Hög halt	0,3–0,4	Tjänligt med anmärkning, vid enskild vattenförsörjning
5	Mycket hög halt	≥0,4	

Tabell 19. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på aluminiumhalt.

Klass	Tillstånd	Al (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,01	Vanlig halt i grundvatten
2	Låg halt	0,01–0,05	Halter över 0,02 påverkar bottenfauna i ytvattendrag men påverkan förekommer även vid lägre halter
3	Måttlig halt	0,05–0,1	
4	Hög halt	0,1–0,5	Tjänligt med anmärkning, allmän vattenförsörjning
5	Mycket hög halt	≥0,5	Tjänligt med anmärkning, vid enskild vattenförsörjning

JÄRN, MANGAN OCH ALUMINIUM

Järn, mangan och aluminium ingår i många av de bergartsbildande mineralen. Metallerna är i huvudsak lösligare vid låga pH-värden. Järn och mangan är dessutom framför allt lösliga vid reducerande för-

hållanden. Järn kan också lösas ut från rörledningar etc. men det vanligaste är ändå att järn i kravatten kommer från jordlager och berggrund.

Grundvattnets järnhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Järn, Fe (mg/l)		<0,1	0,1–0,2	0,2–0,5	0,5–1	≥1
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	790	67	8	9	7	9
Enskild brunn i jord	7757	48	16	16	9	11
Källa i jord	1321	74	9	7	4	7
Rör i jord	170	51	14	11	4	21
Större vattentäkt i berg	532	48	10	16	10	17
Enskild brunn i berg	24 462	37	16	21	11	14
Alla provpunkter	35 832	42,1	15,4	18,8	10,2	13,5

Grundvattnets manganhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Mangan, Mn (mg/l)		<0,05	0,05–0,1	0,1–0,3	0,3–0,4	≥0,4
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	781	71	9	14	3	4
Enskild brunn i jord	7 442	63	15	14	3	6
Källa i jord	1 254	86	5	6	1	2
Rör i jord	164	64	12	15	4	5
Större vattentäkt i berg	522	40	13	27	6	13
Enskild brunn i berg	24 361	40	16	27	5	11
Alla provpunkter	35 319	47,7	15,3	23,3	4,5	9,2

Grundvattnets aluminiumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Aluminium, Al (mg/l)		<0,01	0,01–0,05	0,05–0,1	0,1–0,5	≥0,5
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	460	59	29	6	5	1
Enskild brunn i jord	1 821	24	34	16	22	4
Källa i jord	648	37	33	11	15	3
Rör i jord	155	8	26	13	27	26
Större vattentäkt i berg	297	75	16	5	4	1
Enskild brunn i berg	2 901	52	33	7	7	1
Alla provpunkter	6 395	43,6	31,6	10,0	12,1	2,8

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Arsenik och uran

Arsenik och uran är grundämnen som finns naturligt i berg och jord. Arsenik i dricksvatten kan utgöra ett problem eftersom ämnet bl.a. är cancerframkallande. I Sverige är halterna i regel låga men risk för förhöjda halter i grundvattnet finns i områden där berggrunden är arsenikrik samt i vissa sammanhang på grund av mänsklig påverkan, exempelvis från f.d. träimpregneringsanläggningar.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Enligt grundvattendirektivet ska medlemsländerna överväga att sätta riktvärden för arsenik. I föreskrifterna SGU-FS 2008:2 finns nationellt riktvärde och utgångspunkt för att vända trend för arsenik angivna (jämför med tabell 1). Dessa ska vattenmyndigheterna använda om de inte har behov av att sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden enligt den metod som finns angiven i ovan nämnda föreskrifter.

Inom vissa områden kan arsenikhalterna vara höga av naturliga orsaker. Därför finns det anledning för vattenmyndigheterna att fastställa högre riktvärden än det nationella riktvärdet inom dessa områden.

Om uran tillförs grundvatten på grund av mänsklig verksamhet i sådan omfattning att risk finns att grundvattnet inte når god kemisk grundvattenstatus, så ska vattenmyndigheterna fastställa riktvärde och utgångspunkt för att vända trend även för uran.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Arsenik förekommer på många håll naturligt i Sverige och frigörs framför allt vid låga redoxpotentialer och relativt höga pH-värden^{1,2}. Arsenik förekommer i berggrunden tillsammans med sulfider men även adsorberat till järnhydroxider. Arsenik mobiliseras i huvudsak på två sätt. Det kan ske antingen genom oxidation av sulfider orsakad av t.ex. en sänkning av grundvattenytan, eller genom att arsenik som finns adsorberat till järnhydroxider frigörs när järnet reduceras. Reduktion är ofta ett resultat av en höjning av grundvattenytan. Risken för löst arsenik är störst vid redoxklass 3 eller 4, se avsnittet *Syre och redoxförhållanden*. Detta beror på att den reducerade formen av arsenik, arsenit (As(III)), fastläggs svagare till markpartiklarna än den oxiderade formen arsenat (As(V)). Halterna i grundvattnet stiger även med ökande pH eftersom adsorptionen till järnhydroxider är störst vid sura förhållanden (se även bilaga 9). I det ytliga grundvattnet är bakgrundshalterna generellt låga; medianvärdet vid den nationella miljöövervakningen är 0,12 µg/l och den 90:e percentilen uppgår till 0,42 µg/l.

Förhöjda arsenikhalter påträffas bland annat i vissa områden med sulfidrika bergarter och malmer, vissa skiffrar och äldre sedimentbergarter. Höga eller mycket höga halter i framför allt berggrundvattnet har hittills främst påträffats i delar av Västerbotten och Västernorrland samt i delar av Bergslagen, Mälardalen, Södermanland och Skåne.

I den kristallina berggrunden är förhöjda **uranhalter** i grundvattnet vanligt förekommande inom många områden. Sedimentära bergarter har i allmänhet låga uranhalter, med undantag för alunskiffer som kan innehålla mycket höga halter av uran. De naturliga halterna i grundvattnet varierar med bergart och lokal grundvattenkemi^{2,3,4}. Uran förekommer oftast i fyrvärd eller sexvärd positiv oxidationsform i grundvattnet. Den sexvärda formen bildar uranyljoner (UO_2^{2+}) som är stabila i grundvattnet under oxiderande förhållanden. Uranyljonerna är mer lösliga än urans mer reducerade fyrvärda form. Uran påträffas i

förhöjda halter i jord- och berggrundvattnet i bl.a. stora delar av Svealand, i östra Småland, Östergötland, norra Bohuslän och spritt i norra Sverige. Uranets sönderfallsprodukt **radium** är mer svårslösligt än uran och förekommer i allmänhet i lägre halter i grundvattnet². Radium förekommer som tvåvärt positiva joner som lätt adsorberas till tillgängliga ytor i marken⁵. Se även avsnittet *Radioaktiva ämnen*.

Halter i dricksvatten

Höga halter av **arsenik** i grundvattnet begränsar dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för skadliga hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att arsenikhalter över 10 µg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Socialstyrelsen använder samma halter för riktvärden för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar.

Förhöjda arsenikhalter är vanligare i bergborrade brunnar än i brunnar i jordlagren. Cirka 1 % av personer med brunn i jord respektive 3 % av de med bergborrade brunn beräknas ha arsenikhalter över 10 µg/l i brunnsvattnet. Arsenikhalter över 10 µg/l förekommer även i råvattnet till kommunala eller andra större vattentäkter (framför allt i berg).

Förekomst av **uran** i råvatten har visat sig vara ett vanligt kvalitetsproblem vid grundvattenbaserad dricksvattenförsörjning. Detta gäller vid såväl större (kommunala) vattentäkter som vid enskilda vattentäkter. Förhöjda uranhalter finns både i jord- och berggrundvattnet. Socialstyrelsen införde 2005 det av WHO föreslagna riktvärdet 15 µg/l för uran⁶. Livsmedelsverket har inte satt något gränsvärde men rekommenderar att uranhalt i dricksvattnet inte ska överstiga detta värde. Rekommendationerna för uran har fastställts med utgångspunkt från uranets kemiska egenskaper och alltså inte utifrån dess radioaktivitet.

Påverkan på ytvatten

I områden med höga **arsenikhalter** i jordlager och berggrund kan även ytvattnen påverkas. Arsenik från utströmmande grundvatten kan ansamlas i utströmningsområden för att sedan mobiliseras under perioder med varierande grundvattennivåer. Eftersom många akvatiska organismer kan omvandla oorganiskt arsenik till mindre toxiska organiska former så kan skador på bioorganismer delvis undgås.

Påverkan från förorenad mark, deponier och gruvverksamhet

Arsenik har använts som impregneringsmedel för trä (impregnering med CCA (Cu-Cr-As) eller CZA (Cu-Zn-As) och vid impregneringsverk kan arsenikhalter på flera tiotals milligram per liter påträffas i grundvattnet. Impregneringsindustrin har nu ersatt arsenikmedlen med arsenikfria alternativ men det finns ett stort antal platser där tidigare verksamhet förorenat mark och grundvatten. Några av dessa områden har nu sanerats. Det finns också stora mängder CCA och CZA-behandlat virke i samhället. Detta ska behandlas som farligt avfall och omhändertas efter användning, om detta inte skulle fungera på ett korrekt sätt finns risken att avfallsdeponier blir en källa för arsenik i grundvattnet. Äldre och nedlagda deponier kan därmed också utgöra källor.

Förhöjda arsenikhalter förekommer också vid gruvor och järnbruk och vid upplag av kisaska. Kisaska, som är en tidigare restprodukt från svavelsyratillverkning vid bl.a. pappers- och massindustrin, består huvudsakligen av järnoxider och innehåller höga halter av tungmetaller, framför allt kadmium, zink, koppar och bly, men innehåller även arsenik och ibland kvicksilver⁷. Svavelkis utgjorde råvaran för tillverkningen av svavelsyra och upplag med svavelkisrester innehåller därmed samma metaller inklusive arsenik.

Såväl arsenik som **uran** förekommer i s.k. rödfyr, en restprodukt från förbränning av alunskiffer vid kalkbrott, men det är framför allt uran som påvisats i förhöjda halter i grundvattnet i områden med rödfyr^{8,9}.

Bedömning av tillstånd och påverkan

I några regioner i Sverige är det relativt vanligt med naturligt höga eller mycket höga arsenikhalter, framför allt i berggrundvattnet. Detta gäller t.ex. områden i region A, E, F, G och I (för regionindelning; se kapitlet *Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats*) men förhöjda halter kan även vara orsakade av mänsklig verksamhet. Grundvattnets tillstånd med avseende på arsenik och grad av påverkan redovisas i fem klasser enligt tabell 20.

Höga och mycket höga **uranhalter** i grundvattnet förekommer främst i berggrundvatten i stora delar av Sverige men kan även förekomma i jordgrundvatten. Förhöjda uranhalter påträffas frekvent i alla regioner förutom region A och B, dock saknas i stort sett data från region J. Grundvattnets tillstånd med avseende på uran redovisas i fem klasser enligt tabell 21.

Tabell 20. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på arsenikhalt.

Klass	Tillstånd	As (µg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<1	Ingen eller obetydlig	
2	Låg halt	1–2	Måttlig	
3	Måttlig halt	2–5	Påtaglig	
4	Hög halt	5–10	Stark	Kan ge biologiska effekter i ytvatten
5	Mycket hög halt	≥10	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten

Tabell 21. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på uranhalt.

Klass	Tillstånd	U (µg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<5	
2	Låg halt	5–10	
3	Måttlig halt	10–15	
4	Hög halt	15–30	Tjänligt med anmärkning (enskilda vattentäkter)
5	Mycket hög halt	≥30	

ARSENIK OCH URAN

Förekomst av arsenik och uran i grundvatten beror i de allra flesta fallen på berggrundens och jordlagrens innehåll av arsenik och uran. Såväl arsenik

som uran går i lösning främst vid höga pH-värden och bildar då negativt laddade joner som är relativt rörliga i marken och grundvattnet.

Grundvattnets arsenikhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Observera att det kan finnas en viss överrepresentation från områden med höga halter.

Klass		1	2	3	4	5
Arsenik, As (µg/l)		<1	1–2	2–5	5–10	≥10
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	297	90	6	3	0,3	0,3
Enskild brunn i jord	572	73	15	8	2	3
Källa i jord	418	94	3	3		
Rör i jord	79	96	3		1	
Större vattentäkt i berg	143	74	7	6	4	8
Enskild brunn i berg	2126	63	15	11	4	7
Alla provpunkter	3756	71,5	12,0	8,5	3,1	4,9

Grundvattnets uranhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Uran, U (µg/l)		<5	5–10	10–15	15–30	≥30
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	119	67	13	8	8	4
Enskild brunn i jord	428	61	13	7	9	10
Källa i jord	15	87			13	
Rör i jord	0					
Större vattentäkt i berg	56	59	13	9	9	11
Enskild brunn i berg	2188	46	15	10	14	17
Alla provpunkter	2875	49,4	14,0	9,2	12,5	15,0

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv)

Bly, kadmium och kvicksilver

Tungmetallerna **bly**, **kadmium** och **kvicksilver** är definierade som särskilt farliga och utgör prioriterade utfasningsämnen, dvs. sådana ämnen som man arbetar med att sluta använda inom Sverige och EU. Ämnena kan förekomma naturligt i grundvatten, men högre halter kan också bero på mänsklig påverkan, främst genom luftburen deposition. Via luften har metaller spridits från exempelvis smältverk, annan metallindustri och förbränning. Stora mängder bly har släppts ut i luften genom användning av blyhaltig bensin. Metaller har ibland också tillförts mark och vatten direkt. Användning av kadmiumhaltig fosfatgödsel har medfört ökade kadmiumhalter i åkerjord under det senaste halvsekl. Utsläppen av bly, kadmium och kvicksilver i Europa har minskat betydligt de senaste decennierna¹. Detta innebär att såväl den lokala som den långväga depositionen av dessa metaller är betydligt lägre än tidigare. Metallerna har emellertid i stor utsträckning lagrats i marken². Bly har t.ex. hanterats under lång tid och halten av bly i markens övre delar är förhöjd p.g.a. en luftdeposition som pågått i mer än 2 000 år³.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Enligt grundvattendirektivet ska medlemsländerna överväga att sätta riktvärden för bly, kadmium och kvicksilver. I föreskrifterna SGU-FS 2008:2 finns nationella riktvärden och utgångspunkter för att vända trend angivna (jämför med tabell 1). Dessa ska vattenmyndigheterna använda om det inte finns behov av att sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden enligt den metod som finns angiven i ovannämnda föreskrifter.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten och ytvatten; se avsnitten *Halter i dricksvatten* och *Påverkan på ytvatten*.

Bakgrundshalter

Halten av **bly** är oftast låg i svenska grundvatten. Högre halter har påvisats i samband med sedimentär berggrund i Dalarna men även i andra bergartstyper i bl.a. Småland, Mälardalen och på Västkusten⁴. I det ytliga grundvattnet är bakgrundshalterna generellt låga; medianvärdet vid den nationella miljöövervakningen är 0,03 µg/l och den 90:e percentilen är 0,32 µg/l. Blyhalterna i grundvatten har sjunkit kraftigt under det senaste decenniet som en följd av minskat nedfall av långtransporterat luftburet bly. Bly i markmiljön rör sig vanligtvis mycket långsamt då bly adsorberas kraftigt till humuspartiklar, järn- och manganoxider samt lermineral. Förutsättningarna för mobilisering är ett lågt pH (lösligheten ökar även vid extremt höga pH-värden) samt förhöjda halter av löst organiskt material. Adsorberat bly kan också transporteras med små suspenderade partiklar i vattnet.

Halten av **kadmium** är oftast mycket låg i svenska grundvatten. I det ytliga grundvattnet är medianvärdet vid den nationella miljöövervakningen 0,012 µg/l och den 90:e percentilen är 0,055 µg/l. Kadmium förekommer t.ex. i skifferar och i några regioner i landet med sedimentär berggrund förekommer naturligt höga halter utan att pH är särskilt lågt. Ett påtagligt inslag av alunskiffer i jordmaterialet kan leda till förhöjda kadmiumhalter i grundvattnet. Höga halter har även påvisats i områden med kambrisk sandsten i Skåne liksom i områden med sedimentär berggrund i Dalarna⁵. I mineral uppträder kadmium ofta tillsammans med zink. Kadmium adsorberas på humusämnen och på lermineral. Kadmium fastläggs relativt svagt i marken och frigörs vid sänkt pH, då väte- och aluminiumjoner tränger bort adsorberat kadmium från markpartiklarna. I markvatten och grundvatten har man funnit att

kadmiumhalten stiger snabbt då pH understiger 5. Vid försurning finns alltså en risk för förhöjda kadmiumhalter. På det hela taget har kadmiumhalterna i grundvattnet minskat med tiden, vilket sannolikt beror på den minskade luftburna depositionen, eftersom inga förändringar i pH ännu kan skönjas⁶.

Kvikksilver förekommer naturligt i mycket låga halter i grundvattnet och analyseras därför sällan. Medianvärdet i grundvatten i den nationella miljöövervakningen ligger vid ca 0,0004 µg/l och 90:e percentilen vid 0,0025 µg/l. Kvicksilver har deponerats i samband med olika former av industriell verksamhet. Långväga luftdeposition tillför kontinuerligt kvicksilver till mark och vatten, men halterna i grundvatten är ändå låga och utan fara för människors hälsa. Det sker dock en transport av ackumulerat kvicksilver i marken via mycket ytliga grundvatten ut till sjöar och vattendrag. Där ackumuleras det av olika organismer i näringspyramiden och återfinns i höga halter i muskelvävnad hos t.ex. fisk och fiskätande djur.

Halter i dricksvatten

Höga halter av **bly** i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för hälsoeffekter. Akut förgiftning drabbar syntesen av hemoglobin hos människan och detta medför järnbrist. För gravida kvinnor kan redan en måttlig blyexponering påverka fostrets utveckling. Livsmedelsverket anger att blyhalter över 10 µg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Gränsvärdet ska tillämpas på prov som är representativt för konsumenternas genomsnittliga veckointag av dricksvatten men för närvarande används istället gränsvärdet för varje enskild analys. Socialstyrelsen använder samma haltnivå för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. Korrosion av blyhaltiga rör och andra installationer i kontakt med vattnet kan öka blyhalten i kranvatten avsevärt.

Höga halter av **kadmium** i grundvattnet kan begränsa vattnets användbarhet som dricksvatten på grund av risken för hälsoeffekter. Kadmium är en metall som är toxisk i låga halter och den har så vitt man vet ingen nödvändig funktion i organismer. Kadmium förekommer ofta tillsammans med zink som är en för de flesta organismer livsnödvändig metall och som aktivt tas upp av såväl växter som djur. Eftersom förmågan att göra åtskillnad mellan de båda ämnena hos många organismer är dålig har även den kemiskt likartade metallen kadmium stor biotillgänglighet. Vid järnupptag hos människor kan kadmium också tas upp om järnbrist finns⁷. Livsmedelsverket anger att kadmiumhalter över 5 µg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Socialstyrelsen använder samma haltnivå för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar men anger därutöver att halter över 1 µg/l medför att vattnet bedöms vara tjänligt med anmärkning. Korrosion av kadmiumhaltigt material i rör och andra installationer i kontakt med vattnet kan öka kadmiumhalten i kranvatten. Detta gäller i synnerhet om vattnet är surt (pH under 5). Den europeiska livsmedelsmyndigheten bedömde år 2009 att gränsen för det tillåtna intaget av kadmium behöver sänkas eftersom nya studier visar att även lägre exponeringsnivåer än dagens tillåtna kan ge skador på njurar och skelett. Kemikalieinspektionen genomförde 2011 en riskvärdering som kom fram till att kadmiumexponeringen behöver minskas även i Sverige, eftersom kadmiumintaget för delar av befolkningen ligger på en nivå som kan medföra negativ påverkan. Bedömningen var emellertid att dricksvattnet inte ger ett avgörande bidrag till det totala intaget av kadmium med undantag för spä- och småbarn som ges modersmjölksersättning eller välling berett på vatten med högre halt kadmium än normalt. De viktigaste exponeringsvägarna är istället övrig kost och rökning⁸.

Livsmedelsverket anger att **kvicksilverhalter** över 1 µg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Socialstyrelsen använder samma halt för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. Det mycket begränsade analysmaterial som finns tillgängligt för kvicksilver i grundvatten indikerar att så höga nivåer troligen är sällsynta.

Påverkan på ytvatten

Bly, kadmium och kvicksilver tillhör de ämnen som innebär en speciell risk för vattenmiljön och som ska prioriteras med avseende på åtgärder, bl.a. inom vattenförvaltningen. Miljökvalitetsnormer för dessa prioriterade ämnen har getts genom direktivet om prioriterade ämnen i ytvatten (2008/105/EG). De har införlivats i svensk rätt som gränsvärdesnormer genom Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2008:1 som riktar till vattenmyndigheterna. Som miljökvalitetsnorm för inlandsytvatten anges 7,2 µg/l för bly, 0,05 µg/l för kvicksilver och 0,08–0,25 µg/l för kadmium (beroende på vattenhården). Dessa miljökvalitetsnormer gäller årsmedelvärden. För kadmium och kvicksilver finns även en maximalt tillåten halt som ligger något högre.

Kadmium, bly och kvicksilver i grundvattnet kan tillföras ytvattensystemen. Kadmium är rörligt, särskilt vid låga pH-värden. Även blys rörlighet är större vid låga pH-värden eller som del i lösta organiska komplex. För akvatiska organismer kan skador uppkomma vid en kadmiumhalt av 0,1 µg/l och för bly vid en halt av 1 µg/l i känsliga ytvatten (vatten som är saltfattiga; dvs. mjuka, fattiga på närings- och humusämnen samt vatten med lågt pH)⁹. Deposition av luftburet kvicksilver från bl.a. förbränning av fossila bränslen har inneburit att skogsmarkens halt av kvicksilver har ökat avsevärt under 1900-talet¹⁰. Detta kvicksilver kan frisättas och, framför allt bundet till humus, transporteras med det ytligaste grundvattnet till ytvattensystem. Markskador som uppstår vid avverkning eller andra skogsbruksåtgärder medför risk för en ökad transport av kvicksilver och även bly till ytvattnet. Även om utsläpp och deposition av kvicksilver har minskat finns så mycket kvicksilver lagrat i marken att halterna av kvicksilver i t.ex. gädda och abborre fortfarande är höga i många av landets sjöar. Kvinnor som är, eller försöker bli, gravida eller som ammar bör inte äta fisk som kan innehålla kvicksilver mer än 2–3 gånger per år¹¹.

Påverkan från förorenad mark, deponier, gruvverksamhet och urban miljö

Sulfdimalmsavfall kan innehålla bly i halter om någon tiondels procent. Urlakningen från detta är måttlig i jämförelse med den för zink och kadmium p.g.a. att bly adsorberas hårdare till materialet än de två andra metallerna. En annan blykälla från gruvindustrin är avfallssand. Bly har dessutom spritts till miljön genom luftutsläpp från smältverk, genom användning i batterier, i ammunition samt genom den tidigare tillsatsen i bensin. Bly förekommer i mark i 10–20 gånger förhöjda halter längs de flesta vägar. Skjutvallar kan innehålla flera procent bly och därifrån kan bly spridas till grundvattnet om det inte finns organiskt material eller andra effektiva adsorbenter som binder bly i marken. Restprodukten kisaska från svavelsyratillverkning vid bl.a. tidigare pappers- och massindustri, innehåller höga halter av tungmetaller, framför allt kadmium, zink, koppar och bly, men även arsenik och ibland kvicksilver.

Kadmium har tillförts marken både areellt och i anslutning till speciella punktkällor. Den areella tillförseln har skett genom luftburen deposition (från t.ex. metallverk med zinktillverkning) och genom spridning av fosfatgödselmedel. Trots att dessa utsläpp har minskat ligger mycket kadmium kvar i de ytliga jordlagren. Kadmium binder till organiska substanser (dock inte lika hårt som bly och kvicksilver). Framför allt södra Sveriges skogs- och jordbruksjordar innehåller lagrat kadmium. Här har mängden bundet kadmium i jordbruksmark på sina håll nära nog fördubblats under den senaste 50-årsperioden.

Som exempel på punktkällor kan nämnas smältverk och batterifabriker där nickel–kadmiumbatterier tillverkas. Påverkan från dessa kan sträcka sig från några kilometer till någon mil ut från källan. Lokalt kan även eldning av fossila bränslen ha förhöjt kadmiumhalterna. Kadmium har även använts t.ex. inom ytbehandlingsindustrin.

Bly och kvicksilver har tidigare haft en mycket omfattande användning i samhället och finns spridda t.ex. i den urbana miljön. Kvicksilver från tandläkarmottagningar kan än idag läcka ut via gamla avloppsrör. Äldre deponier kan innehålla kvicksilver och riskerar att förorena grundvattnet lokalt. Andra källor kan vara förorenad mark i anslutning till t.ex. pappers- och massaindustrier.

Bedömning av tillstånd och påverkan

Halterna av **bly** i grundvattnet är normalt låga eller mycket låga. Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan med avseende på bly redovisas i fem klasser enligt tabell 22.

Halterna av **kadmium** i grundvatten är normalt låga eller mycket låga. Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan med avseende på kadmium redovisas i fem klasser enligt tabell 23.

Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan med avseende på **kvicksilver** redovisas i fem klasser enligt tabell 24. Tillståndsklassificeringen för **kvicksilver** inriktas främst på effekterna i den akvatiska miljön. Kvicksilver förekommer även i grundvattnet i metylerad form, men i mycket låga halter. Tillståndsklassningen gäller totalkvicksilver.

Tabell 22. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på blyhalt.

Klass	Tillstånd	Pb (µg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,5	Ingen eller obetydlig	Vanlig halt i grundvattnet.
2	Låg halt	0,5–1	Måttlig	
3	Måttlig halt	1–2	Påtaglig	Kan ge biologiska effekter i ytvatten.
4	Hög halt	2–10	Stark	Inte ovanlig halt i grundvatten. Miljö kvalitetsnorm för inlandsytvatten är 7,2 µg/l.
5	Mycket hög halt	≥10	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten.

Tabell 23. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på kadmiumhalt.

Klass	Tillstånd	Cd (µg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,1	Ingen eller obetydlig	Vanlig halt i grundvattnet.
2	Låg halt	0,1–0,5	Måttlig	Kan ge biologiska effekter i ytvatten. MKN för inlandsytvatten är 0,08–0,25 µg/l.
3	Måttlig halt	0,5–1	Påtaglig	
4	Hög halt	1–5	Stark	Tjänligt med anmärkning vid enskild vattenförsörjning.
5	Mycket hög halt	≥5	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten.

Tabell 24. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på kvicksilverhalt.

Klass	Tillstånd	Hg (µg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,005	Ingen eller obetydlig	Vanlig halt i grundvattnet.
2	Låg halt	0,005–0,01	Måttlig	
3	Måttlig halt	0,01–0,05	Påtaglig	
4	Hög halt	0,05–1	Stark	Miljö kvalitetsnorm för inlandsytvatten är 0,05 µg/l.
5	Mycket hög halt	≥1	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten.

BLY, KADMIUM OCH KVICKSILVER

Bly och kadmium i grundvattnet beror i de flesta fall på berggrundens och jordlagrens innehåll av metaller. De översta marklagrens innehåll av bly och kvicksilver är emellertid resultatet av en långvarig deposition av bl.a. långväga gränsöverskridande lufttransport av dessa ämnen. Läckaget från det översta marklagret bestämmer oftast halterna av bly och kvicksilver i de ytliga morängrundvattnen. Höga bly-, kadmium- och kvicksilverhalter kan också orsakas av någon lokal föroreningskälla. Dessa metaller förekommer som föroreningar från industriell verksamhet, gruvverksamhet, deponier etc. Bly och kadmium är lösliga vid låga pH-värden. De kan också

bilda olika former av lösta komplex vilket ökar rörligheten. Exempelvis kan bly bilda organiska komplex. Kvicksilver transporteras nästan uteslutande organiskt bundet. Bly och kadmium kan också lösas ut från rörledningar och andra installationer vilket kan leda till förhöjda halter i kranvattnet. Det är mycket ovanligt att kadmiumhalter över gränsvärdet för dricksvatten, 5 µg/l, påträffas i grundvattnet. Bly förekommer dock relativt frekvent i kranvatten från såväl grävda som borrade brunnar. Det är oklart i vilken utsträckning detta beror på korrosion från vattenledningar och andra installationer.

Grundvattnets blyhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Bly, Pb (µg/l)		<0,5	0,5–1	1–2	2–10	≥10
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	296	78	14	4	4	0
Enskild brunn i jord	339	38	20	20	21	1
Källa i jord	397	96	3	1	0	
Rör i jord	81	80	11	7	1	
Större vattentäkt i berg	134	78	11	4	4	2
Enskild brunn i berg	1394	51	16	16	14	3
Alla provpunkter	2716	61,6	13,9	12,0	10,8	1,6

Grundvattnets kadmiumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Kadmium, Cd (µg/l)		<0,1	0,1–0,5	0,5–1	1–5	≥5
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	301	94	5	0,3	0,3	
Enskild brunn i jord	1105	78	20	1	1	
Källa i jord	760	90	9	1	0,1	
Rör i jord	132	83	17		1	
Större vattentäkt i berg	138	93	5	1		
Enskild brunn i berg	2760	89	9	1	1	0,1
Alla provpunkter	5284	87,2	11,3	1,0	0,5	0,0

Grundvattnets kvicksilverhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Kvicksilver, Hg (µg/l)		<0,005	0,005–0,01	0,01–0,05	0,05–1	≥1
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	234	92		3	5	
Enskild brunn i jord	2	100				
Källa i jord	281	97	2	1		
Rör i jord	35	77	14	6	3	
Större vattentäkt i berg	103	93		2	5	
Enskild brunn i berg	6	100				
Alla provpunkter	679	93,7	1,6	2,2	2,5	0,0

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv)

Koppar, zink, krom och nickel

Metallerna **koppar**, **zink**, **krom** och **nickel** förekommer naturligt i låga halter i grundvatten. Högre halter kan förväntas i vissa bergarter och i samband med mineraliseringar men kan också bero på mänsklig påverkan. I dricksvatten kan förhöjda halter bero på kontakt med ledningsmaterial och andra tekniska installationer. Detta gäller i synnerhet koppar.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

Riktvärde och utgångspunkt för att vända trend ska fastställas enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2 om något av ämnena koppar, zink, krom och nickel skulle ge upphov till bedömningen att det finns risk att god kemisk grundvattenstatus inte nås. För dessa ämnen finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten och ytvatten, se avsnitten *Halter i dricksvatten* respektive *Påverkan på ytvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Mineraliseringar med **koppar**, **zink**, **krom** eller **nickel** förekommer i olika regioner i Sverige. De naturliga halterna i grundvattnet kan variera. Metallerna förekommer också i sulfidjordsområden¹.

Bakgrundshalter i det ytliga grundvattnet inom den nationella miljöövervakningen är låga; medianvärdet är 0,9 µg/l för koppar, 4,3 µg/l för zink, 0,19 µg/l för krom och 0,38 µg/l för nickel. Den 90:e percentilen för metallerna är 3,6 µg/l för koppar, 20 µg/l för zink, 0,61 µg/l för krom och 2,5 µg/l för nickel.

Koppar, **zink** och **nickel** förekommer framför allt som tvåvärt positiva joner och organiska komplex i grundvattnet. **Krom** finns i två viktiga oxidationsformer, sexvärt respektive trevärt positiva. Sexvärt krom är mer toxiskt och dominerar i väl syresatta vatten med högt pH-värde som kromatjon. Trevärt krom fastläggs starkt till organiskt material i marken, speciellt vid lågt pH och anaeroba förhållanden. Det fastläggs också genom medfällning till järnutfällningar².

Zink adsorberas på humusämnen men kan frigöras vid lågt pH genom att väte- och aluminiumjoner tränger ut zink. Måttliga halter av zink i grundvattnet är en signal att andra metaller kan förekomma, främst kadmium. Som mest utgör kadmium 1/100 av zinkhalten i zinkmineraliseringar. Zinkhalten 0,5 mg per liter kan alltså åtföljas av 5 µg kadmium per liter. Kadmium åtföljer zink i mindre mängder även i galvanisering.

Halter i dricksvatten

Höga halter av koppar, krom eller nickel i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för negativa hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att **kopparhalt** över 2 mg/l, **kromhalt** över 50 µg/l respektive **nickelhalt** över 20 µg/l innebär att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Gränsvärdet ska för koppar och nickel tillämpas på prov som är representativt för konsumenternas genomsnittliga veckointag av dricksvatten men för närvarande används istället gränsvärdet för varje enskild analys. Socialstyrelsen använder samma haltnivåer för riktvärdet för otjänligt som dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. För koppar finns därutöver 0,20 mg/l som

gräns för tjänligt med anmärkning p.g.a. att vatten med så höga halter t.ex. kan ge missfärgningar av hår och sanitetsporslin. För **zink** i dricksvatten finns inga svenska gräns- eller riktvärden. Vid zinkhalter över 3 mg/l kan vattnet få en kärv smak, ett opaliserande utseende och en fettaktig hinna vid kokning³.

Koppar, krom, nickel och zink i grundvattnet kan komma naturligt från jordlager och berggrund eller vara resultat av förorening. Vid provtagning av kranvatten bör emellertid beaktas att det är mycket vanligt att korrosion på ledningar, kopplingar, hydrofor, varmvattenberedare etc. i kontakt med vatten ökar metallhalterna betydligt. Förhöjda kopparhalter i dricksvatten förekommer således främst som följd av korrosion av kopparledningar. Medianvärdet för koppar i kranvatten som stått över natt i ledningssystem har rapporterats till 1,3 mg/l⁴. Även ställegeringar och andra material som används i vattenledningssystemet innehåller eller ytbehandlas med zink, krom eller nickel vilket ger förhöjda halter i kranvattnet.

Påverkan på ytvatten

Zink är en för de flesta organismer nödvändig metall och den fördras väl av människan. För akvatiska organismer är den dock skadlig och skador kan uppkomma vid relativt låga halter i känsliga ytvatten (vatten som är saltfattiga; dvs. mjuka, fattiga på närings- och humusämnen samt vatten med lågt pH). Detsamma gäller koppar, **krom** och **nickel**⁵. Naturvårdsverket har föreslagit övergripande gränsvärden som är tillräckligt låga för att dessutom skydda sedimentlevande organismer samt predatorer och människor från sekundärförgiftning. De är 3 µg/l för krom, 4 µg/l för koppar samt 3–8 µg/l för zink beroende på vattnets hårdhet⁶. Nickel är ett prioriterat ämne (direktivet om prioriterade ämnen: 2008/105/EG) med en miljökvalitetsnorm för inlandsytvatten på 20 µg/l som årsmedelvärde.

Påverkan från förorenad mark, deponier och gruvverksamhet

Det är framför allt i anslutning till avfallsmassor från gruvor som metallhalterna i grundvattnet kan vara förhöjda. Denna grupp av metaller tillförs också till grundvattnet från bl.a. ytbehandlingsindustri, batteritillverkning, impregneringsanläggningar, smältverk, deponier och i stadsmiljö.

Rostskyddsbehandlat, galvaniserat (zinkbelagt) material finns i ett otal tillämpningar. Då zink kan lösas ut från dessa vid korrosion återfinns det i förhöjda halter i många markmiljöer. Avfallsupplag innehåller vanligen stora mängder galvaniserat material och det är vanligt med förhöjda zinkhalter i lakvatten från dessa. Zink används i många andra sammanhang, bl.a. i spädgrisars kost och det hamnar då omgående i markmiljön. Zink har också ingått i träskyddsmedel varför det kan finnas i mark och vatten vid äldre impregneringsanläggningar. Detta gäller även koppar och krom.

När halterna av zink överstiger 700 µg/l i grundvattnet finns det anledning att misstänka påverkan från en lokal föroreningskälla. I haltintervallen därunder kan en rad mekanismer medverka till mobilisering och förhöjda halter av zink.

Bedömning av tillstånd

Halterna av koppar, krom, nickel och zink är vanligtvis låga i grundvattnet. Halterna kan vara högre i kranvatten beroende på korrosion av ledningsmaterial etc. Grundvattnets tillstånd för metallerna redovisas i fem klasser enligt tabellerna 25–28.

Tabell 25. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på kopparhalt.

Klass	Tillstånd	Cu (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,02	Vanlig halt i grundvatten. Skador kan uppstå i ytvatten vid 0,004 mg/l
2	Låg halt	0,02–0,2	
3	Måttlig halt	0,2–1	Risk för missfärgning av sanitetsgods och ljust hår (vid hårtvätt).
4	Hög halt	1–2	
5	Mycket hög halt	≥2	Otjänligt som dricksvatten

Tabell 26. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på zinkhalt.

Klass	Tillstånd	Zn (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,005	Skador kan uppstå i ytvatten vid 0,003–0,008 mg/l.
2	Låg halt	0,005–0,01	
3	Måttlig halt	0,01–0,1	
4	Hög halt	0,1–1	
5	Mycket hög halt	≥1	Vid halt över 3 mg/l kan zink ge vattnet smak- och utseendeförändringar.

Tabell 27. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på kromhalt.

Klass	Tillstånd	Cr (µg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,5	
2	Låg halt	0,5–5	Skador kan uppstå i ytvatten vid 3 µg/l.
3	Måttlig halt	5–10	
4	Hög halt	10–50	
5	Mycket hög halt	≥50	Otjänligt som dricksvatten.

Tabell 28. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på nickelhalt.

Klass	Tillstånd	Ni (µg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,5	
2	Låg halt	0,5–2	
3	Måttlig halt	2–10	
4	Hög halt	10–20	Skador kan uppstå i känsliga ytvatten.
5	Mycket hög halt	≥20	Otjänligt som dricksvatten. Miljökvalitetsnormen för inlandsytvatten är 20 µg/l.

KOPPAR, ZINK, KROM OCH NICKEL

Koppar och zink finns i anslutning till sulfidmineraliseringar, t.ex. i Bergslagen och Skelleftefältet. Krom och nickel förekommer i basiska bergarter (mafiska–ultramafiska). Höga halter kan naturligt förekomma i grundvatten i respektive miljöer. Metallerna är mer lösliga vid låga pH-värden, förutom krom som i

form av kromatjon är mer rörlig vid högre pH-värden. Metallerna förekommer också som organiska komplex. Höga halter i dricksvatten kan även bero på att metallerna löses ut från rörledningar etc. Detta gäller särskilt koppar.

Grundvattnets kopparhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Koppar, Cu (mg/l)	<0,02	0,02–0,2	0,2–1	1–2	≥2
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	571	96	4		0,2
Enskild brunn i jord	3 231	40	50	8	1
Källa i jord	604	93	6	1	
Rör i jord	118	97	3		
Större vattentäkt i berg	328	95	4	1	
Enskild brunn i berg	8 700	61	34	4	0,3
Alla provpunkter	14 272	60,1	34,3	5,0	0,3

Grundvattnets zinkhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Zink, Zn (mg/l)	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,1	0,1–1	≥1
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	245	44	22	33	0
Enskild brunn i jord	1 176	17	5	53	21
Källa i jord	812	58	15	21	4
Rör i jord	132	8	27	58	8
Större vattentäkt i berg	94	41	22	33	3
Enskild brunn i berg	2 669	22	10	48	19
Alla provpunkter	5 193	27,6	11,1	44,1	15,5

Grundvattnets kromhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Krom, Cr (µg/l)	<0,5	0,5–5	5–10	10–50	≥50
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	289	58	41	1	0,3
Enskild brunn i jord	313	48	50	2	0,3
Källa i jord	396	91	8		0,3
Rör i jord	78	68	32		0
Större vattentäkt i berg	132	50	47	2	2
Enskild brunn i berg	1 340	53	45	2	0,4
Alla provpunkter	2 621	59,1	39,2	1,3	0,4

Grundvattnets nickelhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Nickel, Ni (µg/l)	<0,5	0,5–2	2–10	10–20	≥20
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	287	44	37	15	3
Enskild brunn i jord	315	45	36	16	2
Källa i jord	404	69	27	4	
Rör i jord	79	13	56	28	3
Större vattentäkt i berg	130	58	31	9	2
Enskild brunn i berg	1 722	55	28	15	1
Alla provpunkter	3 010	53,5	30,7	13,7	1,3

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv)

Kalcium, magnesium, natrium och kalium

Kalcium (Ca^{2+}), **magnesium** (Mg^{2+}), **natrium** (Na^+) och **kalium** (K^+) är de positiva joner som finns i högst halter i grundvattnet. Tillsammans kallas de ofta baskatjoner. De tillförs grundvattnet genom vittring av berggrunden men även genom nederbördens innehåll av havssalter och genom saltvatteninträngning¹. Kalcium och magnesium utgör tillsammans vattnets **totalhårdhet**.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

Riktvärde och utgångspunkt för att vända trend ska fastställas enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2 om något av ämnena kalcium, magnesium, natrium eller kalium skulle ge upphov till bedömningen att det finns risk att god kemisk grundvattenstatus inte nås. För dessa ämnen finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Kalcium och **magnesium** utgör tillsammans vattnets hårdhet. Kalcium- och magnesiummineral är ofta lättvittrade. Detta gäller i synnerhet karbonatmineral, vilka bygger upp kalkbergarterna kalksten och dolomit. Vattnet i kalkpåverkade områden (region A, D, F och H) är i allmänhet hårt. Hårt vatten är också relativt vanligt i berggrundvatten. Även **natrium** och **kalium** tillförs grundvattnet genom vittring men halterna som bildas genom vittring är betydligt lägre än för kalcium.

Natrium tillförs också grundvattnet genom saltvatteninträngning i strandnära lägen, liksom påverkan från relikt salt i områden som tidigare varit täckta av salt hav (region C, E, F & G). Sedimentär berggrund som bildats i salta hav kan också ge förhöjda natriumhalter. Speciellt längs Västkusten är tillskottet av havssalt genom deposition (från nederbörd eller genom torr deposition av saltpartiklar) också en viktig källa för natrium (se avsnittet *Salt*). **Kalium** förekommer i lägre koncentration än övriga baskatjoner.

Det finns ett samband mellan alkalinitet och baskatjoner då bägge produceras genom vittring.

Halter i dricksvatten

Höga halter av kalcium, magnesium och natrium i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten främst på grund av tekniska problem. Livsmedelsverket anger att **kalciumhalter** och **natriumhalter** över 100 mg/l liksom **magnesiumhalter** över 30 mg/l medför att vatten bedöms vara tjänligt med anmärkning. Vattnet ska dock bedömas vara tjänligt om natriumhalten är 100–200 mg/l och orsaken till natriumhalter över 100 mg/l är att dricksvattnet bereds genom jonbyte med natrium. Det är vanligt att jonbyte med natrium används i avhärdningsanläggningar för att ta bort kalcium och magnesium om vattnet är hårt.

Socialstyrelsen använder samma halter som riktvärde för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar men anger därutöver att vattnet bedöms vara tjänligt med anmärkning om **kaliumhalten** överstiger 12 mg/l. Höga kaliumhalter kan indikera att vattnet är föroreningspåverkat även om kalium också kan ha ett naturligt geologiskt betingat ursprung. Socialstyrelsen anger också att kalciumhalter mellan 20–60 mg/l minskar korrosionsrisken i distributionsanläggningen. Magnesiumhalter över 30 mg/l och natriumhalter över 200 mg/l uppges kunna ge smakförändringar.

Totalhårdhet över 15 °dH (tyska hårdhetsgrader) bedöms som tjänligt med anmärkning eftersom det finns risk för utfällningar i ledningar och olika installationer och att skador på textilier vid tvätt kan uppkomma. Kalkutfällningar bildas när vattnet hettas upp eftersom kalciumkarbonat, till skillnad från andra mineral och salter, är mindre lösligt i varmt än i kallt vatten. Hårt vatten kräver också att mer tvättmedel används än vid tvätt med mjukt vatten².

Studier har visat att hårt dricksvatten ger en lägre dödlighet i hjärtinfarkt än mjukt vatten. Säkra resultat vad avser magnesiumhaltens betydelse. Det uppges att magnesiumhalter över 9,8 mg/l och kalciumhalter högre än 70 mg/l skulle kunna minska dödligheten³. Det är vanligt att vatten med hög hårdhet avhärdsas för att undvika problem med kalkutfällningar i teknisk utrustning. Vid avhårdning byts vanligen kalcium- och magnesiumjoner ut mot natriumjoner i ett filter. Ur ett hälsoperspektiv är det förmodligen bättre att inte låta avhärda det vatten som ska användas som dricksvatten.

Påverkan på ytvatten och terrestra ekosystem

Utfloede av grundvatten bidrar i de allra flesta söta ytvattensystem till huvuddelen av de baskatjoner som är nödvändiga för såväl växt- som djurliv. I synnerhet magnesium, kalium och kalcium men även natrium utgör viktiga näringsämnen⁴. Baskatjoner kan även skydda mot negativ påverkan från toxiska metaller. I mjuka ytvatten är metaller som kadmium och zink mer skadliga för känsliga organismer än i vatten med högre hårdhet. Inom skogsbruket räknas tillgång till ett mineralrikt, ytligt och rörligt markvatten bidra till hög skogstillväxt i nedre delen av sluttningar. Sådant markvatten är ofta beroende av kapillär upptransport från grundvattenzonen.

Utströmmande grundvatten med höga kalciumhalter kan ge upphov till utfällning av kalktuff när halten koldioxid sjunker till följd av att vattnet luftas. Utfloede av mineralrikt vatten som innehåller kalk gynnar kalkberoende arter och skapar kalkrikkärr.

Även om de flesta ekosystem gynnas av höga och stabila halter av baskatjoner kan t.ex. stark påverkan från vägsaltning ge negativa effekter. Vägsaltning kan bidra till att surt vatten, och eventuellt också metalljoner, tillförs ytvattendrag genom jonbytesprocesser där natriumjonen i vägsaltet binds på markpartiklarna och vätejoner och metalljoner istället frigörs⁵.

Påverkan från gruvor, förorenad mark, deponier, urban miljö och avlopp

Halterna av kalcium, magnesium, natrium och kalium kan vara förhöjda genom påverkan från bl.a. gruvor, stenbrott, förorenad mark och deponier. Det beror dels på att material som bryts eller depone-ras kan ha höga halter av dessa ämnen, men också på att ändrade kemiska förhållanden, t.ex. sänkta pH-värden, kan frigöra t.ex. kalcium. Den urbana miljön kan ge höga halter av kalcium från vittrande betong och vägsaltning är en vanlig källa till natrium. Längs vägar som saltas är ofta även halterna av kalcium och magnesium förhöjda i grundvattnet. Detta beror på att en del av det natrium som finns i vägsaltet byts mot kalcium- och magnesiumjoner som finns adsorberade på markpartiklarna (jonbyte). Deponier har ofta visat sig ge höga halter av kalium förutom av de övriga ämnena. Kalium ingår som en viktig komponent i handelsgödsel och kan också indikera avloppspåverkan.

Bedömning av tillstånd

Halterna av **kalcium** och **magnesium** i grundvatten kan vara naturligt höga, framförallt i områden med kalkberggrund eller kalkhaltiga jordar. Vattnets totalhårdhet anges här i enheten *Ca (mg/l)*. För att beräkna magnesiums bidrag till totalhården multipliceras magnesiumhalten (mg/l) med 1,65 innan den adderas till kalciumhalten (se bilaga 7). Totalhården kan också anges i tyska hårdhetsgrader (°dH). En tysk hårdhetsgrad motsvarar ungefär 7,14 mg Ca/l. Grundvattnets tillstånd avseende baskatjoner redovisas i fem klasser enligt tabellerna 29–33.

Tabell 29. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på kalciumhalt.

Klass	Tillstånd	Ca (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<10	Vanlig halt i ytligt jordgrundvatten i urbergsområden.
2	Låg halt	10–20	
3	Måttlig halt	20–60	Minskar korrosionsrisk.
4	Hög halt	60–100	
5	Mycket hög halt	≥100	Tjänligt med anmärkning.

Tabell 30. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på magnesiumhalt.

Klass	Tillstånd	Mg (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<2	Vanlig halt i ytligt jordgrundvatten.
2	Låg halt	2–5	
3	Måttlig halt	5–10	
4	Hög halt	10–30	Kan ge minskad dödlighet i hjärtinfarkt.
5	Mycket hög halt	≥30	Tjänligt med anmärkning. Kan ge smakförändringar.

Tabell 31. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på totalhårdhet.

Klass	Tillstånd	Ca (mg/l)	°dH*	Kommentar
1	Mycket låg halt	<15	<2,1	Mycket mjukt vatten.
2	Låg halt	15–35	2,1–4,9	Mjukt vatten.
3	Måttlig halt	35–70	4,9–9,8	Medelhårt vatten.
4	Hög halt	70–150	9,8–21	Hårt vatten. Tjänligt med anmärkning vid enskilda vattentäkter vid totalhårdhet >15 °dH.
5	Mycket hög halt	≥150	≥21	Mycket hårt vatten.

*ungefärlig omräkning till tyska hårdhetsgrader

Tabell 32. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på natriumhalt.

Klass	Tillstånd	Na (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<5	Vanlig halt i ytligt grundvatten i jord.
2	Låg halt	5–10	
3	Måttlig halt	10–50	
4	Hög halt	50–100	
5	Mycket hög halt	≥100	Tjänligt med anmärkning. Halter över 200 mg/l kan ge smakproblem.

Tabell 33. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på kaliumhalt.

Klass	Tillstånd	K (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<3	Vanlig halt i grundvatten.
2	Låg halt	3–6	
3	Måttlig halt	6–12	
4	Hög halt	12–50	Tjänligt med anmärkning vid enskilda vattentäkter.
5	Mycket hög halt	≥50	

KALCIUM, MAGNESIUM OCH TOTALHÅRDHET

Kalcium och magnesium finns i de flesta bergarter. De ingår ofta i relativt lättvittrade mineral. Kalkstenar och dolomiter är uppbyggda av kalcium- och magnesiumkarbonater som är extremt lättvittrade vilket ger höga halter av kalcium och magnesium i grundvattnet. De sedimentära bergartsområdena i Skåne, Öland, Gotland (Region A), Mellansveriges

sedimentära berggrundsområde (Region D) och delar av Dalarna och Jämtland (Region H) ger alla höga kalciumhalter liksom Upplands kalkpåverkade område (Region F). Se även kapitlet *Indelning i geografiska regioner*. Nedan visas även fördelningen enligt indelning av totalhårdhet.

Grundvattnets kalciumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Kalcium, Ca (mg/l)		<10	10–20	20–60	60–100	≥100
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	729	33	26	25	11	5
Enskild brunn i jord	4 022	17	23	34	15	9
Källa i jord	1 021	49	20	19	9	3
Rör i jord	176	72	7	9	6	6
Större vattentäkt i berg	488	9	22	48	16	5
Enskild brunn i berg	10 169	10	14	52	18	7
Alla provpunkter	17 376	16,3	17,0	43,7	16,1	7,0

Grundvattnets magnesiumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Magnesium, Mg (mg/l)		<2	2–5	5–10	10–30	≥30
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	729	25	43	24	9	
Enskild brunn i jord	4 186	24	37	24	15	1
Källa i jord	1 025	42	39	14	5	0,2
Rör i jord	176	63	20	7	9	1
Större vattentäkt i berg	488	7	40	39	14	1
Enskild brunn i berg	10 328	10	30	39	19	2
Alla provpunkter	17 704	16,4	33,2	32,7	16,5	1,2

Grundvattnets totalhårdhet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Totalhårdhet (mg Ca/l)		<15	15–35	35–70	70–150	≥150
Vattnets hårdhet		Mkt mjukt	Mjukt	Medelhårt	Hårt	Mkt hårt
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	729	33	33	17	16	1
Enskild brunn i jord	10 975	24	39	22	14	2
Källa i jord	1 830	56	26	11	7	0,2
Rör i jord	176	73	9	5	10	3
Större vattentäkt i berg	488	9	36	32	22	1
Enskild brunn i berg	26 300	10	28	38	20	3
Alla provpunkter	41 269	17,0	31,0	31,8	18,0	2,2

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

NATRIUM OCH KALIUM

Natrium och kalium finns i de flesta bergarter. De ingår ofta i relativt svårvittrade mineral. Halten av

natrium i grundvatten är ofta förhöjd i områden som legat under havsytan.

Grundvattnets natriumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Natrium, Na (mg/l)		<5	5–10	10–50	50–100	≥100
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	695	31	27	39	1	1
Enskild brunn i jord	4158	21	30	40	5	3
Källa i jord	916	46	30	22	1	0
Rör i jord	176	58	25	15	1	1
Större vattentäkt i berg	468	16	27	43	10	4
Enskild brunn i berg	10199	5	14	43	21	16
Alla provpunkter	17384	13,4	20,0	41,0	14,6	11,0

Grundvattnets kaliumhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Kalium, K (mg/l)		<3	3–6	6–12	12–50	≥50
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	679	74	19	6	1	
Enskild brunn i jord	4077	45	29	15	9	1
Källa i jord	915	83	12	4	1	
Rör i jord	176	88	10	2	1	
Större vattentäkt i berg	455	68	29	3	0,2	
Enskild brunn i berg	10173	51	34	10	4	1
Alla provpunkter	17238	53,4	30,6	10,5	4,8	0,6

Fluorid, bor och fosfat

Fluor-, **fosfor-** och **bormineral** förekommer ställvis i jord och berg i Sverige. I grundvattnet förekommer fluor framför allt som den negativa jonen **fluorid** (F^-). Fosfatjonen (PO_4^{3-}) som är stabil under starkt basiska förhållanden förekommer knappast i grundvattnet. Istället dominerar, i svagt basisk, miljö vätefosfatjonen (HPO_4^{2-}) medan divätefosfatjonen ($H_2PO_4^-$) är mest framträdande i neutrala eller sura grundvatten. Trots att fosfatjonen knappast förekommer i grundvattnet anges vanligen fosfor som **fosfat** (mg/l) i grundvattensammanhang. **Bor** kan i grundvattnet förekomma som negativa boratjoner, men vid normala pH-värden förekommer bor oftast som borsyra. Lösligheten för dessa ämnen är begränsad och fosfathalterna är vanligtvis betydligt under 1 mg/l medan halterna av fluorid och bor kan komma upp i några milligram per liter i grundvattnet, även om halterna normalt är lägre. I synnerhet fosfor, men även bor, kan förutom naturlig förekomst även vara resultatet av förorening från olika verksamheter.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljö kvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktarutan på sidan 15.

Riktvärde och utgångspunkt för att vända trend ska fastställas enligt metod angiven i föreskrifterna SGU-FS 2008:2 om något eller några av ämnena fluorid, bor och fosfat skulle ge upphov till bedömningen att det finns risk för att god kemisk grundvattenstatus inte nås. För dessa ämnen finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden. För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Den svenska berggrunden ger ofta upphov till höga halter av **fluorid** i berggrundvattnet. Grundvatten i jordlager innehåller vanligen endast låga fluoridhalter. Bakgrundsvärdena i det ytliga grundvattnet i den nationella miljöövervakningen är 0,13 mg/l som medianvärde och 90:e percentilen är 0,50 mg/l. De naturliga halterna i berggrundvattnet kan variera. Högre halter förekommer särskilt ofta i granitisk berggrund men även i t.ex. gråvacka liksom i yngre sedimentära bergarter utan kalkinslag. Halterna av fluorid i grundvatten begränsas ofta av utfällning av kalciumfluorid (mineralet fluorit eller flusspat) och mycket höga fluoridhalter förekommer därför oftast i berggrundvatten med låg kalciumhalt (mjuka vatten).

Under senare år har det uppmärksamats att **bor** kan förekomma i relativt höga halter i svenska grundvatten. Hittills har höga borhalter främst hittats på Gotland och i Skåne, men dataunderlaget är begränsat och det kan inte uteslutas att höga halter även förekommer i andra områden. De höga halterna förefaller främst finnas i sedimentär berggrund. I grundvatten förekommer bor förmodligen främst som borsyra (H_3BO_3)¹ även om olika negativa boratjoner också kan finnas vid höga pH-värden. Höga halter är vanligare i bergborrade brunnar än i brunnar i jordlager. Höga borhalter förekommer vid pH-värden (mätt på laboratorium) över 6,5; oftast i samband med förhöjda natrium- och magnesiumhalter. Det finns fortfarande begränsade mätningar av bakgrundshalter av bor. Vid en undersökning av borhalten vid 30 av miljöövervakningens stationer uppmättes de högsta halterna i Halland och Skåne (0,019 respektive 0,015 mg/l).

Fosfor förekommer i en rad bergarter, främst basiska som gabbro och diabas. Fosfor förekommer i grundvattnet främst i form av olika negativa fosfatjoner: Vätefosfat (HPO_4^{2-}) eller divätefosfat ($H_2PO_4^-$) beroende på pH. I marken fastläggs fosfat starkt till bl.a. lerpartiklar och rörligheten genom

marken kan vara begränsad. Bakgrundshalten i det ytliga grundvattnet är 0,015 mg/l som medianvärde med 90:e percentilvärdet 0,046 mg/l. Fosfathalten är beroende av redoxförhållandet och kan öka vid reducerande förhållanden. Mycket höga fosfathalter förekommer därför i stort sett enbart vid stark anaerobi (redoxklass 4, se även bilaga 9). Brunnar med höga järnhalter kan ha förhöjda fosfathalter utan att det är en förorening.

Halter i dricksvatten

Höga halter av **fluorid** i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för negativa hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att fluoridhalter över 1,5 mg/l medför att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Socialstyrelsen anger 6 mg/l som riktvärde för otjänligt dricksvatten för enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar. Att halten för otjänligt satts så högt beror på att vuxna personer kan dricka vatten med högre fluoridhalt än 1,5 mg/l varför det kan vara onödigt att rena vattnet från fluorid i hushåll utan barn. För barn anger Socialstyrelsen att vatten med en fluoridhalt av 1,3–1,5 mg/l inte bör ges till barn under ½ års ålder i större omfattning och att vatten med halten 1,6–4,0 mg/l endast bör ges till barn under 1 ½ års ålder i begränsad omfattning. Man anger även att vatten med en fluoridhalt av 4,1–5,9 mg/l endast bör ges till barn under 7 år i begränsad omfattning och endast vid enstaka tillfällen till barn under 1 ½ år. Fluoridhalter mellan 0,8–1,2 mg/l anges ha en kariesförebyggande effekt. Vid halter över 1,3 mg/l finns risk för tandemaljfläckar (fluoros). Vid fluoridhalter under 0,8 mg/l är kariesskyddet begränsat.

Höga halter av **bor** i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för negativa hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att borhalter över 1 mg/l medför att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Socialstyrelsen har inte meddelat något riktvärde för bor för enskild vattenförsörjning.

För **fosfat** anger Socialstyrelsen riktvärdet 0,6 mg/l som tjänligt med anmärkning eftersom så pass höga halter kan indikera föroreningspåverkan. Fosfat i de halter som är aktuella i grundvatten innebär inte något hälsoproblem.

Påverkan på ytvatten

När **fosfathaltigt** grundvatten strömmar ut i ett ytvattendrag kan det bidra till övergödning. Utlakningen av fosfor från normalt brukad skogsmark till ytvattendrag varierar relativt lite i Sverige med totalfosforhalter under 20 µg/l i genomsnitt². Vid totalfosforhalter under 12,5 µg/l i ytvatten råder oligotrofa (näringsfattiga) förhållanden³. I de flesta grundvatten förekommer fosfor i huvudsak i oorganisk form. Fosfathalter under 0,04 mg/l (vilket uttryckt i enheten fosfat-fosfor motsvarar 13 µg/l PO₄-P) bör således inte ge upphov till övergödning.

Påverkan från förorenad mark, deponier, gruvverksamhet, avlopp och jordbruk

Höga **fluoridhalter** beror oftast på höga halter i berggrunden. Höga fluoridhalter har också noterats i lakvatten från varphögar och liknande. Oxidation av svavelhaltiga mineral ger extremt sura lakvatten som kan lösa upp kalciumfluorid (mineralet fluorit eller flusspat) om det finns närvarande. Fluorid kan bilda lösta komplex med metaller, däribland aluminium, och därmed bidra till ökad rörlighet för metallerna⁴.

Det finns en rad olika organiska fluorföreningar (PFOS m.fl.). Dessa behandlas i avsnittet *Övriga organiska ämnen*.

Höga **borhalter** beror oftast på förhöjda halter i berggrunden men bor har också använts som bl.a. bekämpningsmedel (biocid) vid impregnering av bl.a. trästolpar och för brandhämmande behandling

av trä. Bor finns även i bl.a. tvättmedel, kosmetika och farmaceutiska produkter och kan därigenom tillföras grundvatten via infiltration av avloppsvatten.

Höga **fosfathalter** kan vara av geologiskt ursprung, i synnerhet under reducerande förhållanden. I ytligare jordgrundvatten kan de däremot indikera påverkan, t.ex. från gödsel eller avlopp. Fosfor är ett viktigt växtnäringsämne och förekommer i gödselmedel. Ibland åtföljs höga nitrathalter i grundvattnet av förhöjda fosfathalter. Eftersom fosfat binds hårt i marken kan förhöjda halter av fosfat (över 0,1 mg/l) i jordbruksområden indikera snabba flödesvägar mellan markytan och grundvattnet. Förutom från gödselmedel kan fosfat komma från avlopp och deponier. Det kan förmodas att detta tillskott på sikt kommer att minska sedan förbud mot fosfat i tvättmedel och diskmedel införts. Även om halter över vanliga bakgrunds nivåer ofta har sitt ursprung i någon typ av påverkan, kan högre halter, särskilt i djupt berggrundvatten, vara naturligt betingade.

Bedömning av tillstånd

För **fluorid** har indelningen i tillståndsklasser gjorts utgående från Livsmedelsverkets gränsvärde, respektive Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten. Grundvattnets tillstånd vad avser fluorid redovisas i fem klasser enligt tabell 34.

Tillståndindelningen för **bor** har gjorts med utgångspunkt i Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten. WHO anger ett interimistiskt riktvärde på 0,5 mg/l. Orsaken till att riktvärdet är interimistiskt är brist på lämplig reningsteknik⁵. Grundvattnets tillstånd vad avser bor redovisas i fem klasser enligt tabell 35.

Tillståndindelningen för fosfat har gjorts utgående från Socialstyrelsens riktvärde för dricksvatten men även med hänsyn till risk för eutrofiering av anslutande ytvattensystem. Grundvattnets tillstånd avseende fosfat redovisas i fem klasser enligt tabell 36.

Tabell 34. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på fluoridhalt.

Klass	Tillstånd	F (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,4	
2	Låg halt	0,4–0,8	
3	Måttlig halt	0,8–1,5	Kariesförebyggande egenskaper.
4	Hög halt	1,5–4	Otjänligt som dricksvatten vid allmän vattenförsörjning.
5a	Mycket hög halt	≥4	Vid halter över 6 mg/l är vattnet otjänligt som dricksvatten även vid enskilda vattenanläggningar.

Tabell 35. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på borhalt.

Klass	Tillstånd	B (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,01	
2	Låg halt	0,01–0,1	
3	Måttlig halt	0,1–0,5	
4	Hög halt	0,5–1	
5	Mycket hög halt	≥1	Otjänligt som dricksvatten vid allmän vattenförsörjning.

Tabell 36. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på fosfathalt.

Klass	Tillstånd	PO ₄ (mg/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,02	Ger inte upphov till eutrofiering av ytvatten.
2	Låg halt	0,02–0,04	
3	Måttlig halt	0,04–0,1	Kan bidra till eutrofiering av ytvatten.
4	Hög halt	0,1–0,6	
5	Mycket hög halt	≥0,6	Tjänligt med anmärkning vid enskild vattenförsörjning, kan indikera föroreningspåverkan.

FLUORID OCH BOR

Fluor från berggrunden ger relativt höga halter av den lätttrögliga negativa fluoridjonen i grundvattnet. Det är mycket vanligt att enskilda bergbore brunnar har fluoridhalter över 1,5 mg/l vilket är det gränsvärde som gäller för otjänligt inom den kommunala vattenförsörjningen. Det var tidigare vanligt med så höga halter även inom den kommunala vattenförsörjningen, men dessa

vattentäkter har under det senaste decenniet ersatts eller så har rening införts. Bor kan också förekomma i halter över gränsvärdet 1 mg/l. Det begränsade analysmaterialet pekar på att det framför allt är på Gotland och i Skåne som de höga halterna finns men underlaget är inte tillräckligt för att utesluta förhöjda halter i andra områden.

Grundvattnets fluoridhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Fluorid, F (mg/l)	<0,4	0,4–0,8	0,8–1,5	1,5–4	≥4
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	694	74	18	7	1
Enskild brunn i jord	4 852	69	19	8	3
Källa i jord	851	82	13	4	1
Rör i jord	159	82	14	3	1
Större vattentäkt i berg	471	38	25	25	11
Enskild brunn i berg	22 906	23	26	26	23
Alla provpunkter	30 663	34,2	24,1	21,8	18,2

Grundvattnets borhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Observera att antalet prov ännu är begränsat och att rikstäckande provtagning ännu inte genomförts varför det kan finnas en viss överrepresentation från områden med höga halter.

Klass	1	2	3	4	5
Bor, B (mg/l)	<0,01	0,01–0,1	0,1–0,5	0,5–1	≥1
	Antal	%			
Jord	209	52	46	0	1
Berg	422	34	54	8	2
Alla provpunkter	647	40,2	50,9	5,6	1,2

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

FOSFAT

Fosfor förekommer i grundvatten i huvudsak som olika negativt laddade fosfatjoner. Fosfor från jordlager och berggrund kan bidra till övergödning. Förhöj-

da fosfathalter kan också indikera att grundvattnet är påverkat av avlopp, gödsling, deponier etc.

Grundvattnets fosfathalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Fosfat, PO ₄ (mg/l)	<0,02	0,02–0,04	0,04–0,1	0,1–0,6	≥0,6
	Antal	%			
Större vattentäkt i jord	654	80	9	5	1
Enskild brunn i jord	6 580	57	11	14	4
Källa i jord	894	66	12	11	9
Rör i jord	119	35	44	15	5
Större vattentäkt i berg	420	61	16	12	9
Enskild brunn i berg	16 971	63	15	11	9
Alla provpunkter	26 362	61,6	13,8	12,0	9,8

Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Radioaktiva ämnen

Förhöjda halter av radioaktiva ämnen i dricksvatten kan bidra till den stråldos människor är utsatta för. Naturligt förekommande radioaktiva ämnen i grundvattnet är främst uran, radium-226 (^{226}Ra), radon-222 (^{222}Rn), bly-210 (^{210}Pb) och polonium-210 (^{210}Po). Radon är en ädelgas och det är relativt vanligt med höga radonhalter i bergbore brunnar.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska den berörda vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Riktvärde och utgångspunkt för att vända trend ska fastställas enligt metod angiven i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. För de radioaktiva ämnena finns inga nationella riktvärden angivna och det är sannolikt sällan nödvändigt för vattenmyndigheterna att fastställa riktvärden.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

I den svenska berggrunden är de radioaktiva ämnena uran och urans sönderfallsprodukt radium-226 tämligen vanligt förekommande. Förutom uran och radium förekommer det radioaktiva grundämnet torium och den radioaktiva isotopen kalium-40¹. Halterna av de radioaktiva ämnena varierar i olika bergarter beroende på bergarternas ålder, bildningssätt och kemiska sammansättning. Bergarter som är rika på kiselsyra (SiO_2) t.ex. vissa graniter, apliter och pegmatiter har ofta högre halter av uran, radium och torium än andra bergarter. Låga uran- och toriumhalter förekommer i de flesta sedimentära bergarter som sandsten, kalksten och kvartsit samt i många basiska bergarter som gabbro, diabas och diorit. En sedimentär bergart som avviker från de övriga är alunskiffer genom att den ofta har höga till mycket höga uranhalter men låga toriumhalter.

Radium-226 sönderfaller till radon-222 som i sin tur sönderfaller till flera kort- och långlivade så kallade radondöttrar, bland annat bly-210 och polonium-210. Halveringstiden för radon-222 är 3,8 dygn. Slutprodukten i urans, liksom i toriums, sönderfallserie är stabilt bly. Torium sönderfaller till bl.a. radon-220, även kallat toron, med en halveringstid på endast 55 sek.

I jordarterna, som har sitt ursprung i berggrunden, avspeglar halterna av de radioaktiva ämnena mer eller mindre omgivningens berggrund. I de flesta moräner och i grovkorniga sediment finns ofta en tydlig koppling till underliggande berggrund. I en mycket väl sorterad sand är innehållet av uran och radium vanligen mycket lågt, med undantag för alunskiffersand. I leror är halterna av uran och radium däremot ofta förhöjda.

De naturliga halterna av radioaktiva ämnen i grundvattnet kan variera. Radonhalten är ofta hög i grundvatten inom områden med yngre graniter men även i bl.a. övriga graniter.

Även nederbörden innehåller en viss mängd radioaktiva ämnen, främst tritium. Under 1960-talet medförde provsprängningar att en stor mängd tritium tillfördes atmosfären. Nivåerna är nu tillbaka på den naturliga nivå som kan förväntas till följd av att tritium bildas i atmosfären som ett resultat av den kosmiska strålningen. Tritiumhalten, som analyseras inom ramen för den svenska övervakningen av yt- och dricksvatten, varierar inte så mycket utan ligger på omkring 1 Bq/l².

Halter i dricksvatten

Höga **radonhalter** i vatten från bergborrade brunnar ger den största stråldosen genom att gasen radon-222 avgår från vattnet till inomhusluften vid hanteringen (disk, dusch, bad, tvätt) och därefter inandas. Även vid förtäring av radonhaltigt vatten erhålls en liten stråldos. Bly-210 och polonium-210 som bildas vid sönderfall av radon-222 och som därigenom finns i varierande koncentration i grundvattnet kan även bidra till stråldosen, medan radium-226, radium-228 och uran uppskattningsvis bidrar med en mindre andel³. Livsmedelsverket anger att radonhalter över 1 000 Bq/l innebär att vattnet är otjänligt. Socialstyrelsen anger samma värde som riktvärde för otjänligt för vatten från mindre vattentäkter.

I EUs dricksvattendirektiv (98/83/EC) finns ett referensvärde för **total indikativ dos, TID**, på 0,1 millisievert per år. TID omfattar alla radioaktiva ämnen, både artificiella och naturligt förekommande, i dricksvatten med undantag för radon, radonets sönderfallsprodukter, kalium-40 och tritium. Den svenska dricksvattenföreskriften är baserad på EUs dricksvattendirektiv. I den svenska föreskriften är TID på 0,1 mSv/år gränsvärde för bedömningen *tjänligt med anmärkning*. Även om det finns ett svenskt gränsvärde för TID så finns det i avvaktan på att EU-kommissionen ger anvisningar om hur mätningen ska utföras inget krav på kontroll. Detsamma gäller för **tritium** där ett gränsvärde för tjänligt med anmärkning på 100 Bq/l anges i de svenska föreskrifterna^{4,5}.

En första indikation på att TID kan vara för hög är att den totala alfaaktiviteten (förutom radon) överstiger 0,1 Bq/l eller att den totala betaaktiviteten överstiger 1 Bq/l. Den totala alfaaktiviteten kommer främst från uran-238, uran-234, radium-226 och polonium-210 och den totala betaaktiviteten från bly-210, vismut-210 och radium-228. En indikation på att vattnet kan innehålla polonium-210 är att den totala alfaaktiviteten är större än summan av aktiviteterna av uran och radium-226⁶.

Uran anses utgöra en hälsorisk ur kemisk synpunkt snarare än ur strålningssynpunkt. Socialstyrelsens riktvärde 15 µg/l utgår från ämnets kemiska egenskaper. Vid halter över 100 µg/l bidrar uran även signifikant till den radioaktiva stråldosen. Se även avsnittet *Arsenik och uran*.

Den totala alfaaktiviteten från naturligt uran (uttryckt t.ex. i Bq/l), kan räknas om till mängden uran (uttryckt t.ex. i µg/l). Den blandning av de tre uranisotoperna som förekommer i grundvatten varierar emellertid beroende på vittringsprocesser. Speciellt påverkas aktivitetsförhållandet mellan uran-234 och uran-238 som kan variera stort vilket innebär att omräkningen är ganska osäker.

Påverkan från förorenad mark, deponier och gruvverksamhet

Även om de radioaktiva ämnena i grundvattnet kommer ifrån jordlager och berggrund i området så kan halterna förväntas öka i samband med t.ex. brytning av mineral och bergarter med radioaktivt innehåll. Upplag av varphögar och så kallad rödfyr, som är en restprodukt efter bränning av kalksten med hjälp av oljehaltig alunskiffer, har emellertid inte gett upphov till höga radonhalter i det ytliga grundvattnet visar en undersökning av rödfyrsområden i Västra Götaland⁷. Det är möjligt att undersökningar av andra områden och andra radioaktiva ämnen skulle ge ett annorlunda resultat.

Bedömning av tillstånd

Grundvattnets tillstånd avseende **radon** redovisas i fem klasser enligt tabell 37. Tillståndsklassningen utgår från Livsmedelsverkets gränsvärde och Socialstyrelsens riktvärde för otjänlighet som dricksvatten. Eftersom det finns en betydande andel av framför allt bergborrade brunnar med högre radonhalt än otjänlighetsgränsen 1000 Bq/l delades denna upp i två klasser, hög respektive mycket hög halt.

Tabell 37. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på radonhalt.

Klass	Tillstånd	Rn (Bq/l)	Kommentar
1	Mycket låg halt	<100	Vanlig halt i grundvatten i jord.
2	Låg halt	100–500	Vanlig halt i grundvatten i berg, tjänligt med anmärkning vid allmän vattenförsörjning.
3	Måttlig halt	500–1000	Inte ovanlig halt i grundvatten i berg.
4	Hög halt	1000–2000	Otjänligt som dricksvatten.
5	Mycket hög halt	≥2000	

RADIOAKTIVA ÄMNEN

Radioaktiva ämnen förekommer naturligt i svenska grundvatten. Det är relativt vanligt med radonhalter över gränsvärden och riktvärden i grundvattnet från

bergborrade brunnar. Tillståndsklassning har utförts för radon. För övriga radioaktiva ämnen har befintliga analyser endast sammanställts (se nedan).

Grundvattnets radonhalt – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass	1	2	3	4	5
Radon, Rn (Bq/l)	0–100	100–500	500–1000	1000–2000	≥2000
Antal	%				
Större vattentäkt i jord	180	87	12	1	
Enskild brunn i jord	1213	81	17	2	0,1
Källa i jord	340	76	21	2	1
Rör i jord	0				
Större vattentäkt i berg	157	33	43	14	5
Enskild brunn i berg	6145	37	45	11	4
Alla provpunkter	8260	46,0	39,0	8,9	3,7

Sammanställning av grundvattenanalyser av radioaktiva ämnen och alfa- respektive betastrålning uppmätta i prov framför allt från enskilda brunnar.

Detektionsgräns (DG) angiven för Ra-226, U-234+U-235+U-238, total alfa- respektive betaaktivitet i Bq/l. Symbolen < anger att halten är under detektionsgränsen.

		Medel	Stdav	Min	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max
	Antal	Bq/l		Bq/l						
Ra-226 DG=0,02										
Jord	60	0,02	0,03	<	<	<	<	0,03	0,06	0,12
Berg	622	0,15	0,44	<	<	<	0,03	0,09	0,38	6,85
Alla	682	0,14	0,42	<	<	<	0,03	0,09	0,35	6,85
U-234, 235, 238 DG=0,04										
Jord	30	0,42	0,29	<	0,09	0,16	0,37	0,66	0,80	1,19
Berg	673	1,36	3,57	<	<	0,10	0,32	0,86	2,83	31,82
Alla	703	1,32	3,50	<	<	0,11	0,33	0,83	2,79	31,82
Pb-210*										
Jord	0									
Berg	93	1,93	3,36	0,01	0,13	0,36	1,00	1,76	3,59	19,17
Alla	93	1,93	3,36	0,01	0,13	0,36	1,00	1,76	3,59	19,17
Total alfaaktivitet DG=0,04										
Jord	66	0,28	0,27	<	0,04	0,09	0,18	0,42	0,76	1,21
Berg	687	1,47	3,76	<	0,04	0,11	0,36	0,98	3,02	32,80
Alla	753	1,36	3,61	<	0,04	0,11	0,33	0,88	2,81	32,80
Total betaaktivitet DG=0,3										
Jord	59	1,01	0,77	<	<	0,39	0,76	1,51	2,14	3,17
Berg	610	1,95	4,56	<	<	0,31	0,68	1,62	3,77	44,31
Alla	669	1,87	4,37	<	<	0,32	0,69	1,60	3,57	44,31

*Osäkra analyser, bildas genom sönderfall av radon, kan ha bildats innan analys.
Underlag: SGUs databaser (Miljöövervakning, Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Bekämpningsmedel – växtskyddsmedel

Bekämpningsmedel definieras i miljöbalken som en kemisk eller biologisk produkt som är avsedd att förebygga eller motverka att djur, växter eller mikroorganismer förorsakar skada eller olägenhet för människors hälsa eller skada på egendom. Ett bekämpningsmedel måste vara godkänt av Kemikalieinspektionen för att få säljas i Sverige. Ett bekämpningsmedel kan antingen vara en biocidprodukt eller ett växtskyddsmedel. I detta avsnitt behandlas kemiska växtskyddsmedel. Växtskyddsmedel används i huvudsak för att skydda växter och växtprodukter inom jordbruk, skogsbruk och trädgårdsbruk. Det kan vara mot svampangrepp, skadedjur eller konkurrerande växter.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska vattenmyndigheten fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Detta ska utföras enligt den metod som anges i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

EUs grundvattendirektiv (2006/118/EG) anger i bilaga 1 två kvalitetsnormer som ska tillämpas vid bestämningen av kemisk grundvattenstatus. Den ena gäller bekämpningsmedel och den andra nitrat. Halten av bekämpningsmedel, inbegripet relevanta metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter, ska inte vara högre än 0,1 µg/l vad avser enskilda ämnen eller 0,5 µg/l totalt. Med bekämpningsmedel avses växtskyddsmedel och biocidprodukter i enlighet med definitionerna i artikel 2 i direktiv 91/414/EEG respektive i artikel 2 i direktiv 98/8/EG. Med totalt avses summan av alla enskilda bekämpningsmedel som upptäcks och kvantifieras vid övervakningsförfarandet, inbegripet relevanta metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter. Dessa kvalitetsnormer är införlivade i svensk rätt genom föreskrifterna SGU-FS 2008:2. Detta innebär att det nationella riktvärdet för grundvatten avseende bekämpningsmedel är 0,1 µg/l för enskilda substanser och 0,5 µg/l för summan av uppmätta substanser. Dessa ska vattenmyndigheterna använda om de inte bedömer att behov finns att sätta lägre riktvärden enligt den metod som finns angiven i ovannämnda föreskrifter för att skydda anslutande ytvatten.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten och ytvatten, se avsnitten *Halter i dricksvatten* och *Påverkan på ytvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Bekämpningsmedel förekommer inte naturligt. Däremot finns en viss deposition av bekämpningsmedel från nederbörd. I regnvatten påträffas i södra Sverige mellan 30–50 olika substanser¹. Halterna är högre på sommaren än på vintern. Depositionen domineras av ämnen som används i närområdet men det finns också låga halter av ämnen som inte är tillåtna i Sverige men som har transporterats hit med vindar från andra länder.

Halter i dricksvatten

Bekämpningsmedel i grundvattnet begränsar dess användbarhet som dricksvatten. Livsmedelsverket anger att halter över 0,1 µg/l för enskilda substanser eller över 0,5 µg/l för summan av substanser innebär att vattnet ska klassas som otjänligt som dricksvatten. För aldrin, dieldrin, heptaklor och heptaklor-epoxid är dock gränsvärdet för enstaka substanser 0,030 µg/l. Socialstyrelsen använder samma halter som riktvärden för mindre vattentäkter. Det ämne som oftast detekterats vid analys av råvattnet i större grundvattentäkter är BAM (2,6-Diklorbensamid) som överstiger rapporteringsgränsen i ca 1/3 av de

utförda analyserna. Bentazon, atrazin, hydroxyatrazin, glyfosat, diklorprop, mekoprop och MCPA överskrider i fallande ordning rapporteringsgränsen i från 8 till 1 % av analyserna. En rad ytterligare ämnen rapporteras ha uppmätts vid mindre än 1 % av analyserna².

Påverkan på ytvatten

Höga halter av bekämpningsmedel förekommer frekvent i mindre vattendrag i jordbruksområden³. Bekämpningsmedel kan tillföras ytvattendrag på flera olika sätt, främst genom vindavdrift vid spridning och genom dräneringsvatten. Tillförsel via grundvattenutflöde är förmodligen vanligtvis av mindre kvantitativ betydelse. Kemikalieinspektionen har sammanställt en lista med riktvärden för ytvatten⁴. Listan har senare reviderats för några ämnen. En kompletterande lista med förslag till riktvärden för ett antal substanser där svenska riktvärden saknas har utarbetats av Sveriges lantbruksuniversitet⁵.

Påverkan från jordbruk, markskötsel infrastruktur och förorenade områden

Den största användningen av bekämpningsmedel sker inom skogsindustrin. Lättlösliga metallsalter används som träskyddsmedel för behandling av virke mot rötangrepp (dvs. biocider). Dessa ämnen behandlas vidare i avsnitten om metaller. Skogsbruket står för en tämligen liten del av bekämpningsmedelsanvändningen.

Övrig användning av bekämpningsmedel sker främst inom jordbruket där ogräsmedlen dominerar, följt av medel mot svamp, insekter och kvalster. Bekämpningsmedel som används inom jordbruket är ofta baserade på organiska föreningar med begränsad löslighet i vatten, men under vissa omständigheter kan de röra sig genom marken ned till grundvattnet. Väl nere i grundvattenzonen kan de föras vidare till nedströms liggande områden och återfinnas i yt- eller brunnsvatten långt från den plats där de använts^{6,7}. Stora mängder används också i privata trädgårdar, inom trädgårdsnäringen, på golfbanor, idrottsplatser, banvallar, vägrenar och på hårdgjorda ytor⁸. Det ämne som oftast påträffas i grundvatten, BAM, är en nedbrytningsprodukt av diklobenil som tillsammans med atrazin främst använts utanför jordbruket för att hålla t.ex. hårdgjorda ytor ogräsfria. Dessa ämnen som bl.a. ingick i olika Totex-preparat har inte fått säljas sedan 1989–90 men ämnena och deras nedbrytningsprodukter finns fortfarande kvar i mark och grundvatten. Områden där bekämpningsmedel tillverkats eller på andra sätt hanterats i större mängd kan utgöra förorenade områden som kan behöva saneras.

Bedömning av tillstånd och påverkan

Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan vad gäller bekämpningsmedel bedöms dels efter halten av enskilda substanser, metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter, och dels efter summan av analyserade bekämpningsmedel (inkl. metaboliter, nedbrytnings- och reaktionsprodukter) i fem klasser enligt tabell 38. För klass 1–4 utgår bedömningen från den enskilda substans som har det högsta

Tabell 38. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på halt av bekämpningsmedel.

Klass	Tillstånd	Bekämpningsmedel (µg/l)	Grad av påverkan	Kommentar
1	Mycket låg halt	<0,01	Ingen eller obetydlig	
2	Låg halt	0,01–0,025	Måttlig	
3	Måttlig halt	0,025–0,05	Påtaglig	
4	Hög halt	0,05–0,1	Stark	
5	Mycket hög halt	≥0,1 (Enskilda); ≥0,5 (Summa)	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten

värdet. Om något av de analyserade ämnena har en halt som är 0,1 µg/l eller högre eller om summan av de analyserade substanserna är 0,5 µg/l eller högre så faller analysen i klass 5.

Det finns än så länge ett begränsat underlag vad gäller bekämpningsmedel i SGUs databaser. Analyserna i faktarutan gäller större, oftast kommunala, vattentäkter. Betydligt fler analyser återfinns i Pesticiddatabasen⁹ vid SLU. Denna databas bör lämpligen användas för att se vilka substanser som återfinns i grundvatten¹⁰. Några få kommuner och länsstyrelserna i Skåne, Värmland och Östergötland har genomfört provtagningar^{11,12,13,14,15}. Det är relativt vanligt att bekämpningsmedel detekteras i vatten från enskilda brunnar i halter över riktvärdet. I Danmark har förekomsten av bekämpningsmedel övervakats i större omfattning och de danska erfarenheterna kan vara till stöd vid upprättande av övervakning^{16,17,18}.

BEKÄMPNINGSMEDEL

Det är relativt vanligt att bekämpningsmedel i detekteras i enskilda brunnar och i råvattnet vid kommunala vattentäkter. I nedanstående sammanställ-

ning redovisas dock endast analyser från kommunala grundvattentäkter.

Grundvattnets halt av bekämpningsmedel – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass µg/l		1 <0,01	2 0,01–0,025	3 0,025–0,05	4 0,05–0,1	5 ≥0,1
	Antal	%				
Större vattentäkt i jord	366	77,6	3,8	6,6	3,8	8,2
Större vattentäkt i berg	198	77,8	2,5	5,6	7,1	7,1
Alla provpunkter	564	77,7	3,3	6,2	5,0	7,8

Underlag: SGUs databaser (Vattentäcksarkiv).

Övriga organiska ämnen

Organiska föreningar innehåller alltid kol, samt ofta även andra grundämnen som väte, syre, kväve, halogener och ibland fosfor eller svavel. Organiska molekyler som består av enbart kol och väte benämns kolväten. I den naturliga miljön finns en oöverskådlig mängd naturliga organiska ämnen som bl.a. bildas genom nedbrytning av växter. Dessa naturliga organiska ämnen behandlas i avsnittet *Oxiderbarhet, färg och turbiditet*. Spill, läckage och annan tillförsel från mänsklig verksamhet kan emellertid tillföra grundvattnet andra typer av organiska ämnen. Förutom det mycket stora antal organiska substanser som hanteras kommersiellt och som finns i olika varor, utökas antalet ämnen genom att nedbrytningsprodukter av ursprungssubstanserna och även ämnen som bildas oavsiktligt, t.ex. vid förbränning, tillkommer. Organiska ämnen har vitt skilda egenskaper vilket påverkar hur de kan spridas i grundvattnet. De har ofta begränsad löslighet i vatten och kan därför ibland röra sig som en egen fas i grundvattnet. Ämnen med högre densitet än vatten (s.k. DNAPL) söker sig i regel mot botten av akviferen, detta gäller bl.a. trikloreten och tetrakloreten (perkloreten). Ämnen som tvärtom har lägre densitet än vatten (s.k. LNAPL), exempelvis bensen, kan komma att flyta ovanpå grundvattenytan. Även om lösligheten är begränsad för de flesta organiska ämnen så är den tillräcklig för att halter över gräns- och riktvärden kan överskridas vid lokal förorening. Många organiska ämnen är flyktiga och kan avgå till atmosfären. I detta avsnitt behandlas några av de ämnen (substansgrupper) som undersökts i grundvattnet eftersom de bedömts kunna utgöra grundvattenföroreningar. För bedömning av bekämpningsmedel i grundvatten hänvisas till det särskilda avsnittet.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Vattenmyndigheterna ska efter undersökning av förorenande verksamheter och de risker som kan förknippas med eventuell påverkan från organiska ämnen fastställa riktvärde och utgångspunkt för att vända trend. Dessa halter ska fastställas för de organiska ämnen som medför att det finns risk för att en grundvattenförekomst inte uppnår god grundvattenkemisk status. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Enligt EUs grundvattendirektiv ska medlemsländerna överväga att sätta riktvärde för trikloretylen och tetrakloretylen i grundvatten. SGU har i föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS 2008:2) angett att detta riktvärde kan anges för summan av trikloretylen och tetrakloretylen. Föreskrifterna anger vidare nationella riktvärden för sådana organiska ämnen som SGU har förvärvat kunskaper om genom screening av grundvatten. Det gäller kloroform (triklormetan), 1,2-dikloreten, bensen, benso(a)pyren och för summan av fyra PAH-föreningar (benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylen och inden(1,2,3-cd)pyren). Dessa ska vattenmyndigheterna använda om det inte finns behov av att sätta andra, lokalt eller regionalt anpassade riktvärden enligt den metod som finns angiven i ovannämnda föreskrifter.

Det finns emellertid många andra organiska föreningar som kan förorena grundvattnet. En sammanställning över vilka riktvärden på nationell nivå som EUs medlemsländer valt att fastställa visar att riktvärden finns för ett 60-tal olika syntetiska substanser. Flera medlemsländer har t.ex. fastställt nationella riktvärden för 1,2-dikloreten, 1,4-diklorbensen, etylbensen, fenol, koltetraklorid, naftalen, pentaklorbensen, toluen, vinylklorid och xylene^{1, 2}.

För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten*.

Bakgrundshalter och påverkade halter

Det finns generellt dåligt med information om förekomst av organiska ämnen i grundvattnet. SGU har sammanställt de tillgängliga screeningundersökningarna³. En sammanfattning över vissa ämnen redovisas nedan. De nationella screeningarna har i huvudsak inriktats mot bakgrundsförhållan-

den^{4,5,6} eller specifika ämnen^{7,8,9} medan de regionala oftast också syftat till att undersöka påverkade miljöer^{10,11,12,13}. Nedanstående uppgifter om bakgrundshalter kommer också från en nordisk (INFORM)¹⁴ respektive en EU-gemensam (FATE-GROWS)¹⁵ undersökning som Sverige deltagit i, den sistnämnda med 6 st mätpunkter. I och med de övervakningsprogram som bl.a. länsstyrelser nu etablerar kommer förhoppningsvis snart bättre kunskap om såväl bakgrundshalter som påverkade halter att finnas tillgänglig.

Organiska ämnen som inte påvisats

Polybromerade difenyletrar (PBDE) har bara analyserats vid de två nationella screeningar som utförts av grundvatten under referensförhållanden av SGU. Vid detektionsgränserna (DL) mellan 1 och 30 ng/l har inga PBDE-halter detekterats. Polyklorerade bifenyler (PCB) har heller inte detekterats vare sig under referensförhållanden eller i grundvatten som potentiellt skulle kunna vara påverkade, bl.a. i urbana miljöer. C10–13 kloralkaner har bara analyserats vid en screening (DL 1000 ng/l) i grundvatten under referensförhållanden.

Klorerade alifater (lösningsmedel)

Klorerade alifater har analyserats vid sex screeningundersökningar och detekterats i fyra av dem. Tre av undersökningarna har gjorts av SGU vid 14, 18 respektive 30 provtagningsplatser. De övriga har gjorts av länsstyrelserna i Dalarna (23 platser), Värmland (29 platser) och Skåne (11 platser). I SGUs första screeningundersökning och i Värmlands undersökning var detektionsgränserna relativt höga och inga klorerade alifater påvisades.

I referensmiljö är kloroform det vanligast förekommande klorerade lösningsmedlet. Detta förklaras av att kloroform har visat sig kunna bildas naturligt – se avsnittet om *Salt*. Kloroform är detekterat vid 10 av 18 provtagningsplatser (medelvärde 39 ng/l, max 160 ng/l). Halter upp till 40 ng/l bedöms som naturliga¹⁶. Diklormetan är näst vanligast, detekterat vid 6 platser (medelvärde 16 ng/l). Även diklormetan bedöms vara naturligt förekommande, antingen som nedbrytningsprodukt av kloroform eller naturligt bildad. Trikloret har detekterats vid två provtagningsplatser (35 resp. 46 ng/l). Tetra-kloreten, som tillsammans med trikloret är ämnen som EUs medlemsländer bör sätta riktvärde för, har inte detekterats i referensmiljö.

I de miljöer med blandad normal påverkan där de regionala undersökningarna utfördes har tetra-kloreten detekterats vid 7 av sammanlagt 63 provtagningsplatser. Den högsta uppmätta halten i Skåne var 1 000 ng/l och sammanföll med undersökningens detektionsgräns. I Dalarnas undersökning, som hade en betydligt lägre detektionsgräns (0,6 ng/l), översteg den högsta halten den övre gränsen för analysmetoden (20 ng/l). Trikloret detekterades vid sex platser varav en i Skåne i så hög koncentration som 4 µg/l. Kloroform, 1,2-dikloretan och diklormetan, som bara analyserades i Dalarna återfanns vid två, en respektive ingen provtagningsplats. Det är svårt att få en samlad bild av förekomsten av de olika substanserna när så olika detektionsgränser tillämpas.

Fenolära föreningar

Fenolära föreningar har analyserats vid sex olika screeningundersökningar, men har bara med säkerhet kunnat detekteras vid FATE-GROWS-screeningen där analysmetoder med låga detektionsgränser har tillämpats. I ren referensmiljö har såväl nitrofenol som 2,4-dinitrofenol detekterats. Vid en referensstation som visade sig vara påverkad av en kreosotanläggning detekterades förutom 2,4-dinitrofenol även bisfenol A. Vid de provtagningsplatser som ligger i jordbruksområden påvisades inga fenolära föreningar. Vid provtagningsplatserna i urban miljö detekterades nitrofenol, NPEIC och nonylfenol i halter som översteg 10 ng/l.

Polycykliska aromatiska kolväten – PAHer

PAHer detekterades vid tre av de fem screeningundersökningarna. Detektionsgränserna för analyserna låg på olika nivåer, vilket gör att fyndfrekvenserna i de olika undersökningarna inte är jämförbara. SGUs screening 2006 och Dalarnas screening hade detektionsgränser som låg mellan 0,06 och 0,6 ng/l. Detektionsgränsen för SGUs screening 2003 var 10 ng/l, Värmlands 20 ng/l och Stockholms 100 ng/l. Vid SGUs första screening och vid undersökningen i Värmland detekterades inga PAHer. Vid SGUs screening i referensmiljöer år 2006 detekterades minst en av de analyserade PAHerna vid 14 av de ingående 18 stationerna. Om man bortser från den station som visade sig vara påverkad av en kreosotanläggning, så låg inga medelhalter över 0,4 ng/l.

Vid screeningen i Dalarna, som också omfattade urban miljö, detekterades PAHer vid 17 av de 23 provtagningsställena. Halterna var genomgående något högre än i referensmiljö. Naftalen som var den mest frekvent detekterade hade ett medelvärde på 0,96 ng/l (max 2,7 ng/l).

Vid den kreosotanläggningspåverkade provtagningsplatsen i SGUs screening detekterades alla analyserade PAHer i halter som vida översteg halterna i referensmiljö. Fluoranten (280 ng/l), pyren (180 ng/l), krysen (90 ng/l) och fenantren (56 ng/l) hade de högsta halterna. Den cancerogena benso(a)pyren (13 ng/l) översteg gränsen för otjänligt dricksvatten. Summan av halterna av de övriga fyra cancerogena, benso(k)fluoranten (21 ng/l), benso(b)fluoranten (47 ng/l), benso(ghi)perylen (5,9 ng/l) och inden(1,2,3-cd)pyren (7,8 ng/l) översteg inte gränsvärdet, men ligger strax under.

Vid undersökningen i Stockholms urbana miljö detekterades trots den höga detektionsgränsen (100 ng/l) PAHer vid fem av de nitton provtagningsplatserna. Vid en av provtagningsplatserna i industriområde påträffades nio olika PAHer. De högsta halterna var för naftalen (17 000 ng/l), fluoranten (2 800 ng/l), fluoren (1 700 ng/l) och pyren (1 300 ng/l). Enligt tabellen över analysresultat är summan för de cancerogena varianterna 200 ng/l, vilket överstiger tjänlighetsgränsen för dricksvatten.

VOC – flyktiga organiska substanser

Volatila organiska substanser har analyserats vid fyra av undersökningarna och detekterats vid tre av dem. SGUs screening 2003 gav så höga och jämnt fördelade halter över hela landet att resultaten inte bedöms vara tillförlitliga. Därför bortses från dem. I Värmlandsundersökningen var detektionsgränsen för de volatila ämnena 1 000 ng/l och där återfanns inga sådana. SGUs screening 2006 indikerar att bensen (medelvärde 3,6 ng/l, max 12), toluen (medelvärde 21 ng/l, maxvärde 56), etylbensen (medelvärde 2,0 ng/l, maxvärde 5,0) och xylener (medelvärde 21 ng/l, maxvärde 42) förekommer i mycket låga halter i grundvatten i stort sett i hela landet. Det gäller även trimetylbensener. Styren återfinns i referensmiljö, men inte lika frekvent som de övrigt nämnda.

I Dalarnas undersökning, som omfattar en blandning av miljöer utan lokala föroreningar och urbant påverkade miljöer, har bensen, toluen, etylbensen och xylener hittats i ungefär samma utsträckning som i SGU-screeningen. Styren har dock inte detekterats alls och trimetylbensener endast i två fall.

Halterna är mer varierande i Dalarnas undersökning, men ligger på samma nivåer – för bensen medelvärde 4,1 ng/l, maxvärde 46 ng/l, för toluen medelvärde 11,5 ng/l, maxvärde 32 ng/l, för etylbensen medelvärde 1,6 ng/l, maxvärde 15 ng/l och för summa xylener medelvärde 15,9 ng/l, maxvärde 52 ng/l.

Ftalater

Ftalater har ingått i SGU-screeningen 2003, i Värmlands- och Stockholmsundersökningarna. De har i större eller mindre omfattning detekterats i alla tre undersökningarna. Vid SGU-screeningen i referensmiljö detekterades di-isobutylftalat (DL=1000 ng/l) vid tre av 15 stationer. Halterna låg mellan 1,2 och 1,6 µg/l. I den regionala undersökningen av brunnar i Värmland hittades di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP, DL=100 ng/l) i 3 av 4 bergbörade brunnar i halter upp till 3,4 µg/l och di-n-butylftalat

(0,15 µg/l) i en av dessa. I den urbana Stockholmsmiljön återfinns DEHP i alla de 18 provtagningsplatserna som analyserades. Det förekom i koncentrationer från 0,1 µg/l till 180 µg/l. Misstankar finns att föroreningskällor finns i provtagningskedjan, troligast i själva provtagningsröret, trots försiktighetsåtgärder.

Perfluorerade ämnen

Analys av PFOS ingick i SGUs screening 2003, men detekterades inte vid någon av de i undersökningen ingående stationerna i referensmiljö. Detektionsgränsen var hög, 1 000 ng/l.

I FATE-GROWS-screeningen analyserades sju olika perfluorerade syror vid stationer som avspeglade olika typer av påverkan, men även referensförhållanden. Detektionsgränsen för analyserna var 0,4 ng/l. Vid SGUs screening i referensmiljö detekterades endast en, PFOA. I jordbruksområde detekterades fem av de sju perfluorerade syrorna, nämligen PFBS, PFHpA, PFOA, PFOS och PFHxS. I urban miljö och urban industrimiljö detekterades alla varianter, och alla utom PFNA i halter över 10 ng/l. I den högsta halten uppträdde PFOS med 134 ng/l i urbant industriområde.

Aminer

I Värmlandsundersökningen ingick N-nitrosodifenylamin och N-nitroso-di-n-propylamin. Ingen av dessa detekterades vid DL=100 ng/l. Vid IVLs undersökning av fem olika aminer i grundvatten vid fyra referensstationer hittades dicyklohexylamin (DCHA) i en halt av 4 ng/l vid en station i Arjeplog. Grundvattnet vid denna station kan dock vara påverkad av en biltestbana.

LAS (linjär alkyl-bensen-sulfonat)

LAS (summa C10-C14LAS) har hittats vid en av fyra referensstationer i en halt av 0,31 µg/l.

Bensotriazoler

Bensotriazoler har bara analyserats inom FATE-GROWS screeningen. Bensotriazol och metylbensotriazol detekterades i jordbruksområde och urbant industriområde. I industriområdet var halterna 39,9 ng/l respektive 79,3 ng/l.

Läkemedelsrester

Läkemedelssubstanser har hittats i urban industrimiljö; Diklofenac i en halt av 23,5 ng/l och Carbamazepin i en halt av 10,4 ng/l. Läkemedelsrester i brunnsvatten har även hittats i mindre undersökningar av enskilda brunnar i Stockholms skärgård¹⁷ samt i Värmland¹⁸.

MTBE

Metyl-tert-butyleter (MTBE) har analyserats vid åtta provtagningsplatser i Stockholm. Det har bara detekterats i en av dessa i en halt av 15 µg/l. Detektionsgränsen var 5 µg/l.

Koffein

Koffein är den mest frekvent detekterade substansen i den europeiska screeningen FATE-GROWS. I Sverige hittades den i alla stationer i halter över 10 ng/l, som högsta halt (114 ng/l) i urban miljö. I referensmiljö var halten också hög (83 ng/l).

Sukralos

Sötningsmedlet sukralos hittades bara i urban industrimiljö, i en halt av 1,8 µg/l.

Dioxin

Dioxiner är ett samlingsnamn för polyklorerade dibenso-p-dioxiner och polyklorerade dibensofuraner (PCDD/F). Det finns totalt 210 varianter av dioxiner (även kallade kongener) men man brukar enbart

analysera de 17 mest prioriterade. Dioxiner bildas som en biprodukt vid bland annat ofullständig förbränning när klor finns närvarande, men kan också finnas som en förorening i andra industrikemikalier, t.ex. pentaklorfenol som använts vid dopkning av virke. Länsstyrelsen på Gotland har undersökt förekomsten av dioxiner i kommunala vattentäkter. Av de 26 vattentäkterna påträffades dioxin i tre täkter vilket bedöms vara kopplat till lokalt förorenade områden i vattentäkters närhet¹⁹.

Halter i dricksvatten

Höga halter av organiska föroreningar i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för skadliga hälsoeffekter. Livsmedelsverket anger att halter av bensen över 1 µg/l, bens(a)pyren över 0,01 µg/l, 1,2-dikloreten över 3 µg/l, PAH över 0,1 µg/l, tetrakloreten och triklloreten över 10 µg/l, samt trihalometaner över 100 µg/l medför att vattnet betecknas som otjänligt som dricksvatten. Halter av trihalometaner över 50 µg/l betecknas som tjänligt med anmärkning i det till användare levererade vattnet. För PAH-föreningar använder Socialstyrelsen samma riktvärde för dricksvatten från enskilda och andra mindre dricksvattenanläggningar som Livsmedelsverkets gränsvärde. Socialstyrelsen anger inte riktvärden för några av de övriga organiska ämnena.

Trihalometaner, av vilka triklormetan (kloroform) är vanligast, förekommer i dricksvatten som levereras från vattenverk. Detta beror främst på att de kan bildas när råvatten som innehåller organiska ämnen kloreras²⁰.

Många organiska ämnen ger lukt eller smak vid låga koncentrationer. Om en tydlig främmande lukt eller smak indikerar att vattnet är förorenat ska vattnet enligt Livsmedelsverkets föreskrifter inte användas som dricksvatten. Även om lukten eller smaken är svag så bör orsaken undersökas. Detsamma gäller enligt Socialstyrelsens allmänna råd *Dricksvatten från enskilda vattenanläggningar*.

Vid vilka haltnivåer en individ uppfattar lukt eller smak varierar. I en sammanställning som togs fram på uppdrag av SPIMFAB dvs. oljebolagens miljösaneringsfond, och som därför behandlar ämnen som kan påträffas i grundvattnet vid bensinstationer, anges lukt- och smakgränser för bensen (500 µg/l), toluen (40 µg/l), etylbensen (30 µg/l), xylol (300 µg/l), alifater (100 µg/l), aromater (10–40 µg/l) PAH (10 µg/l) och slutligen MTBE (20 µg/l)²¹. Även resultaten från olika undersökningar kan skilja markant. I en undersökning som omfattade en lång rad organiska ämnen uppgavs lukt- och smakgränsen till 190 µg/l för bensen och 960 µg/l för toluen, vilket är betydligt lägre för bensen men högre för toluen än i SPIMFABs sammanställning²².

Organiska ämnen har analyserats sporadiskt i råvattnet vid kommunala vattentäkter enligt uppgifter i SGUs vattentäcksarkiv. Detektionsgränsen för ett och samma ämne varierar mycket kraftigt. Många organiska ämnen har analyserats enbart vid få tillfällen. För en överblick över vilka ämnen som provtagits respektive detekterats vid de kommunala vattenverken se SGU-rapport 2009:19²³.

Påverkan på ytvatten

Det finns inte tillräckliga undersökningar om hur organiska föroreningar i grundvattnet påverkar anslutande vattendrag. För ämnen som är skadliga i mycket låga koncentrationer eller som ackumuleras i ekosystemet skulle även mindre utsläpp via grundvattenzonen kunna vara av betydelse. För förorenade områden finns riskbedömningsmetodik framtagen av Naturvårdsverket²⁴. Vad gäller tetrakloreten finns exempel från kemtvättar där stora utsläpp som gjorts tidigare resulterat i att frifas av tetrakloreten finns i grundvattenzonen och även medfört höga halter i mindre vattendrag.

Påverkan från förorenad mark, deponier och bensinstationer

Höga halter av PAH i grundvatten har bl.a. påträffats i områden där kreosot använts för träimpregnering. Höga halter av tetrakloreten och triklloreten är vanliga som följd av förorening från kemtvättverk-

samhet men lösningsmedlen har även använts inom verkstadsindustrin i stora mängder. Vid förorening av grundvattnet kan även nedbrytningsprodukterna vinylklorid, cis- samt trans-1,2 dikloreten påträffas. Andra ämnen som använts är tetrakloreten och trikloreten. Tetrakloreten kan under vissa omständigheter brytas ned till trikloreten. Flyktiga organiska ämnen i marken och grundvattnet kan även leda till att ångor tränger in i ovanliggande byggnader vilket ger förhöjda halter i inomhusluften.

Vid gamla bensinstationer och andra områden där oljeprodukter hanterats är marken och grundvattnet ofta förorenade²⁵. Ett specialfall utgörs av oljebergum där olja och andra produkter förvarats under grundvattenytan i stora bergum. Många av dessa är avvecklade men föroreningar kan kvarstå i bergets spricksystem. I mindre skala kan läckande oljetankar vid bostäder och på jordbruksfastigheter förorena grundvattnet. De föroreningar som påträffas varierar, dels beroende på vilken verksamhet som bedrivits, dels p.g.a. att sammansättningen för bensin respektive diesel och annan olja varierat över tiden. Dessutom bryts olika komponenter ned olika lätt vilket leder till att en fraktionering sker och att olika nedbrytningsprodukter bildas. De analysmetoder som används har utvecklats för att detektera ”färska” oljeprodukter. Detta innebär att man inte alltid detekterar rester från äldre oljespill eller att för låga halter uppmäts. Etanol och tillsatsmedlet MTBE som även används i bensin är bägge mycket rörliga i marken. Eftersom MTBE har en stark smak och lukt kan även en liten inblandning medföra att vattnet inte kan användas som dricksvatten. Oljeprodukter och andra föroreningar, t.ex. PCB, är också vanliga i många typer av industriområden där olje- och dieseltankar, transformatorer m.m. är vanligt förekommande.

PFOA-ämnen kan bl.a. finnas i höga halter i områden där släckmedel använts, i synnerhet övningsplatser för brandsläckning och liknande. Lakvatten från deponier kan innehålla en lång rad olika organiska ämnen i höga halter²⁶. Ett flertal olika organiska ämnen kan också påträffas inom t.ex. industriområden där olika kemikalier tillverkats (kemiteknisk industri).

Bedömning av tillstånd och påverkan

Grundvattnets tillstånd och grad av påverkan vad avser organiska ämnen redovisas i fem klasser enligt tabell 39. Tillståndsklassning anges för de ämnen som finns med i SGUs föreskrifter SGU-FS 2008:2. Om man bortser från kloroform som kan bildas naturligt i marken så innebär även låga till måttliga halter av klorerade alifater respektive aromatiska föreningar att det vanligen finns en lokal föroreningskälla. Det är därför viktigt att utreda orsakerna även till låga halter och vid behov vidta åtgärder så att inte halterna med tiden ökar eller ett större område förorenas.

Tabell 39. Tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten med avseende på de ämnen som finns med i SGUs föreskrifter SGU-FS 2008:2.

Klass	Tillstånd	1,2-dikloreten	Bensen	Benso(a)pyren	Kloroform	Summa PAH 4*	Trikloreten+tetrakloreten	Grad av påverkan	Kommentar
		µg/l							
1	Mycket låg halt	<0,02	<0,02	<0,0005	<1	<0,001	<0,1	Ingen/obetydlig	
2	Låg halt	0,02–0,1	0,02–0,1	0,0005–0,001	1–20	0,001–0,01	0,1–1	Måttlig	
3	Måttlig halt	0,1–0,5	0,1–0,2	0,001–0,002	20–50	0,01–0,02	1–2	Påtaglig	
4	Hög halt	0,5–3	0,2–1	0,002–0,01	50–100	0,02–0,1	2–10	Stark	
5	Mycket hög halt	≥3	≥1	≥0,01	≥100	≥0,1	≥10	Mycket stark	Otjänligt som dricksvatten

* PAH₄=Benso(b)fluoranten+benso(k)fluoranten+benso(ghi)perylene+indeno(1,2,3-cd)pyren.

ORGANISKA ÄMNEN

Sammanställning av analyser av organiska ämnen i SGUs arkiv, främst från kommunala vattentäkter. På grund av att detektionsgränsen vid många analyser varit hög är indelningen i klasser behäftad med osä-

kerhet. Fördelningen mellan de lägre klasserna hade blivit annorlunda om analyserna gjorts med lägre detektionsgränser. Klassgränserna är i µg/l.

Grundvattnets halt av organiska ämnen – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
	Antal	%				
1,2-diklorethan	245	<0,02 96,7	0,02–0,1	0,1–0,5	0,5–3 0,4	≥3 2,9
Bensen	188	<0,02 97,9	0,02–0,1 1,1	0,1–0,2 0,5	0,2–1 0,5	≥1
Benso(a)pyren	268	<0,0005 100	0,0005–0,001	0,001–0,002	0,002–0,010	≥0,010
Kloroform	107	<1 97,2	1–20 2,8	20–50	50–100	≥100
Summa PAH4	268	<0,001 99,6	0,001–0,01 0,4	0,01–0,020	0,020–0,10	≥0,10
Trikloretan + tetrakloretan	421	<0,1 71,3	0,1–1 17,3	1–2 5,0	2–10 3,8	≥10 2,6

Underlag: SGUs databaser (främst Vattentäcksarkivet).

Mikrobiologiska parametrar

Patogener i form av bakterier, parasiter och virus kan förekomma i grundvattnet, främst beroende på förorening från avlopp, naturgödsel eller djurspillning. I synnerhet inom den enskilda vattenförsörjningen är detta ett vanligt förekommande problem.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Om det finns risk för att förändringar i vattenkvalitet som orsakas av mänsklig verksamhet leder till att en grundvattenförekomst inte uppnår miljökvalitetsnormen *God grundvattenstatus* ska berörd vattenmyndighet fastställa riktvärden och utgångspunkt för att vända trend. Beslutade riktvärden finns angivna i VISS. Se även faktaruta på sidan 15.

Ramdirektivet för vatten beaktar de kemiska och kvantitativa aspekterna, men inte de mikrobiologiska vid bedömningen av grundvattnets status. Det är emellertid viktigt att uppnå och bibehålla en god vattenkvalitet även ur mikrobiologisk synvinkel, särskilt för dricksvattenförsörjningen. Artikel 7.3 i ramdirektivet för vatten, som behandlar vatten som tas ut för dricksvattenförsörjning, anger att vattenförekomster som används för detta syfte ska skyddas tillräckligt för att undvika att vattenkvaliteten försämras och för att minska nivån av rening som krävs. I begreppet vattenkvalitet ingår i detta sammanhang även mikrobiologi. Det är viktigt att kontroll görs av förekomst av bakterier och andra patogener som virus och protozoer som kan leda till att grundvattenförekomstens lämplighet för vattenförsörjning minskar.

Mikrobiologiska parametrar kan tjäna som indikatorer på förorening från mänsklig verksamhet. Om de indikerar närvaro av sådana föroreningar som kan påverka den kemiska grundvattenstatusen kan riktvärde och utgångspunkt för att vända trend fastställas av vattenmyndigheterna enligt metod angiven i föreskrifterna SGU-FS 2008:2. För rikt- och gränsvärden för dricksvatten, se avsnittet *Halter i dricksvatten* nedan.

Bakgrundshalter

Grundvatten innehåller en rad olika mikroorganismer och många viktiga reaktioner i marken sker med hjälp av bakterier. Exempel på bakterier som har en tydlig kemisk funktion är de som bidrar till att reducera nitratjoner till kvävgas eller de som reducerar sulfat till svavelväte. Grundvattnet kan också innehålla olika mikroorganismer som transporterats med det infiltrerade vattnet från markytan och markens övre delar. Ett opåverkat grundvatten förväntas emellertid vara fritt från de indikatororganismer som vanligen används i dricksvattenkontroller och fritt från sjukdomsframkallande mikroorganismer (patogener).

Halter i dricksvatten

Mikroorganismer i grundvattnet kan begränsa dess användbarhet som dricksvatten på grund av risken för negativa hälsoeffekter. Förorening av dricksvattnet av patogener kan ge stora sjukdomsutbrott. Patogenerna kan vara bakterier, virus och protozoer. Risken är störst vid påverkan av avföring från människor eller djur. För att bedöma riskerna används olika indikatorbakterier vars närvaro innebär att andra sjukdomsframkallande bakterier också kan finnas i vattnet. *Escherichia coli* (*E. coli*) indikerar påverkan av avföring från människor eller djur, t.ex. via avlopp eller gödsling med naturgödsel. De flesta *E. coli* är harmlösa tarmbakterier, men det finns sjukdomsframkallande *E. coli* som kan ge allvarliga symptom¹. Livsmedelsverket anger för utgående dricksvatten och för dricksvatten på ledningsnätet att om *E. coli*-bakterier påvisas i 100 ml vatten innebär det att vattnet är otjänligt som dricksvatten. Motsvarande gäller om **intestinala enterokocker** påvisas i 100 ml vatten.

Vidare anger Livsmedelsverket att vattnet är tjänligt med anmärkning om **koliforma bakterier** påvisas i 100 ml vatten och att vattnet är otjänligt om 10 eller fler koliforma bakterier påvisas. Koliforma

bakterier förekommer både naturligt i mark och i ytligt grundvatten samt som en följd av påverkan från avföring. Parametern indikerar i första hand att ytligt vatten påverkar brunnen, men påverkan av avföring från människor eller djur, t.ex. via avlopp eller av naturgödsel kan inte uteslutas.

För parametern **antal mikroorganismer vid 22 °C** anges att vattnet är tjänligt med anmärkning om 10 eller fler per ml finns i det utgående vattnet om detta desinficerats². Antalet mikroorganismer ger en allmän uppfattning om den totala bakteriehalten i vattnet. Förhöjda värden kan bero på inläckage av ytvatten respektive ytligt markvatten och på otillräcklig vattenomsättning.

Socialstyrelsen anger för enskilda och andra mindre vattentäkter riktvärden för *E. Coli*, koliforma bakterier och antal mikroorganismer (se tabell 40).

Påverkan på ytvatten

Det är oklart i vilken mån grundvatten bidrar till mikrobiell förorening av ytvatten. Det kan inte uteslutas att läckande avloppsledningar och enskilda avlopp med markinfiltration som anlagts med otillräckliga skyddsavstånd till grundvattenytan efter kortare markpassage även når ytvattendrag, i synnerhet vid höga grundvattenstånd. Påverkan på ytvatten från markavrinning eller direktutsläpp från avloppsanläggningar är dock sannolikt av större betydelse.

Påverkan från avlopp, jordbruk och konstgjord grundvattenbildning

Läckande avloppsledningar och infiltration av avloppsvatten i marken kan tillföra stora mängder patogener i form av bakterier, virus och parasiter till grundvattnet. Anläggningar för avloppsinfiltration bör anläggas med iakttagande av säkerhetsavstånd till grundvattenytan och till vattentäkter så att smittämnen hinner reduceras genom olika processer i marken innan de når t.ex. en brunn³. Den dåliga mikrobiologiska kvaliteten, särskilt i enskilda vattentäkter i jord (grävda brunnar), visar att detta inte alltid fungerar⁴. Risken för mikrobiologisk påverkan på grundvattnet är särskilt stor i områden med tunna jordtäcken och sprickrik berggrund. Detta gäller inte minst områden med kalkberggrund som t.ex. Gotland. Dåligt utformade och skötta brunnar kan medföra påverkan från ytligt vatten och påverkan genom att mindre djur faller ned i brunnen. Virus transporteras vanligtvis snabbare i marken än bakterier och parasiter, vilket kan utnyttjas vid spårning av källan till förorening av ett grundvatten med hjälp av bakteriofager (bakterievirus; se även Smittskyddsinstitutets webb). Patogener kan även tillföras från markytan genom gödsling eller från avföring från betande boskap eller vilda djur. När ytvatten från sjöar och vattendrag används för att förstärka grundvattentillgången vid en vattentäkt genom bassänginfiltration eller inducerad infiltration kan olika smittämnen som finns i ytvattnet tillföras grundvattnet⁵.

Bedömning av tillstånd

Tillståndsklassningen för grundvatten avseende mikrobiologiska parametrar för mikroorganismer har gjorts med utgångspunkt från Livsmedelsverkets gränsvärden respektive Socialstyrelsens riktvärden för dricksvatten. Livsmedelsverkets gränsvärden gäller för utgående vatten från vattenverket, ofta efter desinfektion. Socialstyrelsens riktvärden som gäller vid den enskilda vattenförsörjningen ligger genomgående på betydligt högre nivåer (jfr tabell 40). Det vanliga vid enskild vattenförsörjning är att vattnet används utan föregående rening vad avser mikroorganismer. Tillståndsklassningen ger en bedömning av vattnets mikrobiologiska tillstånd vad avser förekomst av indikatororganismerna *E. coli*-bakterier, koliforma bakterier och antal mikroorganismer i fem klasser enligt tabell 40.

Även den sammanvägda bedömningen (tabell 41) bygger på Livsmedelsverkets respektive Socialstyrelsens bedömning av vattnets mikrobiologiska kvalitet. Vid sådana slutliga bedömningar av om vattnet är tjänligt som dricksvatten ur mikrobiologisk synpunkt grundas bedömningen på den para-

Tabell 40. Tillståndsklassning för grundvatten med avseende på enskilda mikrobiologiska parametrar. I tabellen anges även gränsvärde respektive riktvärden för mikrobiologiska parametrar avseende utgående vatten från vattenverk (Livsmedelsverket; SLV) respektive dricksvatten vid enskild vattenförsörjning (Socialstyrelsen; SoS).

<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)				Koliforma bakterier			Mikroorganismer		
Klass	Antal per 100 ml	SLV	SoS	Antal per 100 ml	SLV	SoS	Antal per ml	SLV*	SoS
1	Ej påvisad	Tjänligt	Tjänligt	Ej påvisad	Tjänligt	Tjänligt	Ej påvisad	Tjänligt	Tjänligt
2	1–10	Otjänligt	Tjänligt med anmärkning	1–10	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt	1–10	Tjänligt	Tjänligt
3	10–20	Otjänligt	Otjänligt	10–50	Otjänligt	Tjänligt	10–100	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt
4	20–100	Otjänligt	Otjänligt	50–500	Otjänligt	Tjänligt med anmärkning	100–1000	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt
5	≥100	Otjänligt	Otjänligt	≥500	Otjänligt	Otjänligt	≥1000	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt med anmärkning

* Gränsvärdet gäller desinfekterat dricksvatten.

Tabell 41. Sammanvägd tillståndsklassning för grundvatten med avseende på mikrobiologiska parametrar. Klassningen bygger på att bedömning enligt Livsmedelsverkets respektive Socialstyrelsens normer genomförts.

Klass	Bedömning SLV	Bedömning SoS	Kommentar
1	Tjänligt	Tjänligt	Tjänligt
2	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning vid allmän vattenförsörjning
3	Otjänligt	Tjänligt	Otjänligt dricksvatten vid allmän vattenförsörjning.
4	Otjänligt	Tjänligt med anmärkning	Tjänligt med anmärkning även vid enskild vattenförsörjning
5	Otjänligt	Otjänligt	Otjänligt dricksvatten även vid enskild vattenförsörjning

meter som gett den allvarligaste avvikelser. Indelningen i tillståndsklasser förutsätter att analys av de mikrobiologiska parametrar som krävs för en mikrobiologisk bedömning utförts. I normalfallet innebär det att åtminstone *E. coli*, koliforma bakterier och mikroorganismer analyseras och bedöms men även andra smittämnen kan behöva inkluderas. Detta gäller främst när andra patogener påvisats eller misstänks finnas i vattnet i sådan halt att vattnet inte bör användas som dricksvatten utan föregående rening.

MIKROBIOLOGISKA PARAMETRAR

Förekomst av bakterier och andra mikroorganismer i grundvattnet kan indikera påverkan från ytligt vatten (främst antal mikroorganismer och koliforma bakterier) eller påverkan av avföring (främst *E. coli*-

bakterier och eventuellt också koliforma bakterier). Det kan finnas en viss överrepresentation av analyser med höga bakteriehalter om prov tagits p.g.a. misstanke om dåligt vatten.

Grundvattnets halt av *E.coli*-bakterier – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
<i>E. coli</i> (antal/100 ml)		Ej påvisad	1–10	10–20	20–100	≥100
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	719	98	2	0	0,4	0,0
Enskild brunn i jord	3 539	80	13	2	3	2
Källa i jord	86	84	10	3	0	2
Rör i jord						
Större vattentäkt i berg	542	96	3	0,4	0,4	0,0
Enskild brunn i berg	8 020	92	5	1	1	1
Alla provpunkter	13 707	89,2	7,0	1,2	1,5	1,1

Grundvattnets halt av koliforma bakterier – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Koliforma bakterier (antal/100 ml)		Ej påvisad	1–10	10–50	50–500	≥500
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	722	75	19	5	1	0,0
Enskild brunn i jord	3 540	21	17	17	25	21
Källa i jord	86	24	23	16	26	10
Rör i jord						
Större vattentäkt i berg	545	79	14	6	1	0,0
Enskild brunn i berg	8 022	58	17	11	10	5
Alla provpunkter	13 715	49,5	17,0	11,7	13,1	8,7

Antal mikroorganismer i grundvattnet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
Mikroorganismer (antal/ml)		Ej påvisad	1–10	10–100	100–1000	≥1000
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	644	20	38	30	11	1
Enskild brunn i jord	3 531	3	4	20	43	30
Källa i jord	85	5	8	27	39	21
Rör i jord						
Större vattentäkt i berg	464	18	33	37	12	1
Enskild brunn i berg	8 010	6	13	29	33	20
Alla provpunkter	13 528	6,5	12,3	26,7	33,6	20,9

Sammanvägd mikrobiologisk bedömning av grundvattnet – indelning efter provtagningsplats och fördelning i procent.

Klass		1	2	3	4	5
	Antal			%		
Större vattentäkt i jord	654	51	41	4	3	0,5
Enskild brunn i jord	3 538	5	27	12	34	23
Källa i jord	86	6	38	13	31	12
Rör i jord						
Större vattentäkt i berg	471	47	42	5	5	1
Enskild brunn i berg	8 011	16	46	7	24	6
Alla provpunkter	13 556	16,0	40,5	8,1	25,2	10,2

Underlag: SGUs databaser (Vattentäcksarkiv och Kemiarkiv).

Temperatur

Grundvattnets normalt jämna och relativt låga temperatur är fördelaktig när vattnet används för dricksvattenändamål. Förändringar i grundvattnets temperatur påverkar olika processer i grundvattenzonen såsom olika minerals och gasers löslighet och nedbrytningen av organiska ämnen. Temperaturförändringar kan även påverka grundvattnets flödesmönster; dels kan temperaturskiktningar uppkomma genom att vattnets densitet förändras, dels innebär den lägre viskositeten i varmt grundvatten snabbare grundvattenströmning än för kallare grundvatten.

Riktvärden för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend

Vattenmyndigheterna ska fastställa riktvärden för grundvatten för de grundvattenförekomster som bedöms inte kunna nå eller riskerar att inte uppnå målet *God grundvattenstatus*. Enligt definitionen i EUs ramdirektiv för vatten är direkt eller indirekt tillförsel genom mänsklig verksamhet av värme till luft, vatten eller mark att betrakta som förorening om det kan skada människors hälsa eller kvaliteten på akvatiska ekosystem, eller terrestra ekosystem som är direkt beroende av akvatiska ekosystem, eller om det medför skada på materiell egendom eller försämrar eller hindrar möjligheterna att utnyttja de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön. Märkligt nog nämns inte grundvattenberoende ekosystem. Om förändringar i grundvattnets temperatur kan medföra att det finns risk för att grundvattenförekomsten inte uppnår god status kan vattenmyndigheterna fastställa riktvärde för grundvatten och utgångspunkt för att vända trend enligt metod angiven i föreskrifterna SGU-FS 2008:2.

Bakgrundstemperatur

I södra Sverige motsvarar grundvattnets medeltemperatur ungefär områdets årsmedeltemperatur i luften medan den i norra Sverige kan vara flera grader högre än lufttemperaturen p.g.a. att snötäcket isolerar¹. I det ytliga grundvattnet förekommer årstidssvängningar men dessa avtar med djupet och ca 8 m under markytan är temperaturen i grundvatten i jordlager relativt jämn. Därunder ökar temperaturen med djupet p.g.a. den geotermiska gradienten. Ökningen i temperatur är ca 10–30 °C per 1 000 m.

Temperatur i dricksvatten

För användning av grundvatten som dricksvatten är det fördelaktigt om vattnet håller en jämn och relativt låg temperatur.

Påverkan på ytvatten

Utströmmande grundvatten bidrar till att utjämna temperaturen i ytvattensystem. Grundvattnet är vanligen varmare än ytvattnet på vintern och kallare än ytvattnet på sommaren. Under vinterhalvåret kan grundvattenbidraget innebära att källor och mindre vattendrag inte fryser igen vilket är av stor betydelse för många olika djur. Eftersom grundvattnets temperatur ofta avviker från det ytvatten det strömmar ut i kan det vara möjligt att genom noggranna temperaturmätningar i vattendraget identifiera de punkter där grundvatten strömmar ut.

Påverkan från konstgjord grundvattenbildning och utvinning respektive lagring av värme och kyla

Ytvattnets temperatur varierar betydligt mer än grundvattnets. När grundvattentillgången vid en större vattentäkt förstärks genom infiltration med ytvatten påverkas grundvattnets temperatur i grundvattenmagasinet. Infiltration av sommarvarmt ytvatten respektive kallt vintervatten kommer att påverka grundvattnets temperatur både vid inducerad infiltration och vid bassänginfiltration. Vid bassäng-

infiltration kan även lufttemperaturen påverka infiltrationsvattnets temperatur. Förändringarna blir störst i närheten av infiltrationsplatsen. Under vattnets strömning mot uttagsbrunnar minskas och fördröjs fluktuationerna i temperatur genom att det infiltrerande vattnet blandas med vatten i magasinet och genom att akvifersmaterialet (t.ex. grus) värmer upp respektive kyler ned det förbiströmmande grundvattnet.

Under den senaste 15- till 20-årsperioden har antalet geoenergianläggningar som tar ut och även i vissa fall lagrar energi ur jord, berg och grundvatten ökat dramatiskt. Det saknas exakta uppgifter på hur många anläggningar som har installerats, men en uppskattning är att mer än 300 000 villor idag värms upp med grundvatten-, jord-, eller bergvärme. Mer än 90 procent av dessa utgörs av bergvärmeanläggningar. Varje år tillkommer ca 30 000–40 000 nya energiborrhål. Vanliga borrhjup är ca 120–250 m och bergmassan beräknas påverkas (kylas ned) inom cirka 20 m från borrhålet. I borrhålet kan temperaturpåverkan vara relativt stor medan påverkan vid 20 m avstånd endast är någon tiondels grad. Jordvärmeanläggningar kan medföra en försenad grundvattenbildning genom att marken förblir tjälad under betydligt längre tid.

Förekommer flera geoenergianläggningar i närområdet kan dessa påverka varandra och temperaturpåverkan öka. Grundvattentemperaturen kan antas påverkas inom ett något större område i flödesriktningen, men enstaka geoenergianläggningar bedöms sällan få någon större påverkan på omgivande grundvattentemperatur. De flesta av anläggningarna för enskilda hushåll är endast konstruerade för att ta ut värme ur berggrunden. Dock ökar antalet anläggningar som kan användas omvänt, dvs. som under sommartid kan användas för kyländamål, varvid värme återförs till berggrunden. Under senare år har större fastigheter, industrier, köpcenter m.m. i en allt större omfattning börjat installera större bergvärmeanläggningar, borrhålslager och akviferlager². Påverkan på grundvattnets temperatur från dessa anläggningar kan vara betydande beroende på vilken geologisk miljö de anläggs i och hur de konstrueras. Borrhålslager och akviferlager är dock i de flesta fall konstruerade på sådant sätt att nettouttaget av energi över en längre tid är nära noll dvs. uttagen värmeenergi motsvarar uttagen kyla.

Bristfälligt eller felaktigt utförda energiborrhål kan också påverka grundvattnets kemiska kvalitet vid t.ex. utläckage av köldbärarvätska eller inläckage av ytligt grundvatten. Djupa energibrunnar kan också innebära en ökad risk för saltvatteninträngning. En annan risk, i synnerhet i sedimentär berggrund med alunskiffer, är spridning av grundvatten av sämre kvalitet till akviferer med god vattenkvalitet, se avsnittet *Salt*.

Den urbana miljön kan förväntas innebära förändringar för grundvattnets temperatur p.g.a. att många geoenergianläggningar installerats, genom att byggnader, ledningar och andra installationer läcker värme och genom att marktemperaturen varierar mer eftersom marken till stora delar saknar ett isolerande humusskikt och snötäcket avlägsnas.

Ett varmare klimat kommer troligen att innebära att grundvattentemperaturen stiger något även om grundvattenbildningens fördelning över året och snötäckets varaktighet kan modifiera bilden.

Påverkansbedömning

Grundvattnets temperatur är naturligt högre i södra Sverige än i norra Sverige. I det ytliga grundvattnet finns också en årstidsvariation som avtar med ökat djup. I bedömningsgrunderna ges ingen indelning i tillståndsklasser för grundvattnets temperatur. Istället görs bedömningen efter grad av förändring från ursprungligt tillstånd och avvikelsegraden delas in i fem klasser enligt tabell 42. Denna kan användas för att översiktligt bedöma betydelsen av förändring i grundvattnets temperatur vid t.ex. värme- eller kylanläggningar.

Tabell 42. Bedömning av förändringar i grundvattnets temperatur.

Klass	Grad av påverkan	Förändring	Kommentar
1	Opåverkat	<0,5 °C	Av liten betydelse
2	Liten påverkan	0,5–2 °C	Av betydelse för dricksvattenproduktion och värmeutvinning. För dricksvattenförsörjning är höjning av temperaturen mer besvärande utom möjligen i norra Sverige där temperaturen är naturligt låg. För värmeutvinning är sänkning av temperaturen negativ.
3	Måttlig påverkan	2–5 °C	
4	Stor påverkan	5–10 °C	Kan påverka grundvattnets strömning, mikrobiologiska och kemiska processer
5	Mycket stor påverkan	≥ 10 °C	

GRUNDVATTNETS KVANTITET

Grundvattnets nivå varierar naturligt årstidsmässigt, flerårsmässigt och över kortare perioder. Förändringar i grundvattennivåer på grund av mänsklig påverkan eller klimatförändringar kan få en rad såväl negativa som positiva konsekvenser¹. Detta gäller både höjningar och sänkningar i grundvattennivå. Grundvattennivån sjunker när uttag och annan bortledning av grundvattnet överstiger grundvattenbildningen. Höjning av grundvattennivån kan ske p.g.a. minskade vattenuttag, dämning m.m.

Vattendirektivet och grundvattenförekomstens kvantitativa status

Enligt vattendirektivet ska uttag av grundvatten inte ge negativa effekter på de ytvattenförekomster eller terrestra ekosystem som är beroende av tillförsel av grundvatten. Förändringar i grundvattennivån ska inte leda till saltvatteninträngning eller annan inträngning av förorenande ämnen.

God kvantitativ status definieras enligt artikel 2.1.2. i bilaga V i vattendirektivet på följande sätt:

”Grundvattennivån i grundvattenförekomsten är sådan att den tillgängliga grundvattenresursen inte överskrids av den långsiktiga genomsnittliga uttagsnivån per år.”

Vidare anges att grundvattennivån inte ska vara utsatt för mänsklig påverkan som kan leda till:

- att de ekologiska miljömålen (enligt artikel 4 i vattendirektivet) inte kan uppnås för förbundna ytvattenförekomster,
- någon som helst betydande sänkning av status hos sådana vatten,
- någon som helst betydande skada på anslutna terrestra ekosystem som är direkt beroende av grundvattenförekomsten.

I vattendirektivet anges också att förändringar i strömningsriktningen till följd av nivåförändringar kan uppstå tillfälligt eller varaktigt inom ett begränsat område men att statusen ändå ska klassas som god om sådana omsvängningar inte medför intrusion av saltvatten eller annan intrusion. Omsvängningarna får dock inte utgöra en indikation på en konsekvent och klar utvecklingstendens som beror på mänsklig påverkan som kan leda till sådana intrusioner.

Grundvattennivån är betydelsefull för flera miljömål

Miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* har haft delmål om grundvattennivåer som angav att:

Senast år 2010 ska användningen av mark och vatten inte medföra sådana ändringar av grundvattennivåer som ger negativa konsekvenser för vattenförsörjningen, markstabiliteten eller djur- och växtliv i angränsande ekosystem.

Delmålet har inte uppnåtts inom tidsramen^{2,3}. Vid den pågående översynen av miljömålssystemet ska de detaljerade delmålen ersättas av mer övergripande etappmål. Dessutom kommer preciseringar av miljökvalitetsmålet vägleda miljömålsarbetet. För grundvattnets kvantitet respektive grundvattennivåer ges två preciseringar som förutom att de tar upp lydelsen i det gamla delmålet även anknyter till begreppet *God kvantitativ status* i vattenförvaltningsarbetet.

Grundvattennivåns läge och variation är även av betydelse för flera andra miljökvalitetsmål, inte minst *Myllrande våtmarker*. Förändringar i grundvattennivåer påverkar vegetationen i kärr och mossar som är beroende av utflödande eller högt stående grundvatten. Sänkta grundvattennivåer kan medföra uttorkning av ytskiktet så att hydromorfologiska strukturer som höljor, gölar och vitmossesamhällen försvinner. I de artrika kärren försvinner då många arter. Dessutom finns en risk för förbuskning och igenväxning samt att torven oxideras och bryts ned. Flödet i mindre vattendrag kan kraftigt påverkas

GRUNDVATTEN AV GOD KVALITET

Miljökvalitetsmålet Grundvatten av god kvalitet har två preciseringar för grundvattnets kvantitet:

God kvantitativ status

Grundvattenförekomster som omfattas av förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön har god kvantitativ status.

Grundvattennivåer

Grundvattennivåerna är sådana att negativa konsekvenser för vattenförsörjning, markstabilitet eller djur- och växtliv i angränsande ekosystem inte uppkommer.

vid större grundvattenuttag vilket kan vara av betydelse för miljökvalitetsmålet *Levande sjöar och vattendrag*. Förändringar i grundvattennivåns läge spelar också roll för kvaliteten hos det grundvatten som tillförs ytvattensystem. Höga nivåer ger en större andel vatten från ytligare marklager och därmed ett ofta surare och mer humöst vatten från fastmarksområden. Låga nivåer kan i områden med sulfider i marken ge upphov till sulfidoxidation och därmed en starkt sur och metallhaltig avrinning. Detta gäller även torvområden där låga grundvattennivåer kan ge mycket sura och humusrika avrinningsvatten. Både höga och låga grundvattennivåer kan alltså påverka miljökvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*. Stabila grundvattennivåer är mycket viktiga för urban miljö och infrastruktur och är därmed av betydelse för miljökvalitetsmålet *God bebyggd miljö*.

Påverkan på grundvattennivåer

En rad mänskliga aktiviteter kan förändra grundvattennivån⁴. Några exempel är:

- uttag av grundvatten och förändringar i uttag (brunnar),
- borrhål som sammankopplar olika magasin med olika grundvattentryck,
- dränering av skog eller jordbruksmark,
- dränering och schakt under grundvattenytan vid undermarksbyggande, tunnlar, bergrum eller djup grundläggning med länsuppsugning av grundvatten,
- skogsetablering och skogsavverkning,
- förhindrad grundvattenbildning (genom hårdgörning av mark i urban miljö och bortledning av dagvatten) och
- vattendragsregleringar.

Problem i samband med låga nivåer är t.ex.:

- vattenbrist i såväl anlagda vattentäkter som naturliga källor,
- saltvatteninträngning i brunnar i kustnära områden eller områden med förekomst av relikthavsvatten,
- försämrad brunnsvattenkvalitet p.g.a. förändrade flödesvägar,
- oxidation av svavelhaltiga jordarter med resulterande försurning av marken, markvattnet eller grundvattensystemet som ger korrosion på ledningar och markkonstruktioner samt höga metallhalter,
- sättningar i vissa kohesionsjordar vilket påverkar byggnader, mark, ledningar etc.,
- tillförsel av syre, vilket medför att bärande träkonstruktioner och pålar i framför allt äldre bebyggelse bryts ned,
- avsänkning av grundvattennivåer i berg ger ökad grundvattenbildning till berggrunden med förändrad grundvattenkvalitet till följd,

- risk för höga järn- och manganhalter genom dränering av utströmningsområden, samt
- uttorkning och biotopförändring av våtmarksområden.

Problem i samband med höga nivåer är t.ex.:

- ökad risk för försämrad vattenkvalitet t.ex. i form av höga järn- och manganhalter,
- skred och dålig bärighet,
- försumpning och ökade halter av organisk substans i grundvattnet,
- utflöde av aluminium- och tungmetallrikt grundvatten till ytvattendrag,
- försämrad brunnsvattenkvalitet vid inträngning av ytligt vatten, ofta i samband med undermålig brunnskonstruktion,
- att om vattenuttag eller annan bortpumpning av grundvatten upphör kan konstruktioner som anpassats till en lägre grundvattennivå påverkas; exempelvis kan källare vattenfyllas, vägar och andra konstruktioner tryckas upp och avloppsnät vattenfyllas, samt
- att förhöjda grundvattennivåer kan skada terrestra ekosystem, bl.a. genom att träd dör när rotandning förhindras.

Metoder för bedömning av grundvattnets kvantitativa tillstånd

Den generella metodiken för att beskriva tillstånd respektive påverkan är svår att tillämpa när det gäller grundvattennivå. Orsaken är främst att grundvattennivån styrs av väderleksförhållanden som nederbörd, torka och långvarig kyla samt av grundvattenmagasinets hydrauliska egenskaper och terrängläge. Det är svårt att uttrycka tillstånd och grad av påverkan för grundvattennivåns läge under markytan i absoluta tal. Särskilt tydligt är detta i isälvsavlagringar, där grundvattenytans läge under markytan i mycket hög grad beror på terrängläget samt avlagringens mäktighet, utbredning och hydrauliska egenskaper. Effekternas omfattning är inte heller alltid direkt kopplade till storleken på förändringen. Ett exempel är att även ett litet inläckage i en bergtunnel kan dränera lerlager vilket kan orsaka sättningar och skador på byggnader, vägar och annan infrastruktur.

I följande avsnitt presenteras sex olika metoder för att bedöma grundvattnets kvantitativa tillstånd och grad av påverkan:

1. bedömning om grundvattenuttag överskrider grundvattenbildning,
2. bedömning av naturlig grundvattennivå i olika delar av landet,
3. bedömning av om enstaka observationer av grundvattennivån ligger inom naturligt variationsmönster,
4. bedömning av grundvattenmagasinets relativa fyllnadsgrad och sannolikheten för att grundvattennivån vid annat tillfälle ligger högre respektive lägre än vid mätningen,
5. bedömning av förändringar i t.ex. källflöden, artsammansättning i våtmarker m.m. och
6. analys av tidserie för bedömning av påverkan på grundvattennivån (förutsätter tillgång till referensdata från tidigare tidsserier).

Bedömning om grundvattenuttag överskrider grundvattenbildning

Om grundvattenuttaget långsiktigt överskrider den mängd grundvatten som nybildas så kommer grundvattennivåerna sjunka. I många fall saknas en god övervakning av grundvattennivåerna i grundvattenmagasin som används för grundvattenuttag. En första ansats för att bedöma om grundvattenuttaget är långsiktigt hållbart är att upprätta en vattenbalans. Vattenbalansen som upprättas för ett grundvattenmagasin tar med de olika processer som tillför vatten till magasinet respektive bortför grundvatten från magasinet. Först måste grundvattenmagasinets utsträckning och tillrinningsområde

bestämmas. Därefter inventeras pågående grundvattenuttag. För större uttag, som t.ex. kommunala vattenuttag eller uttag för bevattning, samlas uppgifter om vattenuttagens storlek in. För mindre grundvattenuttag, främst brunnar för enskild vattenförsörjning, kan uttagsmängden uppskattas utifrån hur brunnen används, för permanent- eller fritidsboende, antal personer i hushållet etc. Förutom genom de mänskliga uttagen eller avledningen av grundvatten avrinner grundvattnet även naturligt. När pågående mänskliga uttag inventerats mäts även avrinningen i eventuella källor och en bedömning görs om grundvatten tillförs våtmarker eller ytvattendrag och sjöar. Sedan summeras alla flöden ut ur magasinet dvs. alla mänskliga uttag och alla naturliga utflöden⁵.

I en naturmiljö ger avrinningen eller nettonederbörden ett grovt mått på grundvattenbildningen i ett område. Grundvattenbildningen varierar bl.a. beroende på jordart. Beräkningar har tagits fram för grova jordar, finkorniga jordar och moränjordar⁶. Dessa beräkningar, som utgår från den uppmätta avrinningen i avrinningsområden, indikerar att grundvattenbildningen i grovkorniga jordarter är ungefär 10–20 % större än i morän medan den i områden med finkorniga jordarter är ca 5 % lägre än i morän.

Avrinningen (*runoff*, R) är det som återstår av nederbörden (*precipitation*, P) efter att en viss del har avgått som avdunstning (*evaporation*, E) eller tagits upp av växtligheten för att sedan avdunsta från bladtytor (*transpiration*, T). Tillsammans kallas dessa processer som återför vattenånga till atmosfären evapotranspiration (ET). Den mängd av nederbörden som återstår efter evapotranspiration kallas ofta effektiv nederbörd eller nettonederbörd.

En vattenbalansekvation kan ställas upp enligt följande:

$$R = P - ET$$

(avrinning = nederbörd – evapotranspiration)

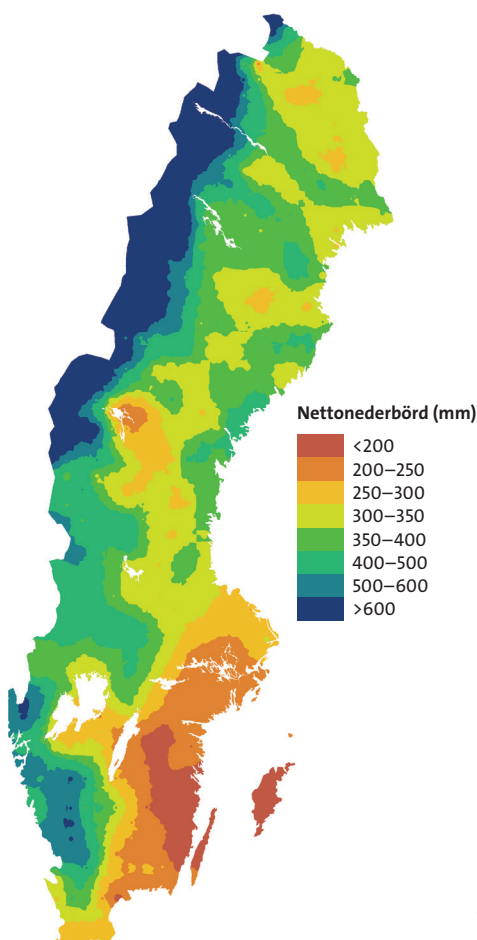
Denna gäller om den tidsperiod som studeras är så lång så att tillfälliga variationer i nederbörd och temperatur, vattenuttag eller hur mycket vatten som finns lagrat som snö, markvatten eller grundvatten inte spelar någon roll. I många fall kan avrinningen (R) antas ungefär motsvara grundvattenbildningen (*recharge*). Detta gäller dock inte om en stor del av nederbörden faller på sjöytor eller avrinner på markytan utan att tillföras grundvattnet. Ytavrinning är relativt ovanligt i Sverige men när man ska bedöma hur mycket vatten som tillförs ett grundvattenmagasin kan det vara nödvändigt att försöka bedöma om vatten från t.ex. dikade åkerområden i någon mån bidrar till grundvattenmagasinet eller om allt vatten som infiltrerar förs bort i dikessystemet.

Även om grundvattenbildningen varierar beroende på lokala förhållanden, kan översiktliga kartor användas för att grovt bedöma den långsiktiga grundvattenbildningen i naturområden. Det bör observeras att förutom mer tillfälliga svängningar i vädret kan klimatförändringar påverka grundvattenbildningen långsiktigt⁷. I figur 3 visas nettonederbörden som ett mått på grundvattenbildningen i Sverige.

Enheten för årlig grundvattenbildning (mm/år) kan också uttryckas som liter per kvadratmeter och år för att underlätta beräkningen av den totala grundvattenbildningen i ett visst område.

När grundvattenförekomster förstärks med konstgjord grundvattenbildning för att öka möjligheten till större uttag ur vattentäkterna, eller då uttag ur vattentäkterna medför inducerad grundvattenbildning, bör dessa tillskott tas med i beräkningarna. Vid bassänginfiltration är detta lätt, men då en vattentäkt utnyttjar vatten som infiltreras från ett ytvattendrag eller sjö genom inducerad infiltration är det svårare att uppskatta hur mycket vatten som tillförs ett grundvattenmagasin.

Det kan vara värdefullt att upprätta en vattenbalans även i urbana miljöer för att avgöra hur stor risken är t.ex. vid grundvattenbortledning i samband med undermarksarbeten. I den urbana miljön är den naturliga grundvattenbildningen normalt kraftigt minskad beroende på att nederbördsvattnet inte kan infiltrera genom de hårdgjorda ytorna utan istället förs bort i dagvattensystem. För Stockholms innerstad har den årliga grundvattenbildningen beräknats till ca 40 mm⁸. Stadsmiljön är också speciell så till vida att läckage från vatten- och avloppsledningar signifikant kan bidra till vattenbalansen.



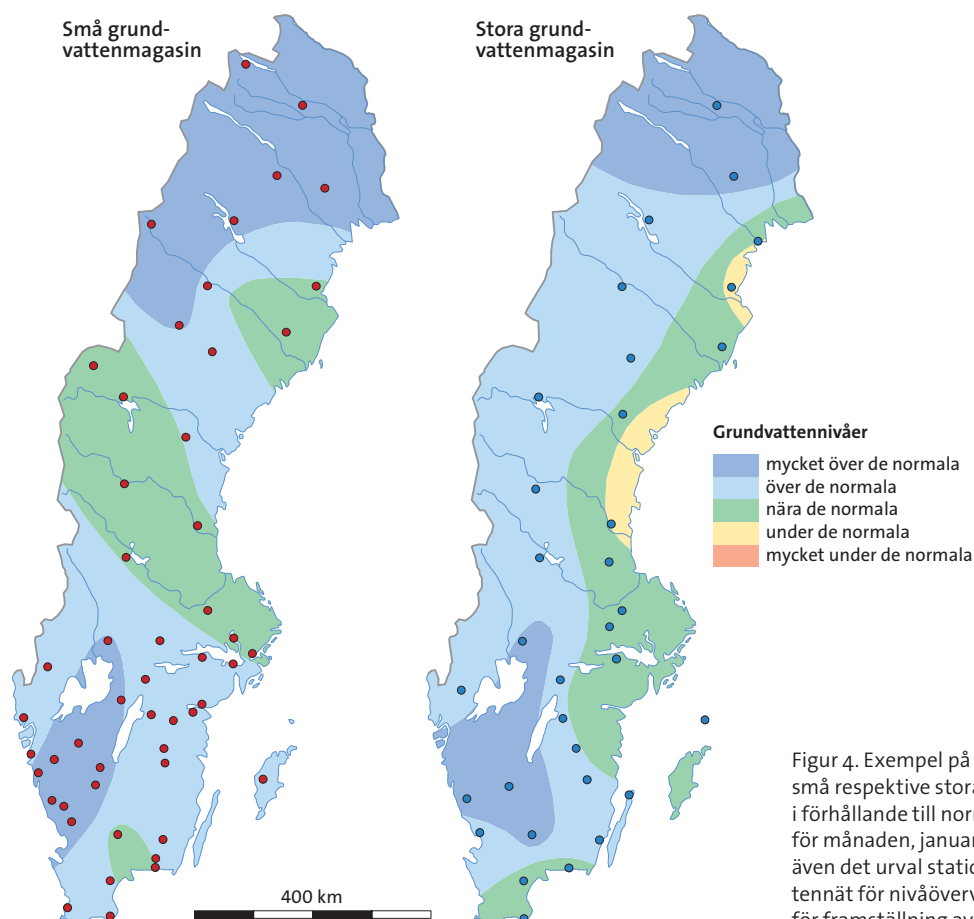
Figur 3. Översiktlig bild av den årliga medelnettonnederbörden i Sverige för perioden 1961–90 efter data från SMHI. Nettonnederbörden är den del av nederbörden som inte tas upp av växterna eller avdunstar och motsvarar således ungefär avrinningen eller grundvattenbildningen i området

Tabell 43. Bedömning av risk för påverkan vad avser grundvattnets kvantitativa tillstånd med utgångspunkt från hur stor del av grundvattenbildningen som används för uttag (vattenbalansberäkning).

Klass	Uttagens andel av grundvattenbildningen %	Risk för påverkan	Kommentar
1	< 10	Ingen eller obetydlig	Sannolikt utan betydelse förutom för att upprätthålla markstabiliteten i känsliga områden.
2	10 - 20	Måttlig	Av betydelse för grundvattenomsättning,* men sannolikt acceptabel om inte skyddsobjekt som markstabilitet, våtmarker etc påverkas negativt
3	20 - 50	Påtaglig	
4	50 - 90	Stark	Stor betydelse för grundvattenomsättning* och med stor risk att negativt påverka ev utflöde till våtmarker och även ytvattensystem.
5	≥90	Mycket stark	Mycket hög utnyttjandegrad med mycket stor betydelse för grundvattenflöden* och som riskerar att ge negativa konsekvenser om inte omfattande kontroll av uttag och grundvattennivåer genomförs. Eftersom uttag över 100 % av grundvattenbildningen inte är långsiktigt hållbar krävs ett mycket bra underlag vid vattenbalansberäkningen.

* Uttag som görs i anslutning till de naturliga utflödespunkterna innebär dock normalt mindre påverkan på grundvattenmagasinet även om anslutande våtmarker och även ytvattendrag kan påverkas.

I områden där grundvattenbildningsområdet till en grundvattentäkt (eller annan bortledning av grundvattnet) genom hydrogeologiska undersökningar har kunnat bestämmas kan tabell 43 användas för en första bedömning av risken för påverkan vid grundvattenuttag. Tabellen gäller uttag ur större magasin. I små magasin med begränsad lagringsförmåga måste hänsyn tas till årstidsvariationen i grundvattenbildning och uttag. Exempel på sådana områden är kustområden med risk för saltvatteninträngning.



Figur 4. Exempel på SGUs månadscharta för små respektive stora grundvattenmagasin i förhållande till normalnivån (medelnivån) för månaden, januari 2012. I figuren visas även det urval stationer i SGUs grundvattennät för nivåövervakning som används för framställning av månadschartan.

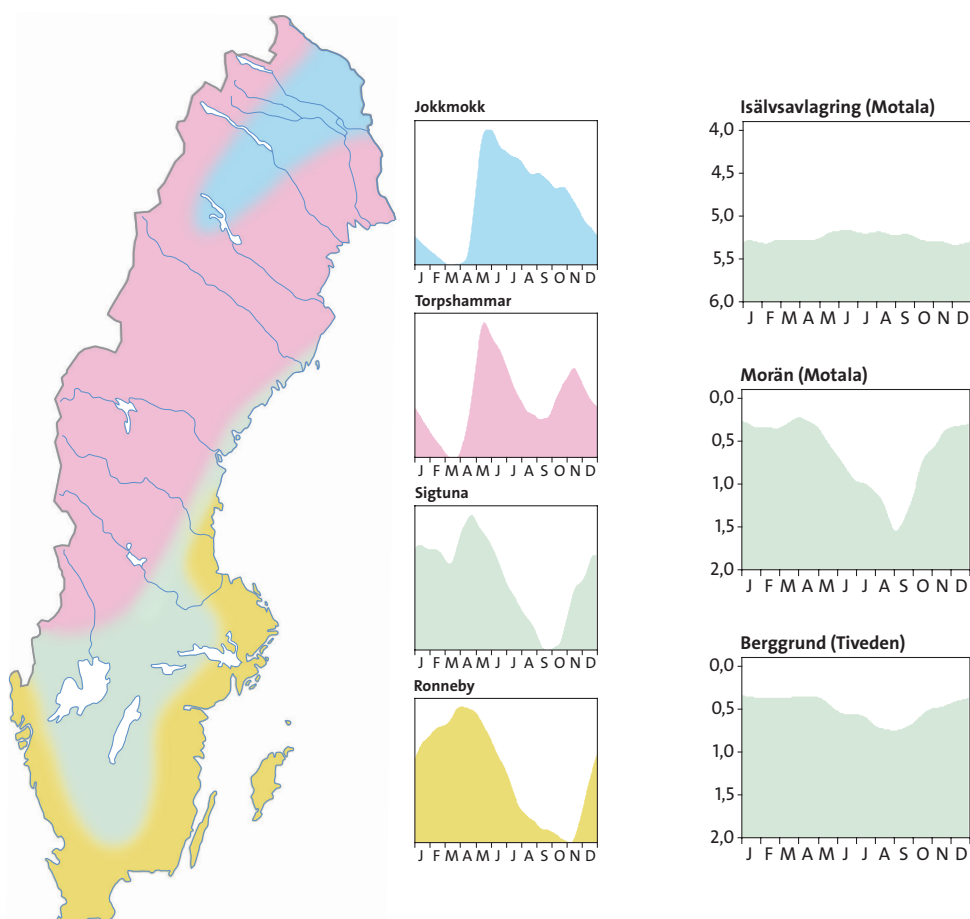
Tabell 44. Grundvattennivåns avvikelse från normalnivå för månaden i små grundvattenmagasin för olika klasser i SGUs månadscharta.

Klass enligt månadschartan	Små magasin Avvikelse, meter
Mycket över de normala	>0,5
Över de normala	0,2 till 0,5
Nära de normala	–0,2 till 0,2
Under de normala	–0,5 till 0,2
Mycket under de normala	≤0,5

Bedömning av naturlig grundvattennivå

SGU tillhandahåller tidsseriedata över naturliga grundvattenfluktuationer. Områden med ett urval av pågående mätningar av grundvattennivå framgår av figur 4. Det ursprungliga syftet med SGUs grundvattennät var att studera tidsmässiga variationer i grundvattnets mängd och beskaffenhet i förhållande till geologi, topografi och klimat – dels för referensändamål och prognoser, dels för miljökontroll och vattenresursberäkningar. Mätningar av grundvattennivåvariationer inom SGUs grundvattennät påbörjades 1966, sedan dess har antalet mätstationer varierat. Idag mäts grundvattennivåerna två gånger i månaden vid ca 330 stationer (vanligen grundvattenrör). Stationerna är grupperade inom ca 70 områden i Sverige (figur 4). Kontinuerliga mätningar med automatisk mätning och registrering pågår för närvarande vid tre stationer.

För översiktlig bedömning av den naturliga grundvattennivån vid olika tidpunkter kan de kartor över grundvattensituationen som framställs av SGU för små respektive stora grundvattenmagasin användas (figur 4). Dessa månadschartor har tagits fram sedan mitten av 1980-talet och publiceras för



Figur 5. Till vänster visas typiska grundvattenregimer, dvs. grundvattennivåns normala årsvariation för små grundvattenmagasin i olika delar av Sverige. Till höger visas grundvattenregimer i olika grundvattenmiljöer, men inom ett begränsat geografiskt område. Överst en regim i ett större magasin som utgörs av isälvssand och grus. Därunder en regim i ett moränmagasin. Båda magasinerna i Motalaområdet. Den undre regimen är hämtad från Tivedenområdet och visar ett slutet bergmagasin.

närvarande i SGUs nyhetsbrev *Grundvatten*, som finns tillgängligt på SGUs webbplats.

De naturliga variationerna i grundvattennivån skiljer sig åt mellan olika miljöer. I morän liksom i vanligt urberg (små magasin i SGUs månadskartor) är skillnaden mellan högsta och lägsta nivå under året normalt 1–3 m medan nivån i isälvssavlagringar (stora magasin i SGUs månadskartor) endast varierar med några tiotal centimeter under året.

När det gäller grundvattennivåns avvikelse från det normala för respektive månad visar tabell 44 ungefärliga värden för den klassindelning som används i SGUs månadskarta för små magasin (se teckenförklaringen i figur 4). För stora magasin är skillnaden mindre.

Bedömning av om nivådata ligger inom naturlig variation

Grundvattenytan fluktuerar under naturliga förhållanden med både inomårs- och flerårsvariationer beroende på väderleksförhållanden. Fluktuationernas storlek och hastighet beror på grundvattenmagasinens hydrauliska egenskaper, terrängläge m.m. Om observationen är gjord i ett inströmningsområde på ett topografiskt krön kan man förvänta sig att grundvattenytan ligger djupare än om observationen kommer från ett utströmningsområde.

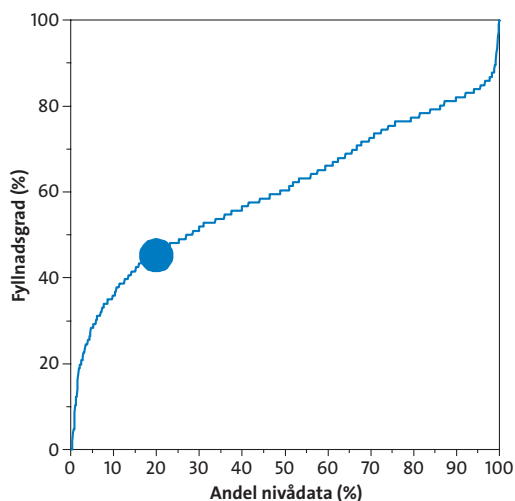
Typiska årstidsvariationer för grundvattennivån för den ytmässigt mest typiska grundvattenmiljön, morän, visas i figur 5, för olika delar av Sverige. De vänstra kurvorna avser förhållandena för i första

hand normala moränjordar i ett topografiskt normalläge (dvs. vare sig uppe på toppen av höjder eller längst nere i utströmningsområden som dalbottnar eller utmed stränder till sjöar och vattendrag). Kurvorna grundar sig på ett urval av mätserier från SGUs grundvattennät. Vid bedömning av observerad grundvattennivå relativt dessa kurvor måste flera olika faktorer beaktas. Typkurvorna avser morän, men kurvornas fluktuationsmönster överensstämmer i stort med dem i urberg och i viss mån med dem i mindre svallandsavlagringar. Figur 5 visar medelregimen i ett öppet moränmagasin i Motalaområdet, vilken kan jämföras med medelregimen i ett slutet bergmagasin i det närbelägna Tivedenområdet. Regimerna är desamma, men amplituden är mindre i berggrundvattnet. Om en observation är gjord i en isälvsavlagring är moränkurvorna inte användbara att jämföra med eftersom förhållandena i en isälvsavlagring, med normalt större djup till grundvattenytan och betydligt mindre fluktuationer, är annorlunda; något som också framgår av figur 5.

Vid bedömningen måste hänsyn även tas till väderleksförhållandena den närmaste tiden före observationstillfället. Avvikelser från normala väderleksförhållanden ger också avvikelser från den långtidsbaserade nivåregimkurvan. En låg grundvattennivå under en torrperiod är med stor sannolikhet naturlig medan en låg nivå under ett våtår antagligen har en antropogen förklaring. För att bedöma om en uppmätt nivå är låg av naturliga orsaker eller av antropogen påverkan fordras en serie mätningar eller andra observationer, som t.ex. att en tidigare ständigt flödande källa har sinat.

Bedömning av grundvattenmagasinets fyllnadsgrad

Ofta behövs en bedömning av om grundvattennivån är nära den maximala möjliga nivån i ett grundvattenmagasin. Ett exempel är vid anläggning av enskilda avloppsanläggningar med markinfiltration. I detta fall måste avståndet mellan infiltrationsytan och grundvattenytan alltid vara minst en meter för att uppnå tillräcklig minskning av smittämnen innan det infiltrerande vattnet når grundvattnet. Med fyllnadsgrad avses var grundvattennivån vid ett tillfälle befinner sig i förhållande till den lägsta och högsta nivån inom magasinet under en längre observationsperiod (flera år), dvs. inom grundvattennivåns naturliga fluktuationszon. Om grundvattennivån är vid maximinivån antas fyllnadsgraden vara 100 procent och vid miniminivån antas fyllnadsgraden vara noll procent. I figur 6 visas ett exempel. Observera att grundvattenmagasinet inte behöver vara tomt vid fyllnadsgraden noll procent. Ofta finns det djupare nivåer som inte dräneras om man inte aktivt tar ut vatten. Information om fyllnadsgraden vid ett visst tillfälle kan erhållas från SGUs referensstationer. Det är viktigt att jämföra med en referensstation med likartat klimat och hydrogeologi. Information om fyllnadsgraden kan kombineras med uppgifter om grundvattenytans variation avseende olika jordarter och terränglägen för att få en



Figur 6. Punkten i diagrammet visar förhållandena vid SGUs station 3:1 den 15 mars 2010. Vid detta tillfälle var magasinet fyllt till ca 45 %, dvs. till strax under mitten på grundvattnets fluktuationszon. Vid ungefär 20 % av de totalt 1330 mätningarna som utförts vid denna station har grundvattennivån varit lägre, dvs. magasinet har varit mindre fyllt. Vid 80 % av mättillfällena har nivån varit högre. Detta innebär också att om grundvattennivån skulle mätas vid ett annat slumpvis valt tillfälle så är det ca 80 % sannolikhet att grundvattennivån skulle ligga högre. Av figuren framgår även att de riktigt höga respektive låga nivåerna förekommer relativt sällan.

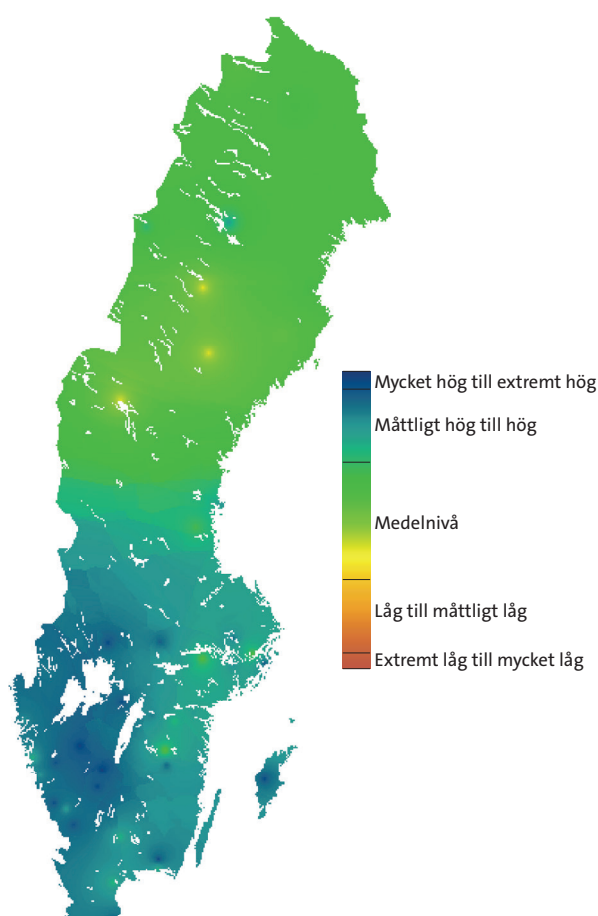
uppskattning av hur mycket högre respektive lägre grundvattenytan kan befinna sig. Eftersom beräkningen är osäker finns anledning att lägga på ytterligare säkerhetsfaktorer⁹.

Det är också möjligt att för ett visst tillfälle få information om hur ofta grundvattennivån är högre respektive lägre än den aktuella nivån (dvs. x-axeln i figur 6). Detta ger en bestämning av sannolikheten att grundvattennivån vid ett slumpvis tillfälle är högre eller lägre än den uppmätta nivån. För varje SGU-station (i små magasin) har frekvensen av uppmätta nivåer som är *lägre* än vid det aktuella mät-tillfället beräknats. Dessa s.k. percentilvärden är inte beroende av variationer i grundvattenmagasinets porstorleksfördelning (dränerbar porositet) i olika skikt på den plats som mätningen genomförts och kan därför generaliseras över större områden. Percentilvärdena har översatts till ett intervall av fyllnadsgrader som skapats från en medelvärdesberäkning från alla SGUs stationer (i små magasin) vid samma percentilvärde. Dessa intervall används som underlag för kartan över den relativa fyllnadsgraden (figur 7) som publiceras i SGUs nyhetsbrev *Grundvatten*, vilket finns tillgängligt på SGUs webbplats. Kartan visar en fyllnadsgrad som baseras på att varje station har en genomsnittlig fyllnadsgradskurva.

Bedömning av förändringar i källflöden, artsammansättning i våtmarker m.m.

Vardagliga iakttagelser av t.ex. källor och vattendrag som torkat ur eller brunnar som sinat kan indikera förändringar i grundvattnets nivåer och flöden¹⁰. Uppgifter från personer som bott länge på en plats kan ge viktig information. Källor som finns upptagna i äldre kartmaterial har ofta torkat ut. En indikator på sänkta grundvattennivåer kan vara att kärr som är beroende av utströmmande grundvatten torkar ut och att det källpåverkade kärrets ofta särpräglade vegetation förändras eller försvinner.

Landhöjningen som pågått alltsedan den senaste nedisningens avslutning har lett till långsamma förändringar av grundvattennivåer i kustområden med torrläggning av allt fler områden. I och med de



Figur 7. Relativ fyllnadsgrad. Kartan visar förhållandena i små grundvattenmagasin i januari 2012.

havsnivåhöjningar som kan väntas bli en följd av klimatförändringarna kan denna utveckling komma att brytas och så småningom förbytas i sin motsats vilket kommer att leda till höjda grundvattennivåer och översvämningar¹¹.

Analys av tidsserie

De angreppssätt som redovisats ovan är som nämnts endast tillämpliga i vissa tydliga situationer. För att kunna bedöma om mänsklig påverkan är orsaken till förändringar i grundvattennivån måste vanligtvis en tidsserie över grundvattennivåns fluktuation finnas för den aktuella platsen före och efter ett ingrepp. Mätserien bör påbörjas minst sex månader före ingreppet och pågå minst lika lång tid efter. Mätningar bör utföras minst var 14:e dag. I områden där förändringar i grundvattennivåer kan ge negativa effekter eller där förhållandena är störda kan nivåerna behöva övervakas mer frekvent och under längre perioder före och efter ett ingrepp. Ofta är det lämpligt att mäta kontinuerligt med hjälp av en logger.

En sådan mätserie kan sedan jämföras med en längre referensserie från en station med liknande geologiska miljö- och klimatförhållanden som vid observationsplatsen. En sådan referensserie kan ofta fås från SGU. I urban miljö är emellertid grundvattennivåerna ofta starkt störda och det kan då vara olämpligt att använda SGUs stationer som referens. Istället kan särskilda referensstationer etableras med samma grundvattenvariationsmönster som området där ingreppet planeras men som är belägna utanför influensområdet. De båda mätserierna kan sedan analyseras med hjälp av olika metoder, t.ex.:

- Plottning av de båda mätserierna i samma figur (grundvattennivå mot observationstid). Eftersom de båda stationerna är belägna i liknande geologisk miljö och klimat bör de samvariera relativt väl under naturliga opåverkade förhållanden. Om samvariationen upphör genom ett förändrat mönster för den lokala grundvattennivån i samband med ett mänskligt ingrepp tyder detta på att det mänskliga ingreppet orsakade förändringen.
- Särskilda metoder för att studera grundvattennivåförändringar finns utvecklade, t.ex. en metodik som möjliggör prognos av högsta eller lägsta grundvattennivå vid en särskild plats^{12,13}. En kortare mätserie (minst tre månader) behövs från observationsplatsen. Den jämförs med en längre referens-tidsserie.
- Det finns andra statistiska metoder som kan användas för att avgöra om två tidsserier samvarierar eller inte. En av dessa är den s.k. *Double-mass*-metoden som grundar sig på plottning av successivt ackumulerade data från en mätserie och jämföra resultatet med motsvarande data från en annan¹⁴. Resultatet blir en linje med viss lutning. Om något inträffar som påverkar den ena mätserien kommer lutningen i diagrammet att förändras.
- En annan metod är att studera förändringar i samvariationen i form av korrelationskoefficienter före och efter ett ingrepp i omgivningen som befaras påverka grundvattennivån¹⁵.
- Grundvattennivåfluktuationer kan även i vissa fall simuleras med hjälp av klimatologiska data och någon av de hydrauliska modeller som existerar. Detta förutsätter dock att modellerna först kan kalibreras mot en opåverkad tidsserie som är så pass lång att den fångar in normala klimatfluktuationer, helst 10–30 år¹⁶.

Gemensamt för ovan nämnda metoder är att de bör tillämpas av specialister inom det hydrogeologiska ämnesområdet. På senare år har dock användarvänliga datorprogram utvecklats. Avgörande för dessa metoders tillämpbarhet är tillgång till dels en kortare mätserie från den aktuella platsen såväl före som efter ingreppet samt dels en längre (helst mer än 10 år) referensmätserie från liknande grundvattenmiljö och region.

Tabell 45. Tillståndsklassning av grundvattnets kvantitativa tillstånd med utgångspunkt från fördelningen av uppmätta grundvattennivåer.

Klass	Tillstånd	Andel av tiden som grundvattennivån är lägre %	Medelfyllnadsgrad %	Kommentar
5H	Extremt hög nivå	>99	>90	Mycket höga grundvattennivåer som förekommer någon gång per år eller mer sällan. Grundvattnet når på många ställen upp till markytan
4H	Mycket hög nivå	95–99	80–90	
3H	Hög nivå	90–95	75–80	Ganska höga nivåer som vanligtvis förekommer under en stor del av året varje år
2H	Måttligt hög nivå	70–90	60–75	
1	Medelnivå	30–70	40–60	Medelnivåer för grundvattnet som vanligtvis dominerar under långa perioder varje år
2L	Måttligt låg nivå	10–30	25–40	Ganska låga nivåer som vanligtvis förekommer under en stor del av året varje år
3L	Låg nivå	5–10	20–25	
4L	Mycket låg nivå	1–5	10–20	Mycket låga grundvattennivåer som förekommer någon gång per år eller mer sällan. Vattenbrist och uttorkning av mindre vattendrag förekommer.
5L	Extremt låg nivå	<1	<10	

Tabell 46. Bedömning av påverkan vad avser grundvattnets kvantitativa tillstånd med utgångspunkt från observerade effekter.

Klass	Observerade effekter	Grad av påverkan
1	Inga observerbara förändringar	Ingen eller obetydlig
2	Mindre förändringar av grundvattennivån under t.ex. en viss årstid	Måttlig
3	Sänkning av grundvattennivån som inte återhämtas under perioder med grundvattenbildning	Påtaglig
4	Säsongsvis påverkan i form av saltvatteninträngning, uttorkning av källor, våtmarker och mindre vattendrag	Stark
5	Stadigvarande påverkan i form av saltvatteninträngning, uttorkning av källor, våtmarker och mindre vattendrag. Sättningar och annan påverkan på grundvattenberoende konstruktioner	Mycket stark

Bedömning av tillstånd och påverkan

Som tidigare nämnts är det svårt att tillämpa samma synsätt när man bedömer grundvattnets kvantitativa tillstånd och påverkan på detta tillstånd som för kvalitativa parametrar. Inte minst det tydliga årstidsberoendet innebär att grundvattenförhållandena på en viss plats kan variera betydligt. Klassningen av tillstånd bygger främst på grundvattenmagasinets relativa fyllnadsgrad medan bedömningen av påverkan utgår från iakttagna förändringar. Grundvattnets kvantitativa tillstånd redovisas i nio klasser enligt tabell 45. Effekten av uttag av grundvatten beror på många faktorer. Mycket små uttag som dränerar lerområden kan medföra omfattande marksättningar som skadar byggnader, ledningar etc. Måttliga uttag i områden med risk för saltvatteninträngning kan likaså ge en stark påverkan. I andra områden med stor tillgång på grundvatten kan stora uttag göras utan negativa effekter. Effekten av ett uttag beror bl.a. på var i grundvattenmagasinet uttaget sker. Om ett stort uttag sker i inströmningsområdet för ett grundvattenmagasin så blir påverkan stor. Om uttaget istället sker i anslutning till t.ex. en källa där utflödet från magasinet sker även under opåverkade förhållanden blir effekterna på magasinet försumbar. Däremot kan påverkan på anslutande ekosystem bli stor, t.ex. i form av torrlagda ytvattendrag. I tabell 46 bedöms påverkan utifrån observerade effekter. Bedömningen avser påverkan från grundvattenuttag och grundvattennivåsänkningar. Påverkan från grundvattennivåhöjningar har inte bedömts.

REFERENSER

Referenserna är indelade efter kapitel och för kapitlet Grundvattnets kvalitet även efter avsnitt. Många av dokumenten är allmänt tillgängliga i pdf-format på internet, detta anges med ”Finns digitalt”. De hänvisningar till webbsidor som ges var giltiga i maj 2012.

Förord

1. Aastrup, M. & Thunholm, B., 2004: Ny typologi för grundvatten? Sötvatten 2004 – Årsskrift från miljöövervakningen. Naturvårdsverket

English Summary

1. Naturvårdsverket, 2000: Environmental quality criteria – Groundwater, Report 5051

Inledning

1. Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Rapport 4915.

Miljömål för grundvatten

1. Naturvårdsverket, 2011: Miljömålen på ny grund. Naturvårdsverkets utökade årliga redovisning av miljö kvalitetsmålen 2011. Rapport 6420. *Finns digitalt*.
2. European Communities, 2009: Common implementation strategy for the water framework directive. Guidance on groundwater status and trend assessment. Guidance document No. 18. *Finns digitalt*
3. McCarthy, J., Maxe, L. & Ojala, L., 2006: Markanvändning i områden med viktiga grundvattenförekomster – indikatorförslag. SGU-rapport 2006:4. *Finns digitalt*.
4. Ojala L., Thunholm B., Maxe L., Persson G. & Bergmark M., 2007: Kan grundvattenmålet klaras vid ändrade klimatförhållanden? – underlag för analys. SGU-rapport 2007:9. *Finns digitalt*.
5. Sundén, G., Maxe, L. & Dahné, J., 2010: Grundvattennivåer och vattenförsörjning vid ett förändrat klimat. SGU-rapport 2010:12. *Finns digitalt*.
6. Lörmyr L., 2010: Skånes grundvattenresurser ur ett klimatperspektiv. Länsstyrelsen i Skåne rapport 2010:2. *Finns digitalt*.

Bedömningsgrunder grundvatten

1. Thulin, B. & Hahn, H.J., 2008: Ecology and living conditions of groundwater fauna. SKB TR-08-06. *Finns digitalt*.
2. Laaksoharju, M., Smellie, J., Tullborg, E.-L., Gimeno, M., Molinero, J., Gurban, I. & Hallbeck, L., 2008: Hydrogeochemical evaluation and modelling performed within the Swedish site investigation programme. Applied Geochemistry 23, 1761–1795.
3. Statens livsmedelsverk, 2011: Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. LIVSFS 2011:3.
4. Socialstyrelsen, 2005: Ändring i allmänna råden (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten. Kungörelse SOSFS 2005:20 (M) *Finns digitalt*.
5. World Health Organization, 2008: Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition incorporating the first and second addenda. Volume 1. Recommendations. *Finns digitalt*.
6. Valett, H.M. & Sheibley, R.W., 2009: Groundwater and Surface Water Interaction. Biogeochemistry of Inland Waters;pp 95-106. Encyclopedia of Inland Waters. Ed. G.E. Likens.

7. Naturvårdsverket.Handledning för miljöövervakning. Naturvårdsverkets webb-plats. *Finns digitalt*.
8. Svenska geotekniska föreningen, 2004: Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar. SGF Rapport 1:2004. *Finns digitalt*.
9. International Organization for Standardization. 2009: Water quality – Sampling – Part 11: Guidance on sampling of groundwaters. ISO 5667-11:2009.
10. Naturvårdsverket, 2009: Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. NV Rapport 5977. *Finns digitalt*.
11. Naturvårdsverket, 2009: Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. NV Rapport 5976. *Finns digitalt*.

Indelning i tillståndsklasser och bedömning av påverkan

1. Hinsby, K., Condesso de Melo, T. M. & Dahl, M., 2008: European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. Science of the Total Environment 401 (2008) 1–20
2. Griffioen, J., van Helvoort, P-J., Edmunds, M., Wendland, F., Jongbloed, R., van der Wal, J-T., Holthaus, K., van der Grift, B., Gerritse, J., Jeannot, R., Kalevi, K., Gustafsson, J., Witzak, S., Kania, J. & Rozanski, K., 2006: BRIDGE. Background criteria for the identification of groundwater thresholds. Deliverable 7: State-of-the-art knowledge on behaviour and effects of natural and anthropogenic groundwater pollutants relevant for the determination of groundwater thresholds values. Final reference report.
3. Aastrup, M., Lewin Pihlblad, L. & McCarthy, J., 2010: Screening av miljögifter i grundvatten – sammanställning av undersökningar gjorda 2003-2009. Rapport till Naturvårdsverket. SGU-rapport 2010:14. *Finns digitalt*.
4. Länsstyrelsen Dalarnas län, Miljövårdsenheten, 2008: Organiska miljögifter i grundvatten, Rapport 2008:13, ISSN 1654-7691. *Finns digitalt*.

Indelning i regioner och efter typ av provtagningsplats

1. Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Grundvatten. Rapport 4915
2. Bengtsson, M-L & Gustafson, G., 1996: Bedömning av grundvatten utgående från grundvattenmiljöer. CTH, Geologiska institutionen, Publ B426.
3. Stejmar, H., 1996: Bedömning av grundvatten utifrån grundvattenmiljöer, Södermanland och Östergötland. CTH, Geologiska institutionen, Publ B435.

Grundvattnets kvalitet

Försurning – alkalinitet och pH

1. Naturvårdsverket, 1995: Försurningen i Sverige – Vad vet vi egentligen? – Naturvårdsverket Rapport 4421.
2. Hallgren Larsson, E., Knulst, J. C., Lövblad, G., Malm, G., Sjöberg, K. & Westling, O., 1997: Luftföroreningar i södra Sverige 1985-1995. – IVL Rapport B 1257.
3. Lövblad, G., 1990: Luftföroreningshalter och deposition i bakgrundsluft. – Naturvårdsverket Rapport 3812, 1990:14.
4. Lövblad, G., Andersen, B., Joffre, S., Pedersen, U., Hovmand, M. & Reissell, A., 1992: Mapping deposition of sulphur, nitrogen and base cations in the nordic countries. – Swedish Environmental Research Institute, Report B 1055. *Finns digitalt*.
5. Lövblad, G., Kindbom, K., Grennfelt, P., Hultberg, H. & Westling, O., 1995: Deposition of acidifying substances in Sweden. Ur: Staaf, H & Tyler, G (Red.). Effects of acid deposition and tropospheric ozone on forest ecosystems in Sweden. – Ecological Bulletins 44: 17–34.

6. Karlsson, P. E., Akselsson, C., Hellsten, S. & Pihl Karlsson, G., 2010: Krondroppsnätet – Tidsutveckling för lufthalter, nedfall och markvattenkemi i relation till förändringar av Europas emissioner. IVL Rapport B 1896. *Finns digitalt*.
7. Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Rapport 4915
8. Naturvårdsverket, 2011: Miljömålen på ny grund. Naturvårdsverkets utökade årliga redovisning av miljö kvalitetsmålen 2011. Rapport 6420. *Finns digitalt*.
9. Zetterberg, T., Westling, O. & Moldan, F., 2006: Försurningsepisoder i södra Sverige. Nuvarande omfattning och framtida betydelse. IVL Rapport B1676. *Finns digitalt*.
10. Laudon, H., Westling, O., Poléo, A.B.S. & Vøllestad, L.A., 2001: Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket. Rapport 5144. *Finns digitalt*.
11. Naturvårdsverket, 2007: Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket Rapport 5766. *Finns digitalt*.
12. Maxe, L. & Thunholm, B., 2005: Förändringar i grundvattnets kemi under 30 år. SGU-rapport 2005:15. *Finns digitalt*.
13. Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder. Skogslandskapet. NV Rapport 4917
14. Sohlenius, G., 2011: Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? SGU-rapport 2011:12. *Finns digitalt*.
15. Höglund, L.O. & Fröberg, G., 2004: MiMi Light- en populärvetenskaplig sammanfattning av MiMi-programmets forskning kring efterbehandling av gruvavfall. MiMi Rapport 2004:8. *Finns digitalt*.
16. Mossmark, F., Hultberg, H. & Ericsson, L. O., 2008: Recovery from groundwater extraction in a small catchment area with cristalline bedrock and thin soil cover in Sweden. Science of the Total Environment (404) 2008 253–261.
17. Fölster, J., 2006: Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Institutionen för Miljöanalys. SLU. *Finns digitalt*.

Syre och redoxförhållanden

1. Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Rapport 4915
2. Hutchinson, G.E., 1957: A Treatise on Limnology. Volume 1. John Wiley & Sons, Inc. 1015 pp
3. Drever, J. I., 1997: The Geochemistry of Natural Waters – Surface and groundwater environments. 3ed. Prentice Hall, New Jersey.
4. World Health Organization, 2008: Guidelines for Drinking-water Quality Third edition. Incorporating the first and second addenda. Vol1. Recommendations. *Finns digitalt*.
5. USGS, 1998: Correction factors for oxygen solubility and salinity. U.S. Geological Survey TWRI Book 9. *Finns digitalt*.

Oxiderbarhet, färg och turbiditet

1. Young, W.F., Horth, H., Crane, R., Ogden, T. & Arnott, M., 1996: Taste and threshold concentrations of potential potable water contaminants. Water Research. Vol. 30, No. 2. pp 331–340.
2. Bishop, K., Seibert, J., Köhler, S. & Laudon, H., 2004: Resolving the Double Paradox of rapidly mobilized old water with highly variable responses in runoff chemistry Hydrological Processes. 18:185–189.
3. Sonesten, L., 2010: Brunifiering av våra vatten. I Havet 2010. Om miljötillståndet i svenska havsområden. Naturvårdsverket & Havsmiljöinstitutet. *Finns digitalt*.
4. Löfgren S, Gustafsson J.-P. & Bringmark L., 2010: Decreasing DOC trends in soil solution along the hill slopes at two IM sites in southern Sweden - geochemical modeling of organic matter solubility during acidification recovery. Science of The Total Environment 2010; 409: 201–210.
5. Löfgren S & Zetterberg T., 2011: Decreased DOC concentrations in soil water in forested areas in southern Sweden during 1987–2008. Science of The Total Environment 2011; 409: 1916–1926.
6. Clark, J.M., Bottrell, S.H., Evans, C.D., Monteith, D.T., Bartlett, R., Rose, R., Newton, R.J. & Chapman, P.J., 2010: The importance of the relationship between scale and process in understanding

- long-term DOC dynamics. *Science of The Total Environment* 2010; 408: 2768–2775.
7. Erlandsson, M., Cory, N., Fölster, J., Köhler, S., Laudon, H., Weyhenmeyer, G.A. & Bishop, K., 2011: Increasing Dissolved Organic Carbon Redefines the Extent of Surface Water Acidification and Helps Resolve a Classic Controversy. *Bioscience* 61(8): 614–618.
 8. Socialstyrelsen, 2006: Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar. *Finns digitalt*.
 9. Sveriges geologiska undersökning, 2007: Normbrunn –07. Att borra för energi och vatten – en vägledning. *Finns digitalt*.

Salt – klorid, sulfat och elektrisk konduktivitet

1. Gustafsson, M.E.R. & Franzen, L.G., 1999: Inland transport of marine aerosols in Southern Sweden. *Atmospheric Environment* 34 (2000) 313–325
2. Gustafsson, M.E.R. & Hallgren Larsson, E., 2000: Spatial and Temporal Patterns of Chloride Deposition in Southern Sweden. *Water, Air & Soil Pollution Vol 124, No 3–4*, pp 345–369
3. IVL, 2012: Markvattenmätningar, kemi. *Finns digitalt*.
4. Lång, L-O, Olofsson, B., Mellqvist, E., Ojala, L., Maxe, L. & Thorsbrink, M., 2006: Miljömålsuppföljning av grundvatten i kustområden – statusbeskrivning och diskussionsunderlag. *Finns digitalt*.
5. Maxe, L. & Thunholm, B., 2007: Områden där grundvattennivån är av särskild betydelse för vattenkvalitet, markstabilitet eller ekosystem. SGU-rapport 2007:20. *Finns digitalt*.
6. Clarke, N., Fuksová, K., Gryndler, M., Lachmanová, Z., Liste, H-H., Rohlenová, J., Schroll, R., Schröder, P. & Matucha, M., 2009: The formation and fate of chlorinated substances in temperate and boreal forest soils. *Environ Sci Pollut Res* 16:127–143
7. Svensson, T., Laturus, F., Sandén, P. & Öberg, G., 2007: Chloroform in runoff water – a two-year study in a small catchment in Southeast Sweden. *Biogeochemistry* 82:139–151
8. Elfström Broo, A., Berghult, B. & Hedberg, T., 1997: Copper corrosion in drinking water distribution systems – the influence of water quality. *Corrosion Science*. Vol 99; No 6; 1119–1132
9. Sveriges geologiska undersökning, 2007: Normbrunn –07. Att borra för energi och vatten – en vägledning. *Finns digitalt*.
10. Löfgren, S., 2000: Vägsaltets effekter på mark- och vattenkemin i små skogsområden i sydöstra Sverige. Vägverkets publikation 2000:35. *Finns digitalt*.
11. Thunqvist, E-L., 2004: Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the Total Environment*. Vol 325 (2004) pp 29–37
12. Maxe, L., 2001: Sources of Major Chemical Constituents in Surface Water and groundwater of Southern Sweden. *Nordic Hydrology*. Vol 32 (2) , pp 115–134
13. Ripa, M., Lax, K., Maxe, L. & Persson, L., 2007: Multidisciplinär geovetenskaplig studie av små till medelstora gruvdeponier. SGU-rapport 2007:6. *Finns digitalt*.
14. Fröberg, G. & Höglund, L.O., 2004: MiMi Light. En populärvetenskaplig sammanfattning av MiMi-programmets forskning kring efterbehandling av gruvavfall. MiMi Rapport 2004:8. *Finns digitalt*.
15. Sohlenius, G., 2011: Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? SGU-rapport 2011:12. *Finns digitalt*.

Kväve –nitrat, nitrit och ammonium

1. Naturvårdsverket, 2008: Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Ny reviderad version. Naturvårdsverket Rapport 5840. *Finns digitalt*.
2. Löfgren, S. (ed.) 2011: Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 2009. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:20.
3. Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N. & Bemment, C.D., 2008: Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research* 42 (2008) 4215–4235
4. Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsch, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2010:

- Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2009. Teknisk rapport, 2010. *Finns digitalt*.
5. Rindeskog, S., 2009: Tunnelvatten – Miljöeffekter och åtgärder. Botniabanan AB. *Finns digitalt*.
 6. Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Torstensson, G. (2008): Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Naturvårdsverket Rapport 5823. *Finns digitalt*.
 7. IVL, 2012: Markvattenmätningar, kemi. *Finns digitalt*.
 8. Miljöförvaltningen i Stockholm stad, 2004: Grundvatten i Stockholm. Rapport skriven av SWECO VIAK på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholms stad. *Finns digitalt*.
 9. Appelo, C.A.J. & Postma, D., 1994: Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema Rotterdam/Brookfield

Järn, mangan och aluminium

1. Socialstyrelsen & Karolinska institutet, 2009: Miljöhälsorapport 2009. *Finns digitalt*.
2. Ljung, K., Vahter, M. & Berglund, M., 2007: Manganese in drinking water. Institutet för miljömedicin. Karolinska institutet. IMM-rapport 1/2007. *Finns digitalt*.
3. Fölster, J., 2006: Bedömningsgrunder för förorening i sjöar och vattendrag. Institutionen för Miljöanalys. SLU. *Finns digitalt*.
4. Giblin, A. E., 2009: Iron and Manganese. Biogeochemistry of Inland Waters, pp 368–377 Encyclopedia of Inland Waters. Ed. Gene E. Likens. Elsevier.
5. Sohlenius, G., 2011: Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? SGU-rapport 2011:12. *Finns digitalt*.

Arsenik och uran

1. SGU, 2005: Mineralmarknaden, Tema: arsenik. SGU Per. publ. 2005:4. *Finns digitalt*.
2. Ek, B-M, Thunholm, B., Östergren, I., Falk, R. & Mjönes, L., 2007: Naturlig radioaktivitet, uran och andra metaller i dricksvatten. SGU- rapport 2007:13. *Finns digitalt*.
3. Åström, M.E., Peltola, P., Rönnback, P., Lavergren, U., Bergbäck, B., Tarvainen, T., Backman, B. & Salminen, R., 2009: Uranium in surface and groundwaters in Boreal Europe Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 2009; v. 9; p. 51–62
4. Ahlquist, M., Ranelycke, C. & Persson, K.M., 2007: Uranrening av dricksvatten. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2007-12.
5. Edsfieldt, C., 2001: The radium distribution in some Swedish soils and its effect on radon emanation. Doctoral Thesis. Dept. Of Civil and Environmental Engineering. Royal Institute of Technology.
6. Socialstyrelsen, 2005: Ändring i allmänna råden (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten. Kungörelse SOSFS 2005:20 (M) *Finns digitalt*.
7. Nordbäck, J., Tiberg, C. & Lindström, Å., 2004: Karaktärisering av kisaska. Kiskaskeförorenade områden i Sverige. SGI Varia 550. *Finns digitalt*.
8. Lavergren, U., Åström, M.E., Falk, H. & Bergbäck, B., 2009: Metal dispersion in groundwater in an area with natural and processed black shale – Nationwide perspective and comparison with acid sulfate soils. Applied Geochemistry 24 (2009) 359–369
9. Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2005: Undersökningar och fördjupad riskbedömning av Rödfyrshögar inom Falbygden, Västra Götalands län. Etapp 3. *Finns digitalt*.

Bly, kadmium och kvicksilver

1. Europeiska miljöbyrån, 2010: Indikator: Heavy metal emissions. *Finns digitalt*.
2. Aastrup, M., Johnson, J., Bringmark, E., Bringmark, L. & Iverfeldt, Å., 1991: Occurrence and Transport of Mercury within a small Catchment Area, Water, Air and Soil Pollution 56: 155–167, 1991
3. SGU, 2006: Mineralmarknaden. Tema: Bly. Per. publ 2006:1. *Finns digitalt*.