

UTSLÄPP TILL YTVATTEN FRÅN GRUVVERKSAMHET

En handbok för beskrivning av påverkan på ytvatten

*I samarbete med Boliden, Havs- och Vattenmyndigheten, LKAB,
Länsstyrelsen i Västerbotten, Naturvårdsverket, SGU och SveMin*

Författare: Johan Stråndberg, Erik Lindblom, Ann-Sofie Allard, Daniel Edlund,
Karin Eliaeson, Magnus Karlsson, Magnus Rahmberg, Stephan Völley

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2018
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

FÖRORD

I Gruvdialogen där Boliden, Havs- och vattenmyndigheten, LKAB, Länsstyrelsen i Västerbotten, Naturvårdsverket, SGU och SveMin deltar är det långsiktiga målet att förbättra miljöprövningen av svenska gruvor. Deltagande organisationer är överens om att en förbättrad miljöprövning leder till förbättrad planeringsmöjlighet för industrin, bättre uppfyllande av industrins kunskapskrav och förenklad myndighetshandläggning; sammantaget ett bättre gemensamt resursutnyttjande och kortare ledtider. För att detta ska uppnås krävs både en större förståelse för och anpassning till respektive aktörers roller, behov och agerande i miljöprövningsprocessen samt en gemensam syn på nödvändig och rimlig omfattning på inlämnat beslutsunderlag i en prövningsprocess enligt miljöbalken. Förstudien i Gruvdialogen pekade ut utsläpp till vatten som ett sakområde som återkommer i samtliga gruvprövningar och som fram till idag ofta är föremål för frågor och kompletteringskrav från granskande myndigheter.

Den här handboken ger ett underlag till hur en beskrivning av ett framtida utsläpp till ytvatten från gruvverksamhet kan tas fram. Gruvdialogen avser att följa upp hur tillämpbar handboken bedöms vara i konkreta fall och därefter utvärdera om den behöver revideras och eventuellt utvecklas ytterligare. Handbokens rekommendationer är inte rättsligt bindande. Att verksamhetsutövaren följer handboken är ingen garanti för att granskande myndigheter inte kommer att ha synpunkter på underlaget i ett enskilt mål. Det är alltid en bedömning i det enskilda fallet som måste göras. Likaså är det tänkbart att syftet med utsläppsbeskrivningen och miljökonsekvensbeskrivningen kan uppnås på annat vis eller med andra metoder än de som handboken föreslår.

INNEHÅLL

1. INLEDNING	6
1.1 Handbokens syfte och målgrupp	6
1.2 Läsanvisningar	8
1.3 Avgränsningar och definitioner	9
1.4 Introduktion till den svenska miljöprovningen	10
1.5 Introduktion till den svenska vattenförvaltningen	12
2. ARBETSPROCESS	14
2.1 Inledande utredningar	16
2.2 Utredningsstrategi	17
2.3 Fördjupade utredningar	18
2.3.1 Bestämning av tillförda ämnen via utsläppet	18
2.3.2 Bestämning av framtida halt	18
2.3.3 Bestämning av toxiska effektnivåer	18
2.4 Rapportering och avstämningar	19
2.5 Metoder för beskrivning av osäkerheter	19
2.5.1 Slumpmässiga fel samt variationer i tid och rum	19
2.5.2 Förändringar över tid	20
2.5.3 Systematiska fel	21
2.5.4 Bristfällig representativitet	21
2.5.5 Osäkerhet i samband mellan olika variabler	21
3. BESKRIVNING AV UTSLÄPPET	22
3.1 Beskrivning av flöden, halter och mängder i befintliga utsläpp	24
3.2 Verksamhetens masshantering	24
3.3 Ämnen som kan komma att släppas ut	25
3.3.1 Ämnen från berggrunden	27
3.3.2 Ämnen från sprängämnen	27
3.3.3 Ämnen från andra tillförda kemiska produkter	27
3.4 Undersökning av utlakning till vatten från fast material och utvinningsavfall	28
3.4.1 Testning av vittrande material och utvinningsavfall	28
3.5 Verksamhetens vattenhantering	30
3.6 Diffus spridning via grundvatten	31
3.6.1 Mekanismer bakom spridning i grundvatten	31
3.6.2 Modeller för beräkning av förorenings-spridning i mark	32
3.7 Planerad rening av utsläpp	32
3.8 Kvantifiering av utsläpp till recipient	33
3.8.1 Funktionell enhet	33
3.8.2 Total, löst respektive biotillgänglig halt	33
3.8.3 Antal delströmmar och utsläppspunkter	33

4. BESKRIVNING AV RECIPIENTEN	34
4.1 Avgränsning och karaktärisering av recipienten	36
4.1.1 Geografisk avgränsning	36
4.1.2 Hänsynskrav, känslighet och skyddsvärde	37
4.1.3 Nuvarande ytvattenstatus enligt vattenförvaltningen	39
4.1.4 Kompletterande statusbeskrivning med annat dataunderlag	40
4.2 Hydrologiska utredningar	41
4.2.1 Vattenbalans	42
4.2.2 Vattenföring och hydrografer	44
4.2.3 Nederbörd	46
4.2.4 Grundvattenflöden och utbyte med ytvattnet	46
4.2.5 Evapotranspiration	47
4.3 Kemisk-fysikaliska utredningar	48
4.3.1 Ämnen att analysera för att karaktärisera recipienten	48
4.3.2 Bakgrundshalter	48
4.4 Sedimentutredningar	50
4.5 Biologiska utredningar	51
4.6 Praktiska aspekter på datainsamling från recipient	53
4.6.1 Planering inklusive val av provtagningsplats och frekvens	53
4.6.2 Provtagning av vattendrag	54
4.6.3 Provtagning av sjöar	55
4.6.4 Transport och förvaring	55
4.6.5 Analys	55
5. BERÄKNING AV FRAMTIDA HALTER I VATTEN	56
5.1 Val av beräkningsmetod	58
5.2 Beräkning utan plym	59
5.3 Beräkning med plym	60
5.4 Situationsanpassad beräkning	60
6. BERÄKNING AV TOXISKA EFFEKTNIVÅER I RECIPIENTEN	62
6.1 Allmänt om utsläppets potentiella effekter på recipienten	64
6.1.1 Toxicitet	64
6.1.2 Övergödning	65
6.2 Toxiska effektnivåer	66
6.2.1 Tillvägagångssätt för att bestämma toxiska effektnivåer	66
6.2.2 Användning av litteraturdata	67
6.2.3 Användning av standardtester	68
6.2.4 Osäkerhetsfaktorer	70
6.3 Kompensation för biotillgänglighet av metaller med BLM	70
6.4 Korrigering för bakgrundshalt	71
6.5 Beräkning av MAC-värden	71
7. UTFORMNING AV KONTROLLPROGRAM	72
7.1 Kontrollprogrammets syfte	73
7.2 Identifiera och tolka avvikelser	73
7.3 Hantera avvikelser	73
7.4 Val av kontrollparametrar, observationspunkter och uppföljningsfrekvens	74

1 INLEDNING

Beskrivningen av utsläpp till ytvatten från gruvverksamhet ingår som en del av miljökonsekvensbeskrivningen (MKB). En ansökan om miljötillstånd för gruvverksamhet måste alltid innehålla en MKB, en teknisk beskrivning, en avfallshanteringsplan samt beslut om bearbetningskoncession, om ett sådant har fattats.

Det finns också ett omfattande regelverk för den svenska vattenförvaltningen, som ytterst styrs av EU:s ramdirektiv för vatten (vattendirektivet). Vattenförvaltningen sätter bortre gränser för vilken påverkan på ytvatten som kan tillåtas. Hur ansökningsprocessen går till framgår av till exempel SGU:s vägledning 2016:23.

1.1 Handbokens syfte och målgrupp

Målet är att handboken ska underlätta för verksamhetsutövaren att uppfylla kunskapskravet med avseende på beskrivning av befintliga och framtida utsläpp från gruvverksamhet till ytvatten.

Handboken ska därför vara ett stöd i arbetet med MKB av anläggnings- och driftfas för gruvverksamheter vid tillståndsprövningar enligt miljöbalken. Fokus ligger på utsläppets kemiska påverkan – toxikologi, övergödning och pH-förändringar – snarare än den hydrologiska. Här görs en åtskillnad på beskrivningen, som ska vara objektiv och redovisa vilken noggrannhet och vilka säkerhetsmarginaler den rymmer, och bedömningen, som tolkar och värderar beskrivningens resultat i termer av bland annat hur allvarlig miljöstörningen blir. Handboken ger vägledning om hur man på ett relevant, systematiskt och dokumenterat vis bör beskriva för det första tillförda mängder via utsläppet (se kapitel 3), för det andra framtida halter i recipienten (se kapitel 5) och för det tredje toxiska effekt-nivåer i recipienten för ämnen som tillförs med utsläppet (se kapitel 6).

Målsättningen är att granskande läsare enkelt ska få en rättvisande uppfattning om resultaten, hur de har beräknats och hur det påverkar resultatens noggrannhet och säkerhetsmarginal. På så vis kan granskande läsare, och i slutänden domstolen, göra en självständig bedömning av det beskrivna utsläppets framtida miljökonsekvenser baserat på ett sakligt kunskapsunderlag.

Ett tillräckligt utförligt prövningsunderlag är också en förutsättning för att domstolen ska kunna meddela tillstånd och slutliga villkor. Behovet av utredningsarbete måste alltid styras av omfattningen av den sökta verksamheten.

I första hand vänder sig handboken till verksamhetsutövaren – gruvbolaget – och länsstyrelsen. Länsstyrelsens uppgift vid samrådet är att vägleda verksamhetsutövaren med råd och information så att MKB får en lämplig inriktning, avgränsning och omfattning. Efter samrådet när ansökan är inlämnad till domstolen är länsstyrelsens roll att vara part i domstolen och verka för att miljöbalkens mål och syften uppfylls. I andra hand vänder sig handboken till de centrala myndigheterna Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten och SGU som alla i olika omfattningar ofta medverkar i prövningsprocesserna.

Kunskapskravet (2 kap. 2 § MB)

”Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall skaffa sig den kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet.”

Det är alltså den som bedriver en verksamhet som har bevisbördan, i enlighet med 2 kap. 1 § miljöbalken.



”Målet är att handboken ska underlätta för verksamhetsutövaren att uppfylla kunskapskravet med avseende på beskrivning av befintliga och framtida utsläpp från gruvverksamhet till ytvatten.”

1.2 Läsanvisningar

- **Kapitel 1** beskriver handbokens syfte, målgrupp och avgränsningar, samt ger en kortfattad introduktion till den svenska miljöprövningen och vattenförvaltningen som sätter ramarna för vad en MKB ska och bör omfatta.
- **Kapitel 2** går igenom en lämplig arbetsprocess för framtagandet av utsläppsbeskrivningen. Genom att verksamhetsutövaren och länsstyrelsen, under samrådet, enas om en utredningsstrategi ökar förutsägbarheten i processen. Syftet är att parterna tidigt ska vara överens om metodfrågorna, så att fokus kan läggas på att granska resultat och konsekvensbedömningar i MKB. I kapitlet finns också ett avsnitt om hur osäkerheter och fel i modeller och stickprovtagning kan uppskattas.
- **Kapitel 3** introducerar en arbetsgång i åtta steg för hur verksamhetsutövaren kan ta fram och bör beskriva det framtida utsläppet.
- **Kapitel 4** innehåller förslag på metoder för hur recipientens nuläge och framtida status, inklusive koppling till grundvattnet, kan beskrivas utan utsläppet. Kapitlet följer i stora drag strukturen hos vattendirektivets begrepp – biologi, kemi och hydromorfologi. I kapitlet ges förslag på både enkla metoder och mer komplexa.
- **Kapitel 5** innehåller i sin tur förslag på ansatser för att beräkna den framtida halten i recipienten med tillfredsställande noggrannhet. De omfattar beräkning med och utan plym samt ett resonemang om situationsanpassade utredningar.
- **Kapitel 6** behandlar hur man bestämmer vilka toxiska effektnivåer som är aktuella för de ämnen som tillförs med utsläppet. Liksom i föregående kapitel beskrivs flera olika sätt att genomföra undersökningarna.
- **Kapitel 7**, slutligen, ger råd om hur ett kontrollprogram bör utformas. Utgångspunkten är att de antaganden som beskrivningen vilar på ska följas upp för att kunna verifieras på samma vis som beskrivningens slutsatser.

LÄS VIDARE

För att fördjupa sig i de delar som tas upp i handboken hänvisas i första hand till föreskrifter och vägledningar. Följande är några av de mest relevanta:

Förordningar

- Förordning (2013:319) om utvinningsavfall.
- Föreskrifter
- Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:1) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, ändrade genom NFS 2008:11.
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, senast ändrade genom HVMFS 2016:31.
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2015:26) om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, ändrade genom HVMFS 2016:2.

Vägledningar och handböcker

- Vägledning för prövning av gruvverksamhet. SGU-rapport 2016:23.
- Vägledning vattenförvaltning av grundvatten. SGU-rapport 2014:31.
- Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.
- Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. En handbok med vägledning om bestämning av egenskaperna hos utsläpp av avloppsvatten. Naturvårdsverkets handbok 2010:3, utgåva 3, februari 2011.
- Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverkets handbok 2007:4.
- Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities (MTWR BREF). Europakommissionen, januari 2009.

Ytterligare föreskrifter, vägledningar och handböcker kommer att tillkomma efterhand. Till exempel håller NFS 2006:1 i skrivande stund på att revideras och bli en HVMFS. Även MTWR BREF revideras i skrivande stund. Stäm därför gärna av mot bland annat de centrala myndigheternas hemsidor.

1.3 Avgränsningar och definitioner

Utsläpp till ytvatten är en återkommande och central aspekt vid bedömningen av gruvverksamheters miljökonsekvenser. Handboken har följande huvudsakliga avgränsningar:

- **Gruvverksamhet:** Samtliga verksamheter som bedrivs inom ramen för gruvdrift och förädling i och i anslutning till en gruva. Utöver gruvan inkluderar det bland annat material och malmupplag, anrikningsverk, avfallsupplag, sandmagasin och klarningsbassänger men även mer allmänna inslag som personalutrymmen och interna transporter. Endast de anläggningar och verksamheter som ger eller kan ge upphov till utsläpp till vatten inkluderas i denna handbok.
- **Utsläpp:** Samtliga vattenströmmar med upphov specifikt i gruvverksamheten. Det inkluderar processvatten, länshållningsvatten samt avrinning/lakvatten från gråbergsupplag¹ och sandmagasin samt diffusa utsläpp från avrinningsområdet. Andra faktorer som påverkar recipientens vattenkvalitet, till exempel förändrad markanvändning och atmosfäriskt nedfall omfattas inte av handboken. De kan däremot behöva ingå i miljökonsekvensbeskrivningen.
- **Ytvatten:** Inlandsvatten i form av sjöar och vattendrag. Det innebär en avgränsning jämfört med definitionen av ytvatten enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen) så att vatten i övergångszon eller kustvatten inte ingår. Skälet är att det i dagsläget inte finns eller planeras gruvverksamhet med utsläpp till övergångszon eller kustvatten. Därför är det inte heller motiverat att utöka handboken med bland annat exempel på undersökningsmetoder för saltvattenmiljöer. Grundvatten inkluderas i beskrivningen i den mån det påverkar ytvattnet som transportmedium för utsläppet eller genom utspädning. Handboken begränsar sig till utsläpets toxikologiska och kemiska påverkan, till exempel genom metallbelastning, övergödning och förändrat pH.
- **Recipient:** Verksamhetens påverkansområde i akvatisk miljö. Primärt avgränsas handboken till att omfatta vattenfasen. Kortfattat omnämns även koppling till sediment och bottenmiljön i övrigt.
- **Stängning av utvinningsavfallsanläggning och återställning till tillfredställande skick:** Handboken omfattar inte åtgärder för stängning och återställning och därmed inte skedet efter stängningen av verksamheten. En central bestämmelse i utvinningsavfallsförordningen är att den som driver en verksamhet som ger upphov till utvinningsavfall eller driver en utvinningsavfallsanläggning ska ha en avfallshanteringsplan. Planen ska beskriva bland annat hur man i verksamheten förebygger eller minskar mängden utvinningsavfall och avfallets skadlighet tillsammans med uppgifter om stängning av avfallsanläggningarna och återställande av områden som har påverkats. Åtgärder för stängning och återställning beskrevs tidigare i efterbehandlingsplanen, men ska nu ingå i avfallshanteringsplanen. En avfallshanteringsplan inklusive stängning och återställning av en gruvverksamhet är en omfattande beskrivning som inte omfattas inte av den här handboken, trots dess betydelse för verksamhetens utsläpp till ytvatten.

Vägledning för prövning av gruvverksamhet (SGU-rapport 2016:23) ger en god överblick av vilka krav som ställs på verksamhetsutövarens avfallshanteringsplan i samband med tillståndsprövningen.

Tänk på att...

... ”Vägledning för prövning av gruvverksamhet” (SGU-rapport 2016:23) ger en utförlig genomgång av den samlade prövningsprocessen.

¹ Med gråberg avses losshållet material som inte är malm. Kan även kallas sidoberg med mera.

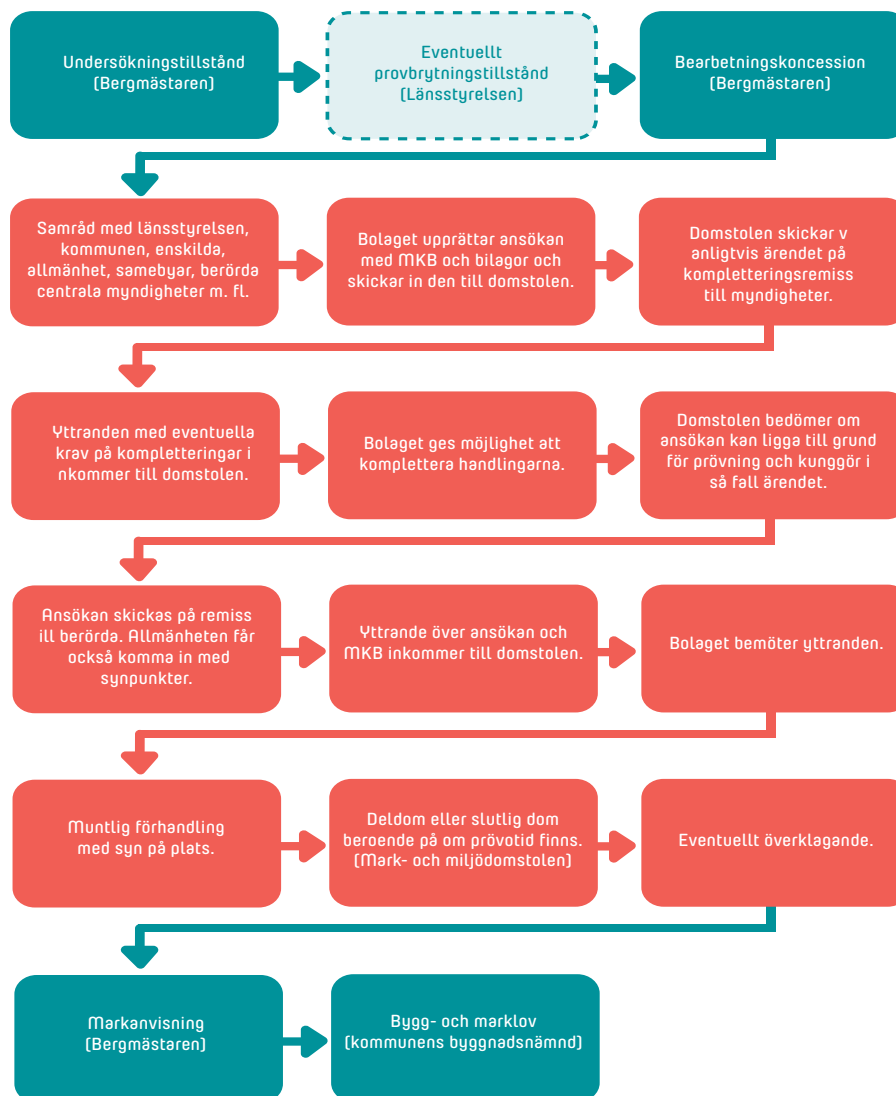
1.4 Introduktion till den svenska miljöprövningen

Bestämmelser om miljöfarlig verksamhet och tillståndsplikt för sådana verksamheter finns i 9 kap. miljöbalken respektive i miljöprövningsförordningen (2013:251). Regler om miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) finns i 6 kap. miljöbalken och i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar.

Gruvverksamhet prövas som miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken. Därför krävs att mark- och miljödomstolen meddelar ett tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken både för att starta en ny verksamhet och när en befintlig verksamhet ändras. Oftast krävs även tillstånd för vattenverksamhet

enligt 11 kap. miljöbalken för till exempel bortledning av grundvatten. I de fall det finns skyddade områden vid eller i närheten av verksamheten kan det dessutom krävas tillstånd enligt 7 kap. miljöbalken. Vid ändring eller utvidgning av en befintlig verksamhet bör omfattningen av ansökan samrådask med, i första hand, tillsynsmyndigheten.

Prövningsprocessen för gruvverksamhet skiljer sig från vad som gäller för annan industri bland annat genom att miljöbalksprövningen föregås av en prövning enligt minerallagen för att få så kallad bearbetningskoncession. Den följer oftast principschemat nedan.



Figur 1. Schematisk beskrivning av processen för en miljöbalksprövning av gruvverksamhet. Miljöbalksprövningen föregås av bland annat bearbetningskoncession, vilket också är en process i flera steg. Efter SGU-rapport 2016:23.

”Ett väl utfört samråd ger ökade förutsättningar för en ändamålsenlig och processekonomisk tillståndsprövning av den planerade verksamheten. Detta är viktigt både för den enskilda verksamhetsutövaren och sett ur samhällets perspektiv.”

Ansökan och MKB måste alltid föregås av en samrådsprocess. Samrådet syftar till att på ett tidigt stadium klargöra problemställningar, överväga alternativa lösningar, göra relevanta avgränsningar av sakfrågorna, samt att ge berörda möjlighet att ta del av och om så behövs även påverka det planerade utförandet. Verksamhetsutövaren ska samråda med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda, liksom övriga statliga myndigheter, de kommuner, den allmänhet och de organisationer som kan antas bli berörda. Ett väl utfört samråd ger ökade förutsättningar för en ändamålsenlig och processekonomisk tillståndsprövning av den planerade verksamheten. Detta är viktigt både för den enskilda verksamhetsutövaren och sett ur samhällets perspektiv.

En bra MKB beskriver tydligt hur MKB-processen har gått till och hur den har påverkats av samrådsprocessen. Både förordat och avfärdade alternativ är väl beskrivna och ställningstagandena är väl motiverade. Det omfattar både alternativa platser, om sådana är möjliga, och alternativa utformningar samt ett nollalternativ som beskriver konsekvenserna av att den ansökta verksamheten eller ändringen inte kommer till stånd. På så vis ska den sammantaget bästa lösningen identifieras. För att uppfylla miljöbalkens syfte ska MKB-dokumentet identifiera och beskriva de direkta, indirekta² och kumulativa³ effekter som den planerade gruvverksamheten kan medföra så att den samlade bedömningen kan granskas.

Enligt miljöbalkens hänsynsregler måste verksamhetsutövaren i den mån det inte är orimligt vidta de försiktighetsmått som behövs för att skydda recipienten. Försiktighetsmått kan omfatta såväl lämplig lokalisering (undvikande), skydds-

åtgärder, återställning (efterbehandling) och i vissa fall kompensatoriska åtgärder. För skyddsåtgärder ska bästa möjliga teknik (BMT) vara utgångspunkten, vilket framgår av miljöbalkens hänsynsregler. En ekonomisk och miljömässig avvägning får sedan göras från fall till fall om BMT ska krävas. Domstolen har ansvaret för prövningsprocessen från det att ansökan har skickats in. De viktigaste stegen i handläggningen fram till förhandling och avgörande är kompletteringsremiss till utvalda myndigheter och remiss till samtliga berörda. Båda stegen kan leda till att verksamhetsutövaren kompletterar sin ansökan. Dom i målet ska meddelas så snart som möjligt med hänsyn till målets art och övriga omständigheter. Mark- och miljödomstolen får skjuta upp avgörandet om bland annat villkor till dess erfarenheter har vunnits av verksamhetens inverkan. Detta brukar kallas prövotidsförfarande. Domar som meddelats av mark- och miljödomstolen (MMD) överklagas till Mark- och miljööverdomstolen (MÖD). För att Mark- och miljööverdomstolen ska ta upp målet till prövning krävs att de beviljar prövningstillstånd. Sista instans är Högsta Domstolen. Även för det överklagandet krävs prövningstillstånd.

² Effekter som orsakas av den sökta gruvverksamhetens, men senare i tid eller längre bort i avstånd, och som rimligen kan förutses.

³ Effekter som orsakas av tidigare, pågående och andra planerade verksamheter och förstärker eller försvagar den sökta gruvverksamhetens effekter. Både verksamhetsutövarens egna verksamheter och andra kända verksamheter ska ingå i bedömningen.

1.5 Introduktion till den svenska vattenförvaltningen

Vatten är vårt viktigaste livsmedel och en av våra mest värdefulla naturresurser. Alla naturliga vatten skyddas därför av miljöbalken, oavsett storlek. Det betyder att miljökonsekvensbeskrivningen inte kan avgränsas till enbart vattenförekomster enligt vattenförvaltningsförordningen.

Ett mycket stort antal sjöar, vattendrag och grundvattenförekomster över en viss storlek ingår i den svenska vattenförvaltningen och skyddas därigenom av särskilda regler. För varje så kallad vattenförekomst har någon av Sveriges fem vattenmyndigheter beslutat om miljökvalitetsnormer (MKN).

En miljökonsekvensbeskrivning måste alltid innehålla en beskrivning av hur miljökvalitetsnormerna kan påverkas och vilka åtgärder som planeras för att undvika att verksamheten medverkar till att en norm inte följs. Baskravet är att alla vattenförekomster ska ha god ekologisk och god kemisk status och att statusen inte får försämrans från nuvarande nivå. Det betyder bland annat att bedömningsgrunderna för de så kallade särskilda förorenande ämnena (SFÄ)⁴ i bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19 respektive gränsvärdena för ämnena i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 inte får överskridas. Mark- och miljödomstolen får inte meddela tillstånd som försvårar att en miljökvalitetsnorm uppfylls. Vattenförvaltningen sätter med

andra ord ramarna för vad som kan och inte kan tillåtas i fråga om utsläpp till yt- och grundvattenförekomster. Se även avsnitt 4.1.3.

Vattenmyndigheterna får peka ut konstgjorda eller kraftigt modifierade vatten, vilket ändrar de hydromorfologiska kraven⁵. I andra fall kan vattenmyndigheten besluta om undantag, antingen genom att miljökvalitetsnormen får uppnås vid en senare tidpunkt eller att en lägre vattenkvalitet tillåts.

Under vissa förutsättningar kan även undantag medges på grund av en enskild ny verksamhet. Sådant undantag får endast medges om det sker en påverkan i form av en fysisk förändring och om samtliga kriterier i 4 kap 11 § vattenförvaltningsförordningen är uppfyllda. Det saknas i hög grad tillämpning av detta för gruvindustrin, vilket återkommande har föranlett diskussioner vid gruvprovningar. Vattenförvaltningsförordningen medger inte att domstolarna själva prövar undantagsmöjligheten.

WESERDOMEN FÖRTYDLIGAR ICKE-FÖRSÄMRINGSKRAVET



2011 godkände en federal förvaltningsmyndighet i Tyskland en utbyggnad av floden Weser. Det innebar bland annat att 65 km av floden skulle fördjupas med omkring en meter och att muddermassorna skulle få dumpas på olika ställen vid Wesers mynning och nedre Weser. Den nationella tyska förvaltningsdomstolen hänsköt tolkningsfrågorna till EU-domstolen.

I sin dom, i mål C-461/13, förklarar EU-domstolen bland annat att det föreligger en

försämring så snart statusen hos minst en av kvalitetsfaktorerna enligt bilaga V i direktivet blir försämrad med en klass. Det gäller även om den ekologiska statusen för ytvattenförekomsten som helhet inte försämrans. Om den berörda kvalitetsfaktorn redan befinner sig i den lägsta klassen, ska varje försämring av denna kvalitetsfaktor anses innebära en försämring av statusen”.

⁴ Särskilda förorenande ämnen är en kvalitetsfaktor som omfattar de förorenande ämnen för vilka det finns bedömningsgrunder i bilaga 2 avsnitt 7 och bilaga 5 avsnitt 4 till HVMFS 2013:19 och som släpps ut i betydande mängd i ytvattenförekomsten, eller i betydande mängd tillförs på annat sätt.

⁵ Hydromorfologi: Kvalitetsfaktor som beskriver fysiska förändringar avseende kontinuitet, morfologi och hydrologisk regim som kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenförekomster.

DEFINITION AV YTVATTENFÖREKOMST

(1 kap. 3 § vattenförvaltningsförordningen)

*”En avgränsad och betydande förekomst av ytvatten
såsom t.ex. en sjö, en å, älv eller kanal,
ett vatten i övergångszon eller ett kustvattenområde.”*



2 ARBETSPROCESS

Arbetsprocessen för att ta fram det underlag som behövs för att beskriva utsläpp till vatten bygger, enligt den här handboken, på att verksamhetsutövaren redan under samrådet kommer överens med de granskande myndigheterna om vilka utredningar som krävs i det aktuella fallet och hur de ska utföras.

Genom detta blir processen mer förutsägbar. Verksamhetsutövaren vet därmed att utredningsresurserna läggs på rätt saker, samtidigt som de granskande myndigheterna kan förbereda sig på det utredningsmaterial som kommer att lämnas in.

Under remiss- och förhandlingsfasen kan parterna koncentrera sig på att diskutera resultat och tolkningar, istället för att försvara eller ifrågasätta metodval.

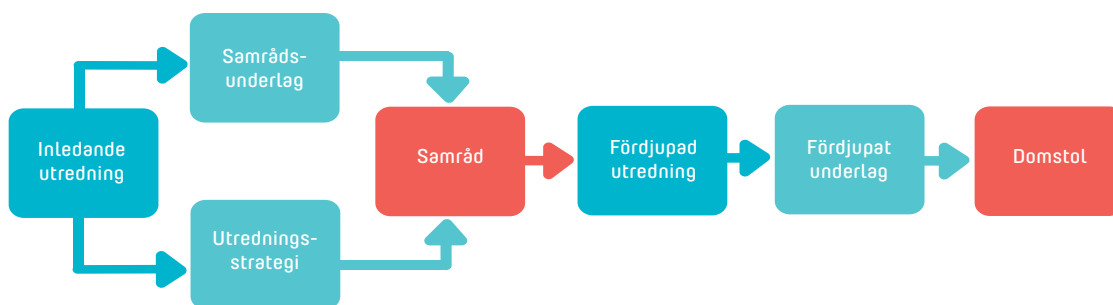
För att uppnå denna tidiga samsyn rekommenderas att verksamhetsutövaren presenterar en *inledande utredning* och ett förslag på en *utredningsstrategi* vid det inledande samrådet med länsstyrelsen, samt i vissa fall centrala myndigheter. Länsstyrelsen ska verka för att utredningsstrategin får den inriktning och omfattning som behövs för tillståndsprövningen. Utredningsstrategin ska slå fast hur den *fördjupade utredningen* ska genomföras för att på tillfredsställande vis beskriva det framtida utsläppet, beräkna framtida halter i recipienten och bestämma toxiska effektnivåer. För att kunna enas om en utredningsstrategi krävs att den inledande undersökningen är tillräckligt utförlig.

Arbetsprocessen underlättar för berörda centrala myndigheter att ta ställning till om de bör delta aktivt i samrådet alternativt diskutera någon detalj med länsstyrelsen. Mer omfattande och komplexa projekt kan kräva samrådsdiskussioner som sträcker sig över flera möten. Den förordade

arbetsprocessen förändrar inte gällande MKB-process.

I *Figur 2* visas att utredningsstrategin bör ingå som en del av samrådsunderlaget, för att leda fram till en MKB och slutligen domstolens bedömning. Utredningsstrategin förutsätter ett tillräckligt utförligt underlag. Om det är bristfälligt ska underlaget kompletteras innan samrådskedet avslutas. Arbetsprocessen utgör ingen garanti mot att deltagande myndigheter begär att vissa kompletteringar görs, eller att verksamhetsutövaren förändrar föreslagen verksamhet eller utredningarnas omfattning i ett senare skede av processen, men sannolikheten för att detta sker minskar givetvis. I slutänden styrs processen i domstolen av lagen om mark- och miljödomstolar, rättegångsbalken och processuella regler i miljöbalken.

Det slutliga avgörandet om huruvida kompletteringar är möjliga eller nödvändiga, ligger med andra ord hos domstolen.



Figur 2. Illustration av arbetsmoment, leveranser och beslut/möten.

VÄLJ RÄTT AMBITIONSIVÅ FÖR UTREDNINGSPROCESSEN

Den föreslagna arbetsprocessen syftar till att underlätta för både verksamhetsutövaren länsstyrelsen och deltagande centrala myndigheter att utnyttja sin tid och övriga resurser effektivt och samtidigt uppnå ett bra slutresultat. Varje process är unik och präglas av det enskilda projektets förutsättningar.

Den inledande utredningen behöver vara tillräckligt omfattande för att besvara vilket utredningsbehov som återstår. Baserat på det beskriver utredningsstrategin vad som återstår att utreda, varför och på vilket sätt.

Beroende på bland annat komplexitet kan det vara lämpligt att lägga in gemensamma avstämningspunkter under utredningsfasen.

Utredningarnas omfattning ska stå i proportion till utsläppets storlek och sammansättning i kombination med recipientens skyddsvärde och känslighet. En nyetablering ställer av naturliga skäl andra utredningskrav än en förändring av en pågående verksamhet. Den avvägningen måste göras för varje enskilt fall och redogöras för i utredningsstrategin.

Handbokens kapitel 3–6 ger förslag på vad de fördjupade utredningarna kan omfatta och hur de kan genomföras. Avsikten är inte att samtliga utredningsalternativ ska väljas för varje projekt, utan istället att handboken erbjuder en verktygslåda som används utifrån varje projekts specifika förutsättningar.

2.1 Inledande utredningar

De inledande utredningarna syftar till att ge verksamhetsutövaren och länsstyrelsen en gemensam bild av det rådande kunskapsläget om den planerade verksamheten, aktuell recipient, nuvarande och framtida utsläppssituation samt vilka naturvärden, knutna till ytvattnet, som den planerade gruvverksamheten kan komma att påverka. För befintliga verksamheter är det också önskvärt att, om möjligt, utredningen beskriver recipienten innan verksamheten påbörjades.

De inledande utredningarna ska ingå som en del av hela gruvprojektets samrådsunderlag till länsstyrelsen. Det är upp till verksamhetsutövaren att bedöma hur omfattande den inledande utredningen behöver vara givet det aktuella projektets förutsättningar. De inledande utredningarna kan jämföras med en förstudie och tyngdpunkten bör läggas på den kvalitativa snarare än den kvantitativa beskrivningen.

Målet är att de inledande utredningarna ska vara tillräckliga för att verksamhetsutövaren och länsstyrelsen ska kunna enas om vilka behoven är

av ytterligare kunskapsinhämtning, hur det ska gå till och vilka grundläggande avgränsningar som ska tillämpas. Det uttrycks i projektets utredningsstrategi (se avsnitt 2.2) som leder till de fördjupade utredningarna (se avsnitt 2.3).

I de fall en eller flera av de inledande avgränsningarna inte kan fastläs utifrån de inledande utredningarna bör utredningsstrategin också beskriva hur den kunskapen ska inhämtas. Det kan då vara lämpligt att enas om en avstämning (se avsnitt 2.4) för att verksamhetsutövaren och länsstyrelsen gemensamt ska kunna ta ställning till om och i så fall hur resultaten i den delen påverkar de fortsatta utredningarna i övrigt.

Tabell 1. Föreslagen omfattning av en inledande utredning

	Avsnitt i handboken
En redogörelse av vilka delutredningar/källor som har använts vid kunskapssammanställningen. Mycket information bör kunna hämtas från utredningar i koncessionsfasen eller miljöövervakning vid befintliga verksamheter.	
En översiktlig beskrivning av den planerade verksamheten. Bland annat ska det framgå var och hur (punktutsläpp och/eller diffusa utsläpp) det framtida utsläppet kommer att nå recipienten.	Kap. 3.1–3.3
Ett förslag på vilka ämnen som bör ingå i utsläppsbeskrivningen, baserat på bland annat fyndighetens geologi och förväntade tillförda ämnen.	Kap. 3.4
En genomgång av dessa ämnens toxiska effektnivåer enligt HVMFS 2013:19. Det är viktigt att poängtera om något aktuellt ämne saknar vedertagna effektnivåer, eftersom det kan kräva särskilda ekotoxikologiska utredningar.	Kap 6.2.1
Ett förslag på hur recipienten/recipienterna bör avgränsas geografiskt.	Kap. 4.1.1
En grundläggande beskrivning av recipientens flödesregim och vattenbalans.	Kap. 4.2
Om recipienten/recipienterna utgör del av en eller flera vattenförekomster enligt vattenförvaltningen ska dess ekologiska status och miljökvalitetsnorm noteras. Ett förslag på vilka kvalitetsfaktorer som är relevanta för att bedöma det planerade utsläppet påverkan på recipientens/recipienternas ekologiska status ska också ingå.	Kap. 4.1.3
En sammanställning över kända särskilda hänsynskrav för recipienten, inklusive underlag för att identifiera särskilt känsliga organismer i recipienten.	Kap. 4.1.2
Ett förslag på om recipientens rådande bakgrundshalter kan användas som en approximation av de naturliga bakgrundshalterna, eller om ett annat tillvägagångssätt måste användas.	Kap. 4.3.2

”När en undersökning planeras är det viktigt att tydliga mål ställs upp och att alla inblandade är införstådda med dessa. Först när målet är formulerat kan man bedöma vilken typ av information som behövs och vilken undersökningsomfattning som krävs för att uppfylla målet.”

2.2 Utredningsstrategi

Verksamhetsutövaren ska presentera ett förslag på utredningsstrategi för länsstyrelsen vid det inledande samrådet. Förslaget baseras på de inledande utredningarna och redogör för hur verksamhetsutövaren har tänkt genomföra de fördjupade utredningarna.

Vid genomgången av de inledande utredningarna kan information eller ställningstaganden om den planerade verksamhetens utsläpp eller recipientens hänsynskrav ändras. Utredningsstrategin behöver då anpassas till dessa nya förutsättningar.

Målet är att den slutliga utredningsstrategin ska beskriva verksamhetsutövarens och länsstyrelsens gemensamma syn på

- vilka fördjupade utredningar som ska genomföras,
- i vilket syfte och med vilket mål de ska genomföras,
- vilka metoder som ska användas, och
- hur omfattande utredningarna ska vara.

När en undersökning planeras är det viktigt att tydliga mål ställs upp och att alla inblandade är införstådda med dessa. Först när målet är formulerat kan man bedöma vilken typ av information som behövs och vilken undersökningsomfattning som krävs för att uppfylla målet. Länsstyrelsen ska verka för att utredningsstrategin får den inriktning

och omfattning som behövs för tillståndsprövningen, vilket bland annat betyder att tillsammans med verksamhetsutövaren formulera nödvändiga men rimliga mål för de fördjupade undersökningarna.

Vad som är tillräckligt måste bestämmas från fall till fall. Behovet av utredningsarbete måste alltid styras av omfattningen av den sökta verksamheten.

För att utredningsstrategin ska bidra till en effektiv och ändamålsenlig MKB-process krävs att de berörda aktörerna gemensamt tar ansvar för att upprätthålla omfattningen och avgränsningen genom processen, så långt det är möjligt. På så vis blir utredningsstrategin ett incitament för verksamhetsutövaren att göra tillräckligt omfattande utredningar tillräckligt tidigt. En väl genomtänkt och genomförd utredningsstrategi bidrar till att risken för att något som tvingar fram omtag och förseningar sent i processen undviks eller minskar.

2.3 Fördjupade utredningar

De fördjupade utredningarna ska kvantifiera nuvarande och framtida utsläpp och dess effekter på recipienten.

Målet är att på ett tydligt, relevant och transparent vis besvara de centrala frågeställningarna

- vilka mängder av olika ämnen som tillförs via utsläppet,
- vad de framtida halterna av dessa ämnen blir i recipienten, och
- vilka toxiska effektnivåer dessa ämnen har?

Det ska också framgå för vilken eller vilka utsläppssituationer resultaten av de fördjupade utredningarna är representativa. Hur beaktar utredningarna variationerna i tid och rum för utsläppet respek-

tive recipienten? Vilka dimensionerande fall eller scenarier har valts och varför?

De redovisade resultaten ska beskrivas med avseende på osäkerheter och elkällor och på vilket sätt verksamhetsutövaren har försökt minimera dessa. Det är av stor betydelse för att granskande läsare, och i slutänden domstolen, ska kunna göra en självständig bedömning av de framtida miljökonsekvenserna.

Se även avsnitt 2.5 Metoder för beskrivning av fel och osäkerheter.

2.3.1 Bestämning av tillförda ämnen via utsläppet

Utsläppsbeskrivningen är en grundläggande del av provningsunderlaget. Beräkningen av framtida halt och därmed underlag för att bedöma miljökonsekvenser kan inte bli noggrannare eller tillförlitligare än beskrivningen av utsläppet som sådant. Eftersom det framtida utsläppet inte kan mätas direkt måste det predikteras genom till exempel tester, geokemiska modeller och/eller empiriska modeller.

För befintliga verksamheter kan kunskap om historiska och pågående utsläpp utgöra ett värdefullt underlag. I vissa fall kan utsläppsbeskrivningen valideras med data från befintliga verksamheter. Det bör då framgå hur valideringen har skett.

Hur bestämning av tillförda ämnen via utsläppet kan genomföras beskrivs i kapitel 3.

2.3.2 Bestämning av framtida halt

De framtida halterna i vatten grundar sig dels på utsläppsbeskrivningen (vad som tillförs) och recipienten (vad utgångsläget är). Beroende på bland annat betraktad tidshorisont kan nulägesbeskrivningen tjäna som en beskrivning även av den framtida recipientsituationen utan utsläpp.

I andra fall kan till exempel effekterna av ett förändrat klimat behöva modelleras för att få en tillräckligt god beskrivning av den framtida recipientsituationen (egentligen noll-alternativet).

Hur bestämning av framtida halt kan genomföras beskrivs i kapitel 5.

Tänk på att...

... de fördjupade utredningarna kan utformas så att de lägger grunden för verksamhetens framtida kontrollprogram. Se även kapitel 7.

2.3.3 Bestämning av toxiska effektnivåer

Med toxisk effektnivå avses de halter av ett ämne som inte förväntas ge några toxiska effekter, det vill säga vilken halt som ger en acceptabel risk. För att avgöra var den toxiska effektnivån ligger ska man för ämnen som ingår i HVMFS 2013:19 utgå från de värden som anges (se bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2013:19). För andra ämnen behövs tillgång till publicerad litteratur om ämnet. Om det saknas litteraturdata, bedöm behov av kompletterande tester för att avgöra enskilda ämnens toxicitet.

Hur bestämning av toxiska effektnivåer kan göras beskrivs i kapitel 6.

2.4 Rapportering och avstämningar

För att de resultat som utredningarna leder fram till ska kunna ligga till grund för konsekvensbedömning och granskning krävs att de genomförs på ett systematiskt vis och i enlighet med beslutad utredningsstrategi. Allt utredningsarbete ska utföras med god kvalitet och dokumenteras i ändamålsenlig omfattning. Slutligt val av parametrar, tidsseriernas längd, frekvens, observationspunkternas antal och placering med mera bör framgå i rapporteringen av de fördjupade utredningarna. Rapporteringen bör också innehålla en redogörelse av hur man har nått resultaten, vilka säkerhetsmarginaler resultaten rymmer och hur de har förändrats under arbetets gång. För att eliminera felkällor och minimera osäkerheter vid datainsamling bör kvalitetssäkrade rutiner användas.

När så är lämpligt kan verksamhetsutövaren och länsstyrelsen lägga in avstämningsspunkter i utredningsstrategin. För att en sådan avstämningsspunkt ska vara värdefull för båda parter är det

viktigt att syftet är väl beskrivet och att tidpunkten anpassas till pågående utredningar, vilket förutsätter framförhållning. Liksom för utredningsstrategin i stort behöver såväl verksamhetsutövare som länsstyrelse respektera de beslutade avstämningsspunkterna för att den stegvisa processen ska medföra den förbättrade prövningsprocess som är målet med denna handbok.

Det ligger i sakens natur att olika roller, utgångspunkter och uppdrag kan leda till olika prioriteringar och bedömningar, även om man är överens om den sakliga beskrivningen. Det kommer också att finnas tillfällen när det är svårt att dra en skarp gräns mellan vad som ingår i den sakliga beskrivningen och den värderande bedömningen. I slutänden är det domstolens uppgift att bedöma om redovisad beskrivning är tillräcklig och om verksamhetsutövaren har vägt in kvarstående osäkerheter på ett rimligt och relevant vis i efterföljande bedömningar och slutsatser.

2.5 Metoder för beskrivning av osäkerheter

Alla kvantifierade utsagor om utsläppet från en gruvverksamhet eller dess recipient, oavsett om de avser nuläget, en historisk eller en framtida situation, bygger på mätningar och antagande. Dessa innehåller oundvikligen mindre eller större avvikelser från det faktiska, verkliga värdet som det ska representera. Det är därför viktigt att ha en bra förståelse för vad osäkerheten är för en variabel och hur denna kan beskrivas. Ett resonemang om osäkerheter i de antaganden, metoder och variabler som använts för att komma fram till det förväntade utsläppet, kommer således vara en naturlig del i samråd och tillståndsprocessen i övrigt. Beroende på sammanhang och ingående beräkningar bör det från fall till fall avgöras på vilken detaljnivå detta resonemang presenteras. I vissa fall kan statistiska metoder vara relevant att använda, medan det i vissa fall är mer lämpligt att föra ett mer övergripande resonemang.

Avvikelse, eller osäkerheter, kan delas in i fem kategorier⁶:

- Slumpmässiga fel
- Variationer i tid och rum
- Systematiska fel
- Bristfällig representativitet
- Osäkerhet i samband mellan olika variabler

Osäkerheter fortplantar sig vid beräkningar. Därför bör de anges, så att den totala osäkerheten i resultat och bedömningar kan granskas. De två första osäkerhetskategorierna kan beskrivas statistiskt. De tre senare är svåra eller omöjliga kvantifiera statistiskt. Med andra ord saknas det generella metoder för att avgöra hur stor osäkerhet de tillför. De måste istället beskrivas med andra metoder, till exempel känslighetsanalys, som kan ge en uppfattning om hur stor osäkerhet de kan tillföra.

Syftet med att beskriva utredningens osäkerheter är att öka förståelsen för hur tillförlitliga slutsatserna är och därmed minska risken för att göra felaktiga bedömningar – vilket till exempel skulle kunna leda till att dimensioneringen av skyddsåtgärder blir felaktig. Därför bör det finnas en tydlig logik i hur fel- och osäkerhetsanalys är genomförd. Nedan ges en introduktion till de tester och metoder som kan användas för att beskriva fel och osäkerheter. I flera fall är de resurskrävande i sig, så det kan vara lämpligt att inkludera osäkerhetshanteringen i utredningsstrategin för att på sätt tydliggöra vilken ambitionsnivå som är tänkt att gälla i utredningens olika delar.

⁶ Kirchner, J., 2001. Data Analysis Toolkit #5: Uncertainty Analysis and Error Propagation. Dept. of Earth & Planetary Science, University of California, Berkeley. http://seismo.berkeley.edu/~kirchner/eps_120/EPSToolkits.htm.

2.5.1 Slumpmässiga fel samt variationer i tid och rum

Hur enskilda observationer förhåller sig till varandra kallas fördelning. Miljödata är ofta log-normalfördelade. Det finns tester för att bedöma fördelningen, vilket ofta är en förutsättning för att kunna välja metoder för korrekt statistisk analys, till exempel beräkning av medelvärde och standardavvikelse.

En enskild observation avviker i stort sett alltid från populationens verkliga medelvärde. Det beror dels på att det uppstår slumpmässiga fel när observationen görs, dels på att det förekommer variationer i tid och rum, vilka alla bidrar med osäkerhet beroende på hur väl de kan beskrivas och hur väl de är kända. De slumpmässiga felen uppstår både i handhavandet av prover och i mät- och analysinstrument som sådana. De kan minimeras genom bland annat god planering och ändamålsenliga rutiner. Det grundläggande måttet på hur mycket de olika värdena för en population avviker från medelvärdet är standardavvikelse. Ibland är det lämpligare att använda varians, vilket är standardavvikelsen i kvadrat. Om de olika värdena ligger samlade nära medelvärdet blir standardavvikelsen låg, medan värden som är spridda långt över och under medelvärdet bidrar till en hög standardavvikelse. Ju högre variationen är, desto osäkrare blir skattningen av medelvärdet. Det uttrycks ofta som ett konfidensintervall.

Konfidensintervall är ett intervall som innehåller det sanna medelvärdet med en viss säkerhet. Exempelvis kan ett konfidensintervall bestämmas för konfidensgraden 95 %, vilken innebär att det sanna medelvärdet med 95 % sannolikhet befinner sig inom intervallet. Konfidensintervallet blir därmed större ju högre konfidensgraden är. Genom att öka antalet prover kan konfidensintervallet minskas.

2.5.2 Förändringar över tid

Ofta är det intressant att undersöka om det går att observera någon tidstrend baserat på ett antal stickprover, till exempel att halterna i recipienten gradvis ökar. Detta till skillnad från naturliga inom- eller mellanårsvariationer som återkommande uppvisar högre och lägre värden utan att för den skull behöva vara del av en tidstrend. Under driftfasen kan kontrollprogrammet ge verksamhetsutövaren möjlighet att vidta åtgärder redan innan ett villkor överskrids. Även under utredningsfasen kan det i vissa fall vara intressant att undersöka om förhållandena i recipienten är stabila eller under förändring.

Tillfälligt avvikande halter jämfört med andra mätningar, så kallade outliers, kan utgöra en tidig indikation på en systematisk förändring som det tar längre tid att påvisa statistiskt. Det är särskilt intressant att undersöka under drift, men kan även vara användbart för att tolka representativiteten och tillförlitligheten i baslinjedata. Ofta beror outliers däremot på slumpmässiga (okända) faktorer eller rena felaktigheter, till exempel kontaminering av provtagningskärl. Om man kan hitta en sådan förklaring, eller välgrundad misstanke, kan det vara lämpligast att bortse från den observationen.

En förändring i årsmedelhalterna kan vara långsam och påvisas genom studier av tidstrender över längre perioder, så kallad hypotesprövning. Tillförlitligheten i hypotesprövningen, som bland annat beror på hur många observationer man har att utgå ifrån, kallas för teststyrka och kan tolkas som chansen att upptäcka en reell trend.

Teststyrkan kan användas både innan ett mätprogram genomförs för att uppskatta hur många prover eller analyser som behövs för att upptäcka eventuella förändringar, och efter ett mätprogram för att se vilken styrka de slutsatser som dragits från de genomförda statistiska testerna har.

Då trender sällan kan påvisas innan 4-5 års mätningar, finns ett behov att även kunna bedöma om enstaka årsmedelvärden avviker från det förväntade. Det kan gälla både i utredningsfasen, för att avgöra om det senaste årets mätningar ryms inom det medelvärde som baslinjemätningarna

dittills har indikerat eller ej, och i driftfasen för att avgöra om ett begränsningsvärde överskrids (beroende på hur begränsningsvärdet är formulerat). För att testa om två olika årsmedelvärden skiljer sig åt, kan så kallade t-test eller icke-parametriska tester användas.

2.5.3 Systematiska fel

Systematiska fel, även kallad bias eller deterministiska fel, innebär att alla observationer får samma fel. Det kan ofta bero på felkalibrerade mätinstrument som konsekvent visar ett för högt eller för lågt värde. Systematiska fel kan vara svåra att upptäcka om de inte orsakar orimliga resultat. Har de väl upptäckts kan det å andra sidan vara möjligt att kompensera för dem i efterhand.

2.5.4 Bristfällig representativitet

Vid all provtagning måste man se till att de insamlade proven är representativa för det system som undersöks. Ett representativt prov är ett som exemplifierar det undersökta systemet väl i både tid och rum. Systemets avgränsningar är därmed mycket viktiga för hur provtagning ska utföras. Frågan om vad som ska mätas måste avgränsas av syfte och mål för utredningen. Utöver korrekta avgränsningar är det viktigt att omfattningen av datainsamlingen är tillräcklig för att ge en representativ bild av de system som ingår i beskrivningen av utsläppet och recipienten. I de fall förhållandena är kända, till exempel genom kontrollprogram för en pågående verksamhet kan det krävas färre prover för att täcka in det representativa intervallet än när en ny situation ska underökas.

Det är viktigt att planen för provtagningarna med de förväntade sambanden mellan olika variabler redovisas i utredningsstrategin, så att diskussionen om representativitet kan föras under samrådet. Som exempel på detta presenteras data över ytvatten ofta som årsmedelhalter, eftersom att de är viktiga för att uppskatta effekter från kronisk exponering. Ett alternativ för att försäkra sig om god representativitet är att sådana medelvärden

bildas och viktas av värden som representerar tidsperioder fördelade över hela året, till exempel varje vecka, varannan vecka, varje månad (tidsproportionerlig provtagning). Ett annat alternativ är att ta med ojämna tidsintervall (exempelvis flödesproportionerligt), men att sedan vikta med tiden om syftet är att ta fram ett årsmedelvärde.

Statistiskt sett är representativitet relaterat till antalet observationer i förhållande till variansen. Det skulle kunna innebära att man felaktigt får en god representativitet om man genomfört provtagningen på felaktigt sätt. Om alla prover som ligger till grund för ett årsmedelvärde är tagna under höglödesregim i mars månad blir variansen låg, men de representerar ändå inte hela året.

2.5.5 Osäkerhet i samband mellan olika variabler

När många variabler sätts samman i en modell för att beräkna (simulera) ett resultat behöver osäkerheter skattas på annat sätt än vid stickprovtagning. De främsta osäkerhetskällorna vid modellering är osäkerheter i indata, i data som används för att utvärdera modellen, i modellparametrar, samt i modellstrukturens sätt att förenklat beskriva de verkliga processerna. Vid osäkerhetsanalys är det därför viktigt att föra ett resonemang kring antaganden om de olika osäkerhetskällorna som ligger bakom analysen⁷. Det gäller också när det inte finns tillgång till historiska data, utan man är begränsad till det som kallas deduktion eller expertbedömningar. I de fallen kan man använda metoder som beskriver hur olika värden av en oberoende variabel kommer att påverka en viss beroende variabel under en given uppsättning av antaganden.

⁷Westerberg I, Di Baldassarre G, Beven K, Coxon G, Krueger T, 2017: Perceptual models of uncertainty for socio-hydrological systems: a flood risk change example Hydrological Sciences Journal Vol. 62 , Iss. 11

3 Beskrivning av utsläppet

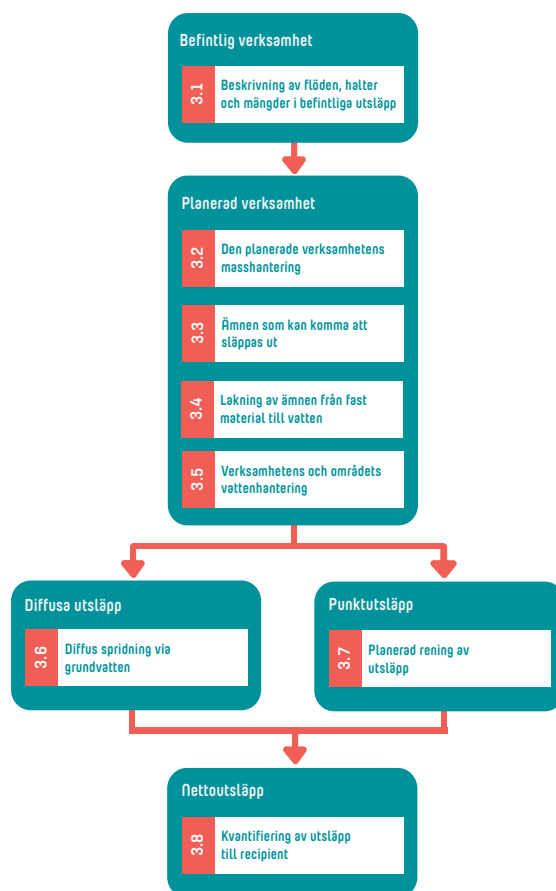
En beskrivning av befintligt och planerat utsläpp som verksamheten ger upphov till, är en viktig utgångspunkt för att kunna beskriva gruvverksamhetens påverkan på recipienten. Utsläpp kan komma från hela projektperioden, inkluderande anläggning, drift och stängning av utvinningsavfallsanläggning och återställning till tillfredställande skick. Denna handbok omfattar inte stängning/återställning.

Allmänt ska utsläppsbeskrivningen utgå från verksamhetens planerade utformning och varaktighet. Omfattningen av beskrivningen ska stå i proportion till omfattningen av den verksamhet som tillstånd söks för.

För att kunna göra en bedömning av rimligheten i beskrivningen är det nödvändigt att verksamhetsutövaren förklarar hur beskrivningen av utsläppet tagits fram, vilka antaganden som gjorts och hur osäkerheter och varians i olika led av beskrivningen, har hanterats. En föreslagen arbetsgång för att kvantifiera utsläppet från anläggnings- och driftfas, som tillgodoser detta behov framgår av rutan nedanför.

Verksamhetsutövaren kan välja att presentera mer än ett dimensionerande fall. Utgångspunkten är dock att värstafallet alltid ska tas med i beskrivningen. I takt med att osäkerheterna hanteras kan beskrivningen närma sig ett alltmer realistiskt driftfall.

Verksamhetsutövaren får hitta en ändamålsenlig nivå som balanserar utrymmet för förändringar, gentemot entydighet. Flexibiliteten som är önskvärd och till del nödvändig för driften innebär behov av att beskriva olika scenarier för att täcka in alternativa lösningar, eller min-max-ansatser för att täcka in till exempel intervall för bryttakt. Avvägningen ska dokumenteras på så sätt att det framgår vilka antaganden som har gjorts och hur osäkerheter har hanterats.



Figur 4. De olika delarna i utsläppsbeskrivningen, med hänvisning till respektive kapitel.

”Den inledande utredningen bör innehålla...

*... en översiktlig beskrivning av
den planerade verksamheten.*

*Bland annat ska det framgå var och hur
(punktutsläpp och/eller diffusa utsläpp)
det framtida utsläppet kommer
att nå recipienten.”*

3.1 Beskrivning av flöden, halter och mängder i befintliga utsläpp

För befintliga verksamheter ska den pågående utsläppssituationen beskrivas. Beskrivningen ska dels innehålla uppgifter om flöden, halter och mängder i befintliga utsläpp, dels utformas på ett sådant vis att förändringarna som följer av den planerade verksamheten framgår.

I stora drag bör nuläget därför beskrivas enligt de principer som redovisas nedan. En avgörande skillnad mellan nulägesbeskrivningen och beskrivningen av det planerade utsläppet är att nuläget är känt. Den kunskap som verksamhetsutövaren redan har genom den pågående egenkontrollen ska tillvaratas. I vissa fall kan det även finnas

annan tillgänglig övervakningsdata, till exempel genom vattenvårdsförbund som kan komplettera beskrivningen.

Beroende på den befintliga verksamhetens omfattning och varaktighet kan det finnas empiriskt underlag som beskriver hur utsläppet påverkas av till exempel variationer i bryttakt, malmens sammansättning, förändringar i processen med mera. Sådana erfarenheter kan vara värdefulla att inkludera som underlag till beskrivningen av vilket utsläpp den planerade verksamheten kommer att ge upphov till.

3.2 Verksamhetens masshantering

Det krävs en rad basfakta kring en verksamhet och dess omgivningsförutsättningar. Underlaget behövs såväl för att kunna avgöra vilken eller vilka recipienter som blir aktuella, som för att kunna ta fram en uppskattning av det framtida utsläppet till ytvatten. Beskrivningen av verksamhetens masshantering bör innehålla:

- Verksamhetens, inklusive hela industriområdets, lokalisering och utformning,as.
- Fyndighetens och omgivande bergs geologiska förhållanden, samt kemiska och mineralogiska egenskaper.
- Under hur lång tid olika verksamhetsfaser kommer att pågå, för att kunna avgöra vilka tidshorisonter som bör gälla för olika antaganden.
- Hur stora mängder av olika material som kommer att hanteras och av vilka typer dessa är, exempelvis malm, utvinningsavfall och konstruktionsmaterial.
- En bedömning av vilka material som kommer att vara exponerade för oxidation och möjlig vittring.

Hanteringen av material och utvinningsavfall behöver beskrivas i de delar som är relevanta för att beskriva vattenhantering, vattenbalans och utsläppens mängd och innehåll.

Tänk på att...

... lokalisering och utformning har stor betydelse för verksamheten i sin helhet – under mycket lång tid.

Hur ska avfallet hanteras?

Var och hur kan diffusa flöden samlas upp? Vilka material kan användas för konstruktion?

Hur påverkas förutsättningarna för återställningen?

3.3 Ämnen som kan komma att släppas ut

Inledningsvis bör verksamhetsutövaren identifiera vilka potentiellt förorenande ämnen som finns i mineral i de material och utvinningsavfall som kommer att hanteras, i de tillsatser som kommer att användas och som kan bildas i processen och hanteringen av material och utvinningsavfall.

Detta är information som ska finnas i avfalls- hanteringsplanen, som ska finnas för alla verksamheter som ger upphov till utvinningsavfall eller driver en utvinningsavfallsanläggning. Informationen från karakteriseringen av samtliga utvinningsavfall som uppstår i verksamheten ska bland annat omfatta avfallets kemiska och mineralogiska egenskaper på kort och lång sikt samt eventuella tillsatser och rester i avfallet och information om den kemiska sammansättningen över tiden i det lakvatten som avfallet ger upphov till med hänsyn tagen till den avsedda hanteringen.

Det finns ett antal ämnen som alltid bör ingå i beskrivningen, oavsett var gruvverksamheten är tänkt att lokaliseras eller hur den ska utformas. Dessa finns listade i Tabell 4 (observera att detta inte är en uttömmande lista utan att ämnen kan tillkomma) och omfattar både ämnen med gränsvärden i bilaga 6 till HVMFS 2013:19 och relevanta ämnen med bedömningsgrunder i bilaga 2 och 5 till HVMFS 2013:19. Några fraktioner av kväve bör alltid inkluderas, oavsett vilken eller vilka metaller som utvinns, eftersom de sprids med sprängämnesrester som uppstår vid alla gruvor. Beskrivning av halter i ett utsläpp ska åtminstone uttryckas som totalhalter.

För bedömning av toxisk effektnivå för ämnet är det för vissa ämnen löst alternativt biotillgänglig halt som är relevant att uppskatta eller mäta. Detta gäller dock i recipienten, där speciering och fördelning mellan löst och bunden halt inte alls behöver vara samma som i utsläppet.

Av tabellen framgår i sista kolumnen om bedömningsgrunderna för metaller avser löst koncentration eller biotillgänglig koncentration, och vilka ytterligare uppgifter som behöver finnas för att kunna bedöma om normerna riskerar att inte uppnås. Notera att gränsvärden och bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19 avser förhållanden i vattenförekomsten och inte i utsläppet. När ett utsläpp når vattenförekomsten, med andra vattenkemiska förhållanden, kan andelen löst och biotillgänglig koncentration ändras. En mer utvecklad beskrivning av var parametrar ska mätas och hur, följer i kapitel 4.

Verksamhetsutövaren bör vara återhållsam med att stryka ämnen från Tabell 4 och endast göra det i de fall det är uppenbart att ämnena kommer att spridas i försumbart små mängder och/eller saknar miljöstörande egenskaper i de haltintervall som kan bli aktuella. För att beskrivningen ska fylla sitt syfte som bedömningsunderlag krävs att den har tillräcklig bredd och att de ekologiskt relevanta ämnena i utsläppet ingår. Ett alltför snävt urval riskerar att leda till krav på kompletteringar i senare skede. Istället är det den fortsatta utredningen som ska visa vilka ytterligare ämnen som kan avfärdas, respektive vilka som måste ingå i konsekvensbedömningen.

***Den inledande utredningen
bör innehålla...***

***... ett förslag på vilka
ämnen som bör ingå i
utsläppsbeskrivningen,
baserat på bland annat
fyndighetens geologi och
förväntade tillförda ämnen***

Tabell 4. Ämnen och mätvariabler som ska ingå i beskrivningen av utsläppet, utöver projektspecifika ämnen. Notera att för flera ämnen ska även naturliga bakgrundskoncentrationer anges. Naturliga bakgrundshalter beskrivs i kapitel 4.3.2.

Ämne/mätvariabel	Motivering	Jämförelser med bedömningsgrund och gränsvärden i recipient
Ammoniak (NH ₃ -N)	Ofta relevant för gruvverksamhet	Bedömningsgrund för vattenförekomst avser total-koncentration. Ammoniak beräknas utifrån koncentrationen ammonium (som också bör redovisas), temperatur och pH.
Arsenik (As)	Ofta relevant för gruvverksamhet	Bedömningsgrund för vattenförekomst avser löst koncentration. Uppge även naturliga bakgrundskoncentrationer.
Bly (Pb)	Kemisk status	Gränsvärde för vattenförekomst avser biotillgänglig koncentration. Uppge även DOC i recipient. Även gränsvärde för sediment finns.
Kadmium (Cd)	Kemisk status	Gränsvärde för vattenförekomst avser löst koncentration. Uppge även vattnets hårdhet i recipient. Även gränsvärde för sediment finns.
Koppar (Cu)	Ofta relevant för gruvverksamhet	Bedömningsgrund för vattenförekomst avser biotillgänglig koncentration. Uppge även DOC, Ca och pH i recipient.
Krom (Cr)	Ofta relevant för gruvverksamhet, förekommer ofta i mineraliseringar med järn, koppar och nickel	Summan av CrVI och CrIII behöver kunna bedömas. Bedömningsgrund för vattenförekomst avser löst koncentration.
Nickel (Ni)	Kemisk status	Gränsvärdet för vattenförekomsten avser biotillgänglig koncentration. Uppge även DOC, Ca och pH i recipient.
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	Ofta relevant för gruvverksamhet	
Uran (U)	Ofta relevant för gruvverksamhet	Bedömningsgrund för vattenförekomst avser löst koncentration. Uppge även naturliga bakgrundskoncentrationer.
Zink (Zn)	Ofta relevant för gruvverksamhet	Bedömningsgrund för vattenförekomst avser biotillgänglig koncentration. Uppge även naturliga bakgrundskoncentrationer.
Nitrat och nitrit (NO ₃ -N, NO ₂ -N)	Sprids från sprängämnesrester	
pH	Stor påverkan på övriga föreningar	

3.3.1 Ämnen från berggrunden

Vilka ämnen som finns i berggrunden, och därför kan vara aktuella att inkludera i utsläppsbeskrivningen, måste alltid bestämmas från fall till fall. Verksamhetsutövaren ska känna till denna information. De mineral som var stabila i berget möter en annan miljö i kontakt med luft, vatten och biologiska processer, och vittrar, omlagras till nya föreningar. Vittringen innebär att ämnena i ett mineral överförs till andra, många gånger mer lösliga föreningar. Vittringsprocessen sker på ytorna av bergmaterialet. Med sönderdelningen och den minskade partikelstorleken ökar därmed den yta som kan utsättas för vittring. Beroende på deras löslighet sprids vittringsprodukterna med vatten och kan tränga ner i marken och grundvatten eller läcka ut till vattendrag, sjöar och hav.

Vittring av sulfidmineral sker då berg som innehåller sulfider kommer i kontakt med vatten och syre eller järn som får mineralet att oxidera, endera spontant eller katalyserat av mikroorganismer som utviner energi ur oxidationsreaktionen. Omgivningsfaktorer såsom temperatur, pH och vattenmättnad styr tillsammans med mineralinnehållet reaktiviteten hos sulfiderna. Nettoeffekten av vittringen är att ett surt och ofta metallrikt lakvatten, så kallat Acid Rock Drainage (ARD, ibland också kallat Acid Mine Drainage), frigörs. När detta skett kan reaktionsprodukterna i sin tur att ge upphov till vidare oxidation eller så kallad sekundärvittring. ARD påverkar utformningen av mass- och vattenhanteringen vid en gruva såtillvida att många material- och vattenströmmar kan vara potentiellt förorenande. Exempel på sulfid mineral som ofta återfinns i mineraliseringar är arsenikkis (FeAsS), blyglans (PbS), kopparglans (Cu_2S), kopparkis (CuFeS_2), magnetkis (Fe_{1-x}S ($x = 0$ till $0,2$)), svavelkis/pyrit (FeS_2), zinkblände (ZnS) och molybdenglans (MoS_2) men även andra sulfidmineral kan förekomma.

Uran förekommer i mineraliseringar vid olika gruvor. Uran är svårlösligt i reducerande miljö, men i oxiderande förhållanden kan uran oxideras och övergå till en form som har hög rörlighet i vatten, både i sura och alkaliska miljöer, och kan transporteras långa sträckor i yt- och grundvatten. Uranhaltigt lakvatten kan därför ha såväl sura som neutrala eller alkaliska pH-värden. I Sverige finns flera typer av fyndigheter av sällsynta jordartsmetaller som kan leda till gruvdrift. De förekommer främst i kristallin berggrund, som exempelvis i apatitjärnmalm som den i Kiruna och i skarnmineraliseringar i Bergslagen. Traditionen och erfarenheten av att bryta sällsynta jordartsmetaller saknas i stort sett i Sverige, varför kunskapsläget om ämnen som uppstår vid processen och ingående ämnenas

effektnivåer i svenska recipienter är väsentligt lägre än för järn- och sulfidmalmsmineraliseringar. Förutom metaller sker en omfattande brytning av så kallade jordägarmineral, till exempel kalksten, i Sverige. Även större bergtäkter kan anta gruvlika proportioner. I vissa delar kommer därför vattenhantering och utsläpp att likna de från gruvor. Samtidigt är skillnaderna stora, både vad gäller materialets sammansättning och det faktum att anrikning inte är aktuell vid täktverksamhet.

3.3.2 Ämnen från sprängämne

I stort sett samtliga sprängämnen som används vid gruvverksamhet innehåller kväve, ofta i nitratform. Det kan spridas till omgivningen i form av rester efter detonation och undantagsvis genom spill, orsakade av olyckor, brister i hanteringen eller vid laddning av uppåtriktade borrhål. Kväve kan uppträda i många former med olika egenskaper. De kan också övergå från en form till en annan i naturen. Ammoniumjonen (NH_4^+) står i kemisk jämvikt med ammoniak (NH_3), vilken styrs av pH och temperatur. Andra förekomstformer är nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-) som kan vara toxiska för vattenlevande organismer vid tillräckligt höga koncentrationer. Kväve är dessutom ett näringsämne som kan bidra till övergödning i en del ytvatten. Information om rester från sprängämnen ska finnas i avfallshanteringsplanen.

3.3.3 Ämnen från andra tillförda kemiska produkter

I de olika processtegen kan olika ämnen tillsättas, till exempel flotationskemikalier. Vattenhanteringsens och övriga processers utformning kan också medföra att utsläppets temperatur, redox-förhållanden eller pH förändras från ett steg till ett annat. Det kan i sin tur orsaka kemisk-fysikaliska reaktioner som ändrar utsläppets sammansättning eller egenskaper. Verksamhetsutövaren behöver därför gå igenom den planerade processen för att identifiera vilka ämnen som kan tillföras utsläppet. Redovisning av använda kemikalier och mängder ska ske samt i vilken process de ska användas. De ska också framgå vart ämnena tar vägen (luft, vatten, utvinningsavfall). Information om tillförda kemikalier ska finnas i avfallshanteringsplanen.

Säkerhetsdatablad på de kemiska produkter som kan tänkas tillföras utsläppet bör tas med i underlaget. Om antalet kemiska produkter är för stort räcker det att namnge de kemiska produkterna, deras klassificering (enligt CLP-förordningen⁸) samt vilket/vilka kemiska ämnen som ger upphov till klassificeringen. Exempel på klassificering kan vara brandfarlig vätska, ögonirritation, kronisk toxicitet för vattenmiljön et cetera.

⁸ Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1272/2008 om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar.



3.4 Undersökning av utlakning till vatten från fast material och utvinningsavfall

Vid en gruva finns fler olika typer av fasta material som i kontakt med vatten kan ge upphov till ett lakvatten. Spridningen av potentiellt förorenande ämnen från hanterade material och utvinningsavfall begränsas av hur hårt eller löst bundet ämnet är till mineralet och om mineralet förändras med tiden genom vittring. Utlakningen av ämnen till vattenfas är beroende av ytkemiska jämvikter mellan den fasta fasen och vattenfasen. Dessa undersöks ofta med hjälp av laboratorietester. Finns tillräckliga indata kan även beräkningar göras med termodynamiska eller empiriska modeller. Det kan även övervägas att undersöka möjligheterna att få information om processvattnets sammansättning via de provanrikningar som görs vid provbrytning av en malm.

Verksamhetsutövaren måste skaffa sig kunskap om den framtida kemiska sammansättningen i det processvatten och lakvatten som hanteringen

av materialen och utvinningsavfallen ger upphov till. Det är därför väsentligt att inte enbart samla information om värdemineral vid de undersökningar som föregår en gruvetablering utan även om egenskaper som påverkar utvinningsavfallets skadlighet. Det gäller såväl innehållet i det avfall som uppstår som de förändringar som avfallet kan genomgå när dess yta förstoras och det utsätts för förhållanden ovan jord. För hanteringen av utvinningsavfallet ska denna information tas fram vid karaktäriseringen och ska ingå i avfallshanteringsplanen. En avfallshanteringsplan är alltså en plan för hur en verksamhet ska minimera, behandla, återvinna och bortskaffa utvinningsavfall och hantera risker för olyckshändelser. Avfallshanteringsplanen rymmer med andra ord flera delar som är relevanta för beskrivningen av utsläpp till ytvatten.

Se även avgränsningarna i avsnitt 1.3.

3.4.1 Testning av vittrande material och utvinningsavfall

Många bergarter bildas under syrefria förhållanden och vittrar därför när de brutits loss från berggrunden, och exponeras för de förhållanden som råder ovan jord. Ofta ökar även bergets specifika yta som kan reagera med exempelvis syre vid den fragmentering som orsakas av sprängning. För att kunna göra en bedömning av en utvinningsavfallsanläggningens omgivningspåverkan behövs kunskaper om utvinningsavfallets innehåll och vittringsförmåga. Av särskilt stor vikt är att bestämma sulfidhaltiga utvinningsavfalls syrabildnings- och neutraliseringspotential, vittringshastighet och lakvattensammansättningen över tiden. Det finns två huvudtyper av test för vittringsbenägenhet: statiska test (syra- basberäkningar (ABA)) och kinetiska test såsom t.ex. fuktkammarförsök, kolonn- och pilotförsök.

3.4.1.1 Statiska test

ABA (Acid Based Accounting) är ett statistiskt test som uppskattar balansen mellan den syraproducerande och buffrande potentialen i ett sulfidhaltigt material. Testet fastställer materialets syrabildningspotential (AP) och neutraliseringspotential (NP). Kvoten mellan NP och AP beräknas som neutralisationspotentialskvoten (NPR).

Beräkning av AP baseras enligt de flesta vedertagna metoderna på antagandet att allt svavel i materialet förekommer som pyrit (FeS_2) och att aciditeten kommer ifrån fullständig oxidation av pyrit i materialet. Det finns en europastandard för så kallade ABA-tester (Acid-Base-Accounting) SS-EN 15875⁹. Svavel kan även finnas i icke-syraproducerande mineral, som gips, anhydrit och baryt, vilket kan överskatta materialets syraproducerande potential. I testet finns möjlighet att ta hänsyn till det vid bestämningen av syrabildande potential.

Det finns andra liknande tester, där NAG-tester skiljer sig från de övriga och från det europeiska testet:

- Standardiserat, Acid Base Accounting, ABA¹⁰
- Modifierat, ABA¹¹
- British Columbia Research Initial (BCRI)¹²
- Net acid generation (NAG)¹³

3.4.1.2 Kinetiska test

Kinetiska tester ger i motsats till statiska testmetoder information om de syrabildande och buffrande processernas reaktionshastigheter. En teknisk rapport som beskriver ett antal tillgängliga kinetiska testmetoder, till exempel fuktkammarförsök, har tagits fram inom den europeiska standardiseringskommissionen CEN.¹⁴ Rapporten beskriver även om och hur metoderna kan tillämpas.

Fuktkammarförsök är en variant av ett kinetiskt test vars syfte är att bestämma oxidationshastigheten och bestämma om lakvattnet kommer att bli surt i syfte att efterlikna naturens geokemiska vittringsprocesser. Resultaten från ett sådant försök visar hur vittring och urlakning av ett material förändras med tiden. Det gör att hastigheten på syraproduktionen kan bestämmas och man kan förutsäga vilka åtgärder som krävs för att förhindra syraproduktion och tungmetalläckage. Försöket går ut på att en begränsad mängd provmaterial utsätts för syremättad luft som växelvis är torr och fuktig. Provet lakas därefter med avjoniserat vatten under 1 timme, där en mindre del av den utlakade mängden analyseras. Denna cykel kan upprepas i upp till ett par år.

En begränsning med fuktkammarförsöken är att de utförs över relativt korta tidsperioder jämfört med de hundratals år av lakvattenutveckling som testerna skall utvärdera. Upplösning och utfällning av sekundära vittringsprodukter, vilka ofta bestämmer lakvattenkemin under fältförhållanden, fångas heller inte upp, eftersom att vittringsprodukter sköljs bort i testet med jämna mellanrum.

⁹ Statiskt test för bestämning av syrabildnings- och neutraliseringspotential i sulfidhaltigt avfall. (SS-EN 15875:2011)

¹⁰ Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.R. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054 (U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio)

¹¹ Lawrence, R.W. and Wang, Y. (1996). Determination of neutralization potential for acidrock drainage prediction. MEND Report 1.16.3, Ottawa, ON, 149 p.

¹² Bruynesteyne, A. and Duncan, D.W. 1979. Determination of acid production potential of waste materials. Met. Soc. AIME, paper A-79-29, 10 p.

¹³ Miller, S., Robertson, A. and Donohue, T. (1997). Advances in Acid Drainage Prediction Using the Net Acid Generation (NAG) Test. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Proceedings, vol II, pp 535-549.

¹⁴ Kinetiska tester för bedömning av syrabildningspotential i sulfidhaltigt avfall från utvinningsindustrin. (SIS-CEN/TR 16363:2012)

3.5 Verksamhetens vattenhantering

En gruvverksamhet kan släppa ut vatten till närliggande recipienter genom ett antal delströmmar, både i form av punktutsläpp och diffusa utsläpp. Vattenhanteringen för en gruva är ofta ett omfattande tekniskt system som hanterar stora volymer. Processvattnets volym och sammansättning i olika led beror helt på verksamhetens utformning. Ofta recirkuleras det internt i processen, vilket kan resultera i att halterna av vissa ämnen upparbetas efterhand. Ofta används allt processvatten slutligen som transportmedium för att pumpa anrikningssand, det vill säga den del av det krossade och malda berget som inte blir produkt, till sandmagasin varifrån det kan behandlas och renas på olika vis före utsläpp (se avsnitt 3.7). Nederbörd och länshållningsvatten ses ofta som en resurs som i högre eller mindre grad samlas in och ersätter färskvatten i processen istället för att ledas bort som ett utsläpp. Det är också vanligt att vatten från sandmagasinet cirkuleras i processerna för att minska vattenförbrukningen.

Vattenhanteringen är nära sammankopplad med gruvans avfallshantering. Som nämnts ovan nyttjas processvattnet för att pumpa anrikningssanden till sandmagasin där sanden slutdeponeras. En viktig del i reningen av processvattnet är den adsorption av metaller som sker på de färska mineralytorna i anrikningssanden. Efter, eller som en del i, sandmagasinet ligger vanligtvis ett klarningsmagasin, där vattnet samlas upp och kvarvarande suspenderade mineralpartiklar kan sedimentera. Dessa magasin omgärdas av naturliga höjder i terrängen och av dammar. En viktig del i kartläggningen av verksamhetens vattenhantering är därför att kvantifiera flödena från sand- och klarningsmagasinen. Eftersom magasinerna täcker stora arealer kan flödena öka kraftigt i samband med intensiv nederbörd eller hastig snösmältning. Utöver det dominerande delflödet via utskov ska även dränageflöden och diffust grundvattenflöde beaktas. Kvantifieringen av delflöden ska göras för såväl befintlig och planerad som avslutad verksamhet. Vattenföringen från magasinet/magasinen kan komma att nå recipienten antingen som punktutsläpp eller diffusa utsläpp. Fördelningen häremellan bör framgå av utsläppsbeskrivningen. Utförliga beskrivningar av hur gruvdammar ska konstrueras, underhållas och övervakas finns i branschens gemensamma riktlinjer för dammsäkerhet, GruvRIDAS¹⁵.

Punktutsläpp är vatten som tillförs recipienten i en bestämd punkt, typiskt via en rörledning eller ett dike. Ofta samlas olika delströmmar till ett gemensamt utsläpp, i synnerhet då länshållningsvatten och dränagevatten tillförs gruvans processvattensystem.

Exempel på punktutsläpp är:

- **Länshållningsvatten:** Inträngande yt- och grundvatten till gruvan. Vid underjordsbrytning är inflödet stabilare under året än för dagbrott, där behovet av länshållning varierar kraftigt mellan olika årstider.
- **Uppsamlande/avledande diken:** Dikessystem kan ha flera olika funktioner. Förenklat används diken dels nedströms till exempel materialupplag för att samla upp avrinning som kan antas vara förorenat, dels uppströms för att förhindra opåverkat vatten att nå området. Det senare kan göras både för att skydda vattenresursen och för att undvika översvämning av lågpunkter i verksamhetsområdet, till exempel dagbrott.
- **Utlopp (bräddavlopp):** Vid situationer när tillrinningen till klarningsjön/-magasinet är större än behovet av processvatten och bassängens magasineringsskapacitet släpps överskottet ut i enlighet med tillståndet. Vanligtvis sker detta via en bräddningspunkt i bassängen/magasinet till ett dike eller bäck.

Diffusa utsläpp till ytvatten sker via grundvatten som inte fångas av vattenhanteringen, till exempel till följd av nederbörd och smältvatten eller infiltration från vattenmagasin inom verksamhetsområdet som når grundvattnet utan att ledas bort i diken. Diffusa utsläpp är svårare att lokalisera, mäta och kontrollera än punktutsläpp. Effekter från diffusa utsläpp innebär förutom förorenings-spridning till ytvatten också förorening av grundvattenresursen som sådan.

I utsläppsbeskrivningen bör det ingå en uppskattning av de vattenmängder som kommer att hanteras, samt en beskrivning av vattenbalansen för verksamheten och verksamhetsområdet (inklusive deponierna och diffusa utsläpp).

¹⁵ GruvRIDAS är en branschpassning av de svenska kraftföretagens riktlinjer för dammsäkerhet RIDAS. Alla gruvföretag i Sverige har åtagit sig att följa den GruvRIDAS vägledning. Förutom vägledning för hur man bygger en säker damm innehåller vägledningen bland annat anvisningar för hur dammar ska besiktigas och hur dammsäkerheten ska utvärderas av externa experter. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Proceedings, vol II, pp 535-549.
Kinetiska tester för bedömning av syrabildningspotential i sulfidhaltigt avfall från utvinningsindustrin. (SIS-CEN/TR 16363:2012)

”Punktutsläpp är vatten som tillförs recipienten i en bestämd punkt, typiskt via en rörledning eller ett dike. Diffusa utsläpp är svårare att lokalisera, mäta och kontrollera än punktutsläpp.”

3.6 Diffus spridning via grundvatten

Om ett ämne når grundvattnet kan det leda till att en ytvattenrecipient belastas diffust. För att få en sammanhållen bild av utsläppen till recipient är det därför viktigt att kunna göra en uppskattning av den diffusa spridningens bidrag till ytvattenrecipienten.

Sett ur ett ytvattenperspektiv kommer många ämnen i grundvatten att fördröjas och ibland helt stoppas upp. Det bör poängteras att denna handbok enbart hanterar ytvatten som skyddsobjekt. Om marken eller grundvattnet har ett skyddsvärde är inte en fråga som ligger inom avgränsningarna. Grundvattentransport i berg hanteras heller inte i denna handbok.

3.6.1 Mekanismer bakom spridning i grundvatten

För att bestämma spridningen av ämnen i grundvatten, måste grundvattenflödets riktning och hastighet bestämmas. Detta kräver information om grundvattnets gradient, det vill säga ”lutningen” på den fria grundvattenytan eller den hydrauliska trycknivån, och om akvifärens genomsläpplighet, vilken vanligtvis beskrivs av den hydrauliska konduktiviteten i akvifären. Hur detta görs beskrivs i avsnitt 4.2.4.

Kunskap om grundvattnets transporthastighet möjliggör bestämning av så kallad advektiv transport av ett ämne, det vill säga hur en löst substans passivt förflyttas av strömmande grundvatten.

Det finns ett antal processer som interfererar med denna transport, vilka man måste ta hänsyn till vid beräkning av spridning:

- **Dispersion.** Grundvattnet och transporterade ämnen kommer att hitta olika flödesvägar genom mindre och större porer eller sprickor i akvifären. Beroende på hur dessa porer eller sprickor är kopplade till varandra kommer en del av flödesvägarna vara längre än andra vilket

resulterar i längre transporttider för grundvattnet att nå en viss nedströms punkt. Dessutom är transport genom små porer eller sprickor långsammare på grund av ökad friktion. Resultatet är en fördelning eller utspridning av ämnet i longitudinell och horisontell riktning, som kallas dispersion. Dispersionen minskar inte den totala massan av ämnet i akvifären men ämnets koncentration i en nedströms övervakningspunkt kommer initialt att vara lägre än vid källan.

- **Diffusion.** Utjämnning av koncentrationsskillnader genom ett ämnes transport från lösning med hög koncentration till lösning med låg koncentration. Diffusion av lösta ämnen i grundvatten förekommer men blir endast relevant vid mycket låga grundvattenflödes hastigheter. Under normala förhållanden är diffusionen försumbar.
- **Sorption.** Fastläggning av ämnen som finns i vattenfas på ytor sker genom sorption, som är ett samlingsnamn för adsorption (på en yta) och absorption (i en matris). Ett ämnes sorption till matrismaterialet kan tillfälligt fördröja ämnet i förhållande till grundvattnets flödes hastighet. I likhet med dispersionen, leder detta inte till någon minskning av massan men koncentrationer som når en nedströms kontrollpunkt kommer initialt vara lägre än vid källan. I modeller används oftast den linjära fördelningskoefficienten K_d för att beskriva sorption. Denna är i hög grad ämnesspecifik, men beror också på markens egenskaper och vara begränsad till dess markens sorptionskapacitet (mättnad kan uppnås).
- **Nedbrytning.** Om det transporterade ämnet är föremål för biologisk eller annan nedbrytning, kommer denna nedbrytning att resultera i en verklig massreduktion. Om nedbrytning är en viktig process kan nedbrytningsprodukter behövas i beaktande.

3.6.2 Modeller för beräkning av förorenings-spridning i mark

För att beräkna läckage från grundvatten till ytvatten kan man använda olika beräkningsmodeller för spridning. Det finns flera olika angreppssätt för dessa, där den här handboken ger exempel på: 1) stationära modeller med konstant källterm och 2) tidsberoende modeller med avklingande källterm. Dessa har gemensamt att de utifrån en koncentration eller mängd vid föroreningskällan (den så kallade källtermen) kan beräkna en koncentration i recipienten. Modellerna förutsätter en källterm som finns från början och som vid stationär modellering beskrivs som konstant eller vid tidsberoende modellering beskrivs som avtagande allteftersom utlakningen fortgår.

Ett särskilt fall är då utvinningsavfallet vittrar med tiden. Då sker det omvända och källtermen ökar med tiden. Modellerna är alltså inte tillämpliga när källtermen utgörs av sulfidhaltigt utvinningsavfall eller annat vittrande utvinningsavfall.

3.6.2.1 Stationära modeller

Stationära modeller antar att källtermens storlek, alltså koncentrationen i det material som emitterar föroreningar, är konstant. Den enda utspädning som tas med är den som sker i grundvattnet. Det innebär att de stationära modellerna ger den maximala halten som kan uppstå i grundvattnet på grund av utläckage från marken, oavsett när i tiden detta sker.

Från källtermen kan utlakningen uppskattas baserat på antaganden om vattenflöden genom den förorenade volymen jord. Väl nere i den mättade grundvattenzonen beaktas som tidigare nämnts endast utspädning genom omblandning och

inblandning av vatten som infiltrerar från marken nedströms det förorenade området.

I stationära modeller tas alltså ingen hänsyn till att ämnen fastläggs i marken. Inte heller att nedbrytning sker på vägen eller att halten i grundvattenplymen kommer att spädas genom dispersion. I den meningen är modellen konservativ och kommer att överskatta mängden förorening som sprids till recipient.

Stationära modeller ställer lägre krav på processorkraft och underlagsdata, vilket gör att de kan vara en lämplig startpunkt för beräkning av koncentrationer i grundvatten. Även vid projekt till exempel över långa tidsperioder, osäkerheter i hur verksamheten ska bedrivas eller hur materialet påverkas över tid kan stationära modeller vara det mest lämpliga angreppssättet.

3.6.2.2 Tidsberoende modeller

Vid tidsberoende, eller transienta, modeller kan man anta avklingande halter vid föroreningskällan (det vill säga en avklingande källterm) och en tidsberoende transport i grundvattnet. Hänsyn tas även till flödes- och fastläggningsmekanismer som advektion, dispersion och linjär sorption. Tidsberoende modeller kan till exempel ge bättre information om ämnen som förväntas lakas ut under kort tid och som sedan transporteras under lång tid jämfört med stationära modeller.

De kräver dock tillgång till mer data än stationära modeller och i de fall där dessa data är förknippade med stora osäkerheter är det möjligt att utsläppet till recipienten från grundvatten underskattas.

3.7 Planerad rening av utsläpp

Gruvverksamhet har ofta någon form av behandling eller rening av utgående vatten. Miljöbalken anger att bästa möjliga teknik ska användas, vilket innebär användning av teknik som är industriellt tillgänglig och inte teknik på forskningsstadiet. För att inte underskatta utsläppet bör verksamhetsutövaren, även i det här fallet, göra konservativa antaganden om den planerade reningsteknikens effektivitet och nödvändig tid för drifttagande.

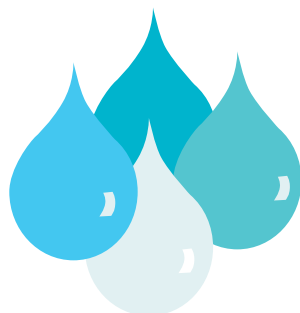
Efter genomförd analys av det samlade framtida utsläppet ska resultaten sammanställas i en form som är lämplig för det fortsatta arbetet. Utsläppsbeskrivningen i sig bör ingå som en del av prövningsunderlaget. Den utgör också ett nödvändigt underlag för beräkning av framtida halter i recipienten.

Beskrivningen av det framtida utsläppet till följd av planerad gruvverksamhet utgör en förut-

sägelse, en prediktion. För detta behöver någon form av modell användas som rymmer olika typer av fel och osäkerheter. Verksamhetsutövaren ska eftersträva att dels i möjligaste mån minska dessa, dels skatta storleken och betydelsen av dem, se kapitel 2.5.3.

Tänk på att...

... vattenrening tas upp i EU:s BAT reference document (BREF) om gruvavfall från 2009. Dokumentet revideras för närvarande och förväntas vara uppdaterat under 2018.



3.8 Kvantifiering av utsläpp till recipient

Efter genomförd analys av det samlade framtida utsläppet ska resultaten sammanställas i en form som är lämplig för det fortsatta arbetet. Utsläppsbeskrivningen i sig bör ingå som en del av provningsunderlaget. Den utgör också ett nödvändigt underlag för beräkning av framtida halter i recipienten.

Beskrivningen av det framtida utsläppet till följd av planerad gruvverksamhet utgör en förutsägelse, en prediktion. För detta behöver någon form av modell användas som rymmer olika typer av fel och osäkerheter. Verksamhetsutövaren ska eftersträva att dels i möjligaste mån minska dessa, dels skatta storleken och betydelsen av dem, se kapitel 2.5.3.

3.8.1 Funktionell enhet

Generellt gäller att utsläppet bör uttryckas som mängd per tidsenhet, respektive volym per tidsenhet (till exempel X kg As/år och Y m³ vatten/månad). Att använda föroreningsmängder och vattenvolymer per tidsenhet underlättar den fortsatta utredningen av framtida halt i recipient.

3.8.2 Total, löst respektive biotillgänglig halt

Utsläppet bör kvantifieras med hjälp av totalhalter, eftersom haltberäkningarna i recipient beräknas utifrån dessa. Toxiska effektnivåer kan dock avse biotillgänglig eller löst koncentration, se tabell 4. Vattenkemin kan vara en helt annan i recipienten jämfört med utsläpp. Därmed kan andelen löst eller biotillgänglig koncentration ändras när utsläppet når recipienten.

Fördelningen mellan löst och partikelbunden halt för ett ämne kan ofta vara relevant att veta under utredningen, eftersom den styr hur belastning och ackumulation i primärrecipienten kommer att utvecklas över tid.

3.8.3 Antal delströmmar och utsläppspunkter

Antalet strömmar och utsläppspunkter ska i första hand avspegla den förväntade situationen inklusive läckage från dammar och andra diffusa utsläpp. I andra hand kan man göra förenklingar där likartade och/eller närliggande strömmar och punkter beskrivas samlat.

När utsläppet beskrivs med hjälp av olika strömmar och/eller utsläppspunkter kommer komplexiteten i beskrivningen att öka. Det gör det dock möjligt att hantera exempelvis det faktum att även om olika utsläpp sker i samma recipient, kan de ge olika påverkan beroende på var utsläppen sker. I många fall kan det dock vara så att utsläppspunkter i samma recipient bör summeras, genom att låta den framtida halten efter uppströmsutsläppet ligga till grund för beräkningen i nedströmsutsläppet.

I det enklaste fallet beskrivs utsläppet som ett enda flöde i en utsläppspunkt, vilket ger en enklare utredning men färre nyanser och mindre precision. Det kan dock vara den bästa vägen att gå när dataunderlaget är för knappt eller om osäkerheterna kring grundläggande antaganden är för stora för att ge ett tillförlitligt underlag.

4 Beskrivning av recipienten

Det är recipienten med dess ingående ekosystem och organismer som ska skyddas från skada eller olägenhet till följd av utsläpp från gruvverksamhet. Alla naturliga vatten skyddas av miljöbalken, oavsett storlek. Ett mycket stort antal vatten är dessutom utpekade som vattenförekomster enligt vattenförvaltningen. Där gäller också miljökvalitetsnormen om god status och icke-försämringskravet.

För att kunna beskriva den befintliga och framtida utsläppssituationen är det nödvändigt att beskriva recipienten. Det ligger till grund både för att beräkna framtida halter och bestämma toxiska effektnivåer i recipienten. Beskrivningen ska omfatta både hur recipienten, eller recipienterna, avgränsas och en karaktärisering av den-/desamma. Beroende på gruvverksamhetens utformning i förhållande till terrängen kan utsläpp nå ytvatten i mer än en punkt eller längs mer än en sträcka. Verksamhetsutövaren behöver då ta ställning till om det är ändamålsenligt att beskriva det som en eller flera recipienter och hur avgränsningen ska göras. En utgångspunkt är att förstå det hydrologiska system som recipienten är en del av, ofta genom att bestämma det lokala avrinningsområdets utbredning och huvudsakligt utbyte med grundvattnet. Olika recipienter är olika hänsynskrävande. Känsligheten för ett visst utsläpp beror bland annat på recipientens storlek och bakgrundsbelastning. Skyddsvärdet beror på bland annat eventuell förekomst av rödlistade arter eller om vattenområdet har något formellt områdesskydd¹⁶.

Denna övergripande beskrivning måste därutöver konkretiseras med tillräckligt omfattande hydrologiska, kemisk-fysikaliska och biologiska undersökningar för att utgöra ett fullgott underlag. Hydrologiska och kemisk-fysikaliska processer i ytvattnet uppvisar normalt stora variationer i tid och rum. Flöden och ämnestransporter är ofta större i samband med snösmältning och ihållande kraftig nederbörd, samtidigt som halterna kan vara lägre till följd av utspädning. Responsen av en enskild påverkan är ofta snabbare och tydligare högt upp i avrinningsområdet än längre nedströms där det större vattendragets volym har en utjämnande effekt. Det är därför nödvändigt att både datainsamling och analys av data görs på ett sådant vis att resultaten blir korrekta, relevanta och representativa för den undersökta recipienten. Se även avsnitten 2.5 Metoder för beskrivning av fel och osäkerheter och 4.6 Praktiska aspekter på datainsamling från recipient.

¹⁶ Det finns ett antal olika områdesskydd enligt 7 kap MB Skyddade områden, bland andra Natura 2000-områden och vattenskyddsområden. Flera vatten omfattas även av särskilda kvalitetskrav enligt vattenförvaltningsförordningen, se Tabell 8.



”Flöden och ämnestransporter är ofta större i samband med snösmältning och ihållande kraftig nederbörd, samtidigt som halterna kan vara lägre till följd av utspädning.”

4.1 Avgränsning och karaktärisering av recipienten

4.1.1 Geografisk avgränsning

Grunden för den fortsatta beskrivningen är att recipienten, det vill säga verksamhetens påverkansområde i akvatisk miljö, avgränsas på ett relevant vis. Olika uppfattningar om vilken recipient som ska beskrivas gör det svårt eller omöjligt att i senare skede vara överens om att rätt utredningar genomförts och att beskrivningen kan ligga till grund för konsekvensbedömning och granskning. Därför kan det vara lämpligt att inledningsvis välja ett större utredningsområde om inte den inledande utredningen kan ge ett entydigt svar på hur recipienten ska avgränsas. Avgränsningen kan i så fall preciseras och utredningsområdet minskas till att motsvara recipienten i takt med att de fördjupade utredningarna genomförs.

Vid avgränsningen finns ett antal övervägande som kan behöva göras för att underlätta beslutet:

- För det första ska primärrecipienten omfatta områden så nära gruvverksamheten som möjligt, så att inget vatten "glöms bort" i beskrivningen. Samtidigt gäller att recipienten inte ska vara en del av verksamheten. Klarningsbassänger, avledande diken och annan infrastruktur för vattenhantering betraktas som en del av verksamheten. Recipienten identifieras i det här sammanhanget som ett ytvatten, det vill säga oftast en sjö eller ett vattendrag. Det kan mycket väl finnas andra hydrologiskt känsliga miljöer, till exempel våtmarker, mellan verksamhetsområdet och det första ytvattnet. Sådana miljöer ska ingå i miljökonsekvensbedömningen, men betraktas inte som recipient i det här sammanhanget.
- Recipienten ska avgränsas så att den omfattar det vatten som sannolikt kan komma att påverkas av utsläppet. Ofta utgörs recipienten av ett vattendrag, från utsläppspunkten till utloppet i en sjö eller större vattendrag. Om även nästa vatten ska ingå är det lämpligt att betrakta dem var för sig eftersom bland annat de hydrologiska förutsättningarna skiljer sig åt mellan till exempel ett vattendrag och en sjö. Är recipienten en mindre sjö är det rimligt att hela sjön betraktas som recipient. För större sjöar, eller om andra särskilda förhållanden råder, kan det vara lämpligare att avgränsa recipienten till en vik eller på annat sätt del av sjön.
- Utöver att avgränsa recipienten – den öppna vattenytan – bör avrinningsområdet bestämmas. Det kan till exempel avgränsas med hjälp av nationell höjddata¹⁷, eller genom att utnyttja de avrinningsområden som SMHI har modellerat för ett mycket stort antal vattendrag. En indikativ vattenbalans på årsbasis bör presenteras för avrinningsområdet för att ge en uppfattning om recipientens hydrologiska förutsättningar. Vattenbalansen bör i sin tur inkludera en hydrograf som beskriver flödesvariationer över året. Även mellanårsvariationer är av stort intresse för recipientbeskrivningen. För ett fåtal vattendrag finns hydrografer framtagna, i annat fall kan till exempel S-HYPE¹⁸ användas för att modellera fram vattenföringen. I de fall hydrografen baseras på faktiska mätningar i vattendraget behöver de utföras under längre tid. Förslag på metoder för att mäta vattenföring ges i 4.2.2 Vattenföring och hydrografer.
- Klargör om recipienten helt eller delvis utgörs av en del av, en hel eller flera ytvattenförekomster enligt vattenförvaltningen. Det är även relevant att utreda om grundvattnet kring verksamheten ingår i en grundvattenförekomst.
- Recipientens grundvattenberoende ska beaktas. Normalt sett sammanfaller avrinningsområdet för ytvatten med det för grundvatten. En bedömning bör göras om det kan antas gälla för det betraktade området eller om vattendelare för grundvattnet behöver bestämmas separat. Grundvattennivåer och en geologisk beskrivning behövs för att beskriva i hur hög grad grundvattenflöden kan bidra till föroreningstransport från gruvområdet och/eller utspädning av ytvattnet. Grundvattnets andel/bidrag (av det lokala ytvattenflödet i recipienten) är ofta större högt upp i avrinningsområdena än närmare utloppet.
- I undantagsfall kan de hydrologiska gränserna vara säsongsberoende med olika utbredning och sträckning vid hög- och lågflödessituationer.

***Den inledande utredningen bör innehålla...
... ett förslag på hur recipienten/recipienterna
bör avgränsas geografiskt***

¹⁷ <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Hojddata/>

¹⁸ Uppsättningen av HYPE-modellen för hela Sverige kallades för S-HYPE. HYPE (HYdrological Predictions for the Environment) är en hydrologisk modellkod, utvecklad vid SMHI som används för att beräkna faktorer knutna till vattenresurser och vattenkvalitet. SMHI tillgängliggör information om sötvatten och kustvatten i Sverige via hemsidan Vattenwebb (vattenwebb.smhi.se). Allt är fritt att använda och ladda ner. Härifrån kan man klicka sig vidare till utförlig information om hur den hydrologiska datan är modellerad, vilken indata som används med mycket mera.



4.1.2 Hänsynskrav, känslighet och skyddsvärde

Olika vatten kan uppvisa både olika känslighet och olika skyddsvärde. Den aktuella recipientens känslighet och skyddsvärde bör avspglas i utredningarnas inriktning och omfattning. De avgör med andra ord vilka hänsynskrav utredningarna ska leva upp till. Recipientens känslighet och skyddsvärde kan även påverka vilken utsläppssituation som är mest kritisk att utreda och beskriva. Om hänsynskraven är starkt kopplade till en specifik aspekt, till exempel förekomst av en viss organism under lekperiod, kan det motivera att utredningen fokuserar på att beskriva den framtida utsläppssituationen snarare än generella effektnivåer. Representativitet och provtagningsplanering diskuteras utförligare i avsnitt 2.5.1. Hänsynskraven måste avgöras från fall till fall i en samlad bedömning.

4.1.2.1 Känslighet

Känslighet avser hur troligt det är att ett utsläpp till recipienten skulle påverka den negativt. Känsligheten beror av flera faktorer. Dels beror det

på i vilken grad organismerna i recipienten redan är påverkade – stressade – av till exempel belastning från andra befintliga verksamheter. Det beror också av recipientens och tillrinningsområdets kemisk-fysikaliska egenskaper med avseende på dess buffrande egenskaper. Känsligheten kommer med andra ord att kunna vara olika för kväveutsläpp, där pH har stor betydelse för ammoniakbildning, och metaller där också pH, kalciumhalter och löst organiskt kol (DOC) påverkar biotillgänglighet. Känsligheten kan också uppvisa säsongsvariationer, till exempel om recipienten är lekplats för fisk så att det finns rom under vissa perioder. I de fall prövningen gäller ett utökat tillstånd kommer data och undersökningar genomförda inom ramen för det befintliga kontrollprogrammet ofta att kunna användas, eventuellt med kompletteringar på grund av till exempel nya krav eller ny kunskap sedan tidigare tillstånd gavs. Vid prövning av tillstånd för verksamhet i nya områden krävs nya undersökningar för att kunna göra en fullständig beskrivning av känsligheten.

Den inledande utredningen bör innehålla...

... en sammanställning över kända särskilda hänsynskrav för recipienten, inklusive underlag för att identifiera särskilt känsliga organismer i recipienten.

4.1.2.2 Skyddsvärde

Skyddsvärde avser hur högt samhället värderar just den här recipienten. Samhället värderar vissa vatten högre än andra av olika skäl, från dricksvatten till miljöskydd. Ett stort antal ytvatten ingår i formellt skyddade områden enligt 7 kap. miljöbalken, vilket ger dem olika starka områdesskydd.

De vanligaste områdestyperna är Natura 2000-områden och naturreservat, ofta i kombination. Vattenförvaltningsförordningen pekar ut ytterligare ett antal olika typer av skyddade områden, enligt Tabell 8. Med skydd avses i det här sammanhanget att de omfattas av kvalitetskrav som baseras även på andra EG-direktiv än vattendirektivet. Förutom att recipienten som sådan kan ha ett formellt skyddsvärde kan någon av de organismer som är beroende av recipienten ha ett skyddsvärde som ska beaktas när recipientens hänsynskrav diskuteras. Artskyddsförordningen (2007:85) ger ett starkt juridiskt skydd till de arter som omfattas. Dessutom används den så kallade rödlistan som en vägledning av olika arters skyddsvärde.

Rödlistning av hotade arter är inte en del av svensk lagstiftning utan ett system som utvecklats av den internationella naturvårdsunionen (IUCN) för att utvärdera tillståndet för arter i naturen.

Natura 2000-områden utses med stöd av fågeldirektivet eller art- och habitatdirektivet. Varje Natura 2000-område har en bevarandeplan som tydligt anger vilka naturtyper och/eller arter som ligger till grund för utpekandet. Det betyder att alla delar av området inte har samma skyddsvärde ur ett Natura 2000-perspektiv. Recipientens skyddsvärde bör därför bedömas utifrån dess betydelse för Natura 2000-områdets utpekande. Även geografisk representativitet kan vara motiverat att väga in. En naturtyp eller art som är mer trivial i ett nationellt (eller globalt) perspektiv kan anses ha högre skyddsvärde lokalt och tvärtom. På motsvarande vis kan en kort recipientsträcka i ett stort vattensystem bedömas ha lägre skyddsvärde än om den påverkade recipienten är stor.

Tabell 8. Skyddade områden enligt vattenförvaltningsförordningen

Typ av skyddat område	EG-direktiv
Dricksvattenförekomster	Artikel 7 vattendirektivet (2000/60/EG)
Områden för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- eller växtarter	Fiskvattendirektivet (2006/44/EG, tidigare 78/659/EEG) och skaldjursdirektivet (2006/113/EG, tidigare 79/923/EEG) har upphört att gälla. Områdena skyddas av vattendirektivet samt förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.
Rekreativsvatten/Badvatten	Badvattendirektivet (2006/7/EG)
Områden som är känsliga för utsläpp av näringsämnen	Nitratdirektivet (91/676/EEG)
Områden som är känsliga för utsläpp av näringsämnen	Avloppsdirektivet (91/271/EEG) – kväve
Områden som är känsliga för utsläpp av näringsämnen	Avloppsdirektivet (91/271/EEG) – fosfor
Livsmiljöer och arter – Natura 2000	Art- och habitatdirektivet (92/43/EEG)
Livsmiljöer och arter – Natura 2000	Fågeldirektivet (2009/147/EG, tidigare 79/409/EEG)

4.1.3 Nuvarande ytvattenstatus enligt vattenförvaltningen

Det ska framgå redan av den inledande utredningen om recipienten helt eller delvis sammanfaller med en vattenförekomst. I de fall den gör det gäller vattenförekomstens miljökvalitetsnorm, som redovisas på länsstyrelsernas gemensamma hemsida Vatteninformationssystem Sverige (VISS). Det sätter ramar för vilken påverkan som är möjlig att få tillstånd för. Därför är det nödvändigt att recipientbeskrivningen redogör för den aktuella ytvattenstatusen enligt vattenförvaltningen.

Normen uttrycker antingen att nuvarande status ska upprätthållas alternativt förbättras. Statusbegreppet består dels av ekologisk ytvattenstatus, som är ett samlingsmått på tillståndet enligt en femgradig skala från dålig till hög, dels en kemisk ytvattenstatus som kan vara antingen god eller ej god. Ekologisk ytvattenstatus utgörs av tre grupper av kvalitetsfaktorer; biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska. (Tabell 9).

När kvalitetsfaktorerna vägs samman är det den kvalitetsfaktor som uppvisar sämst status som styr, se Figur 4. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan bara sänka från hög till god status, medan fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan sänka ner till måttlig status¹⁹. Det räcker med att ett enskilt ämne överskrider värdet i HVMFS 2013:19 för att kvalitetsfaktorn SFÄ sätts till måttlig. De biologiska kvalitetsfaktorerna kan däremot föranleda en sänkning ner till dålig status. Av detta följer också att en vattenförekomst inte kan få god status om till exempel SFÄ klassificerats till måttlig. Eftersom Weserdomen visat att icke-försämringskravet ska tillämpas på enskilda kvalitetsfaktorer, inte enbart på aggregerad status behöver den inledande recipientundersökningen identifiera vilka kvalitetsfaktorer som ska ingå i den fördjupade undersökningen och vilka som kan avgränsas bort i det specifika fallet.

Den inledande utredningen bör ange...

... om recipienten/recipienterna utgör del av en eller flera vattenförekomster enligt vattenförvaltningen ska dess ekologiska status och miljökvalitetsnorm noteras. Ett förslag på vilka kvalitetsfaktorer som är relevanta för att bedöma det planerade utsläppet påverkan på recipientens/recipienternas ekologiska status ska också ingå.

Tänk på att...

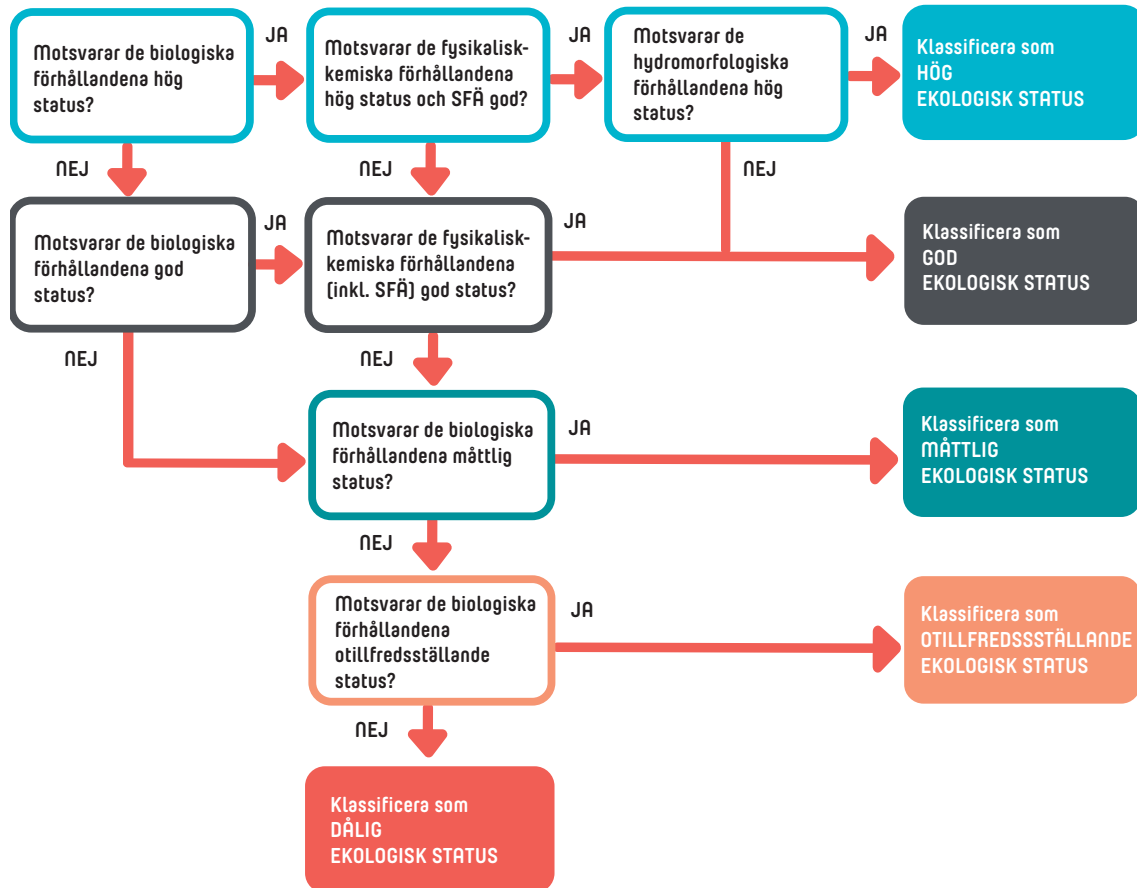
...bara de ämnen som släpps ut i eller tillförs vattenförekomsten i ”betydande mängd” ska ingå i kvalitetsfaktorn.
Läs mer i *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.*

Tabell 9. Kvalitetsfaktorer för ekologisk ytvattenstatus. De flesta gäller i både sjöar och vattendrag, men vissa gäller enbart i den ena eller andra typen av vattenförekomst, vilket noteras inom parentes för respektive faktor. Varje kvalitetsfaktor är i sin tur uppbyggd av en eller flera parametrar som anger hur faktorns status ska klassificeras

Biologiska faktorer	Fysikalisk-kemiska faktorer	Hydromorfologiska faktorer ²⁰
Bottenfauna	Näringsämnen	Konnektivitet
Makrofyter (sjöar)	Ljusförhållanden (sjöar)	Hydrologisk regim
Kiselalger (sjöar och vattendrag)	Syrgasförhållanden (sjöar)	Morfologiskt tillstånd
Växtplankton (sjöar)	Försurning	
Fisk	Särskilda förorenande ämnen	

¹⁹ För SFÄ finns i dagsläget bara bedömningsgrunder framtagna för att kunna avgöra om status ska klassificeras till god eller måttlig status. Man kan dock inte klassificera till hög status om SFÄ samtidigt tyder på måttlig. Då blir den övergripande statusen måttlig (eller sämre om det är motiverat utifrån biologin).

²⁰ Dessa hydromorfologiska kvalitetsfaktorer gäller för vattendirektivets tredje förvaltningscykel, det vill säga 2016–2021. De skiljer sig något från de kvalitetsfaktorer som gällde under den andra förvaltningscykeln.



Figur 5. Resultaten av bedömningar på kvalitetsfaktornivå vägs samman vid ekologisk statusklassificering. Figuren visar en något förenklad bild av tillvägagångssättet, se 2 kap. 9 och 13 §§ HVMFS 2013:19. Källa: Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

4.1.4 Kompletterande statusbeskrivning med annat dataunderlag

Statusklassificeringen inom ramen för vattenförvaltningen sker återkommande enligt en viss arbetsgång och baseras framförallt på data från den nationella miljöövervakningen. Baserat på bland annat ytvattnets status beslutar vattenmyndigheten om vilka miljökvalitetsnormer (MKN) som ska gälla för vattenförekomsten. I många fall är data otillräckligt och klassningen görs då med hjälp av expertbedömningar. Detta beskrivs närmare i vattenförvaltningsförordningen.

I det enskilda fallet kan det finnas ytterligare dataunderlag som lämpar sig för att bedöma status i recipienten som av olika skäl inte har ingått i vattenmyndighetens bedömningsunderlag. Det kan till exempel vara egenkontrolldata för en pågående verksamhet, eller utredningsresultat från verksamhetsutövarens inledande datainsamling.

Verksamhetsutövaren kan då presentera en kompletterande eller fördjupad utredning enligt samma metodik som vattenmyndigheten, men baserad på ett större och/eller delvis annat dataunderlag.

Observera att vattenförekomstens miljökvalitetsnorm inte förändras genom att verksamhetsutövaren presenterar ytterligare underlag. Däremot kan en sådan beskrivning vara ett värdefullt underlag när recipientens hänsynskrav ska diskuteras under samrådet, alternativt ge bättre förutsättningar att göra konsekvensbedömningar av hur miljökvalitetsnormen kan komma att påverkas eller inte av den planerade verksamheten. Verksamhetsutövaren kan med fördel skicka sitt utredningsunderlag till vattenmyndigheten för kännedom.

4.2 Hydrologiska utredningar

De hydrologiska utredningarna är fundamentala för att kunna beskriva den framtida utsläppssituationen. En grundläggande beskrivning av recipientens utbredning, flödesregim och vattenbalans behöver därför ingå redan i den inledande undersökningen.

Den inledande utredningen bör innehålla...

... en grundläggande beskrivning av recipientens flödesregim och vattenbalans.

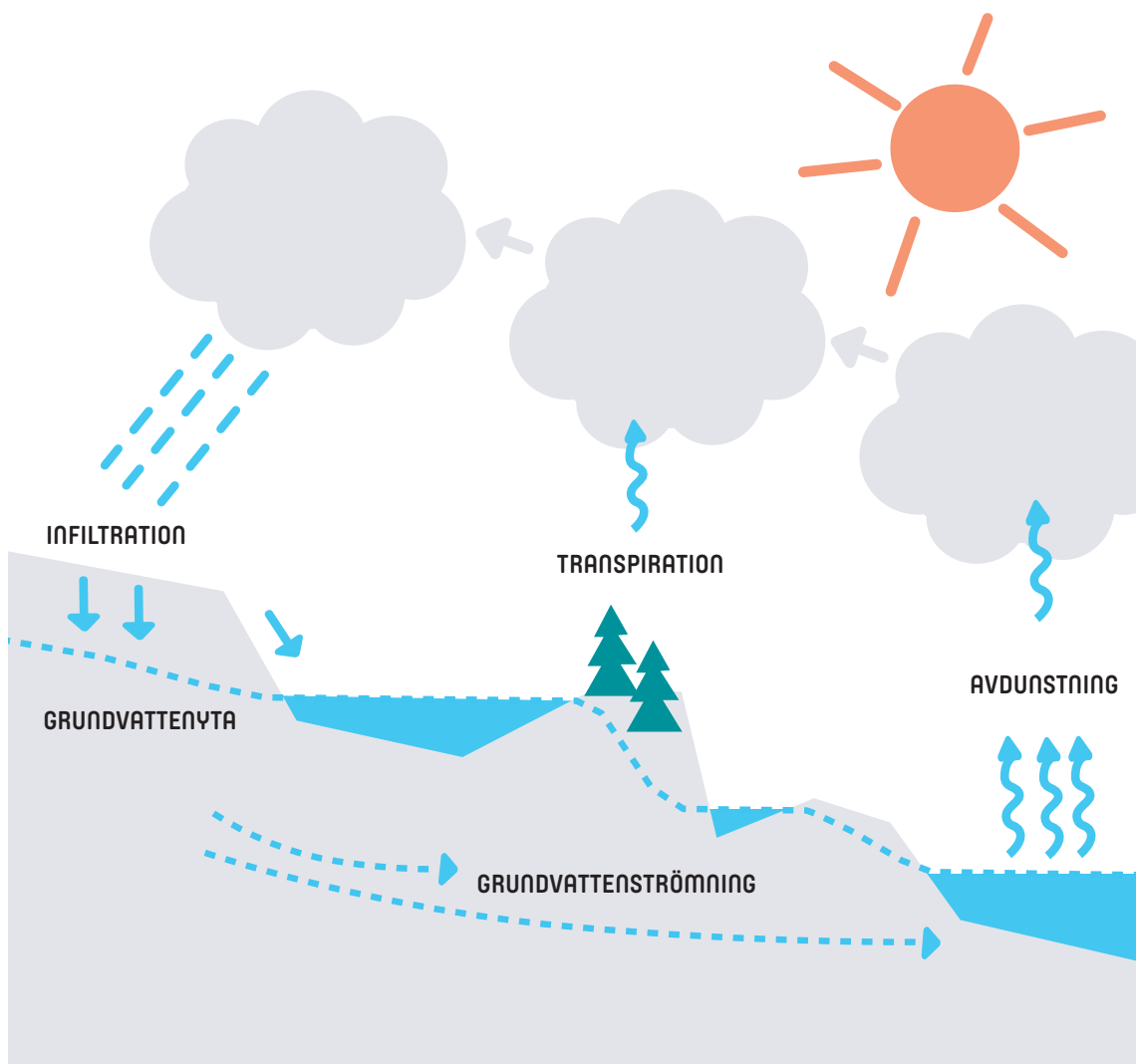
HYDROLOGISKA BEGREPP

- **Baslinjemätningar:** Mätningar av rådande förhållanden före exploatering.
- **Flöde:** Volym per tidsenhet vid ett specifikt tillfälle.
- **Vattenföring:** Flöde som passerar ett tvärsnitt i ett vattendrag vid ett specifikt tillfälle.
- **Avbördningskurva:** Relation mellan vattennivå och vattenföring vid olika flödesförhållanden därför mäts vattenföring vid ett antal olika flödesförhållanden för att ta fram en avbördningskurva).
- **Statistiska flödesmått:** Följande mått används bland annat av SMHI. De kan uttryckas antingen som m³/s för ett vattendrag eller mm/dygn för ett avrinningsområde.
 - **LLQ:** Lägsta lågvattenföring, det vill säga lägsta uppmätta eller beräknade flödet.
 - **MLQ:** Medellågvattenföring, beräknat som medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring. Värdet har endast angivits för platser där SMHI har tillgång till lämpliga vattenföringsdata för beräkningen.
 - **MQ:** Medelvattenföring, beräknat som medelvärdet av varje års medelvattenföring.
 - **MHQ:** Medelhög vattenföring, beräknat som medelvärdet av varje års högsta dygnsvattenföring.
 - **HHQ:** Högsta högvattenföring, det vill säga det högsta uppmätta eller beräknade flödet.

4.2.1 Vattenbalans

Vattenbalansen för det område där gruvverksamheten bedrivs är fundamental för att förstå och beskriva utsläppets påverkan på recipienten. Genom att kunna relatera vattenhanteringen och utsläppet till det påverkade områdets vattenbalans blir det enklare att kunna ta ställning till bland annat vilken rumslig och tidsmässig upplösning som är relevant för utredningarna, liksom för att analysera effekterna av operativa förändringar eller klimatförändringar. I den inledande utredningen bör därför den aktuella vattenbalansen ingå.

Det är därför lämpligt att verksamhetsutövaren som en del av de fördjupade utredningarna tar fram tre uppsättningar vattenbalanser som beskriver (1) den opåverkade situationen, (2) en förväntad representativ driftsituation inklusive verksamhetsområdets vattenbalans och (3) situationen efter avslutad stängning/återställning. Den sistnämnda kan i vissa fall ligga långt fram i tiden för att en ny hydrologisk jämvikt ska ha inställt sig. Åtminstone i det fallet bör förväntade klimatförändringar också vägas in.



Figur 6. Illustration av den hydrologiska cykeln. Efter SMHI.

**”Vattenbalansen för det område
där gruvverksamheten bedrivs är
fundamental för att förstå och
beskriva utsläppets påverkan på recipienten.”**

En bedömning av ett utsläpps påverkan på vattenkvaliteten i en ytvattenrecipient kan göras med olika noggrannhet. Vid en enkel bedömning kan det räcka med att ta hänsyn till utspädning och fördelning för att bestämma föroreningskoncentrationen i recipienten. I sådana fall är det tillräckligt med en grundläggande förståelse av vattnets kretslopp. Omfattande gruvverksamhet kan dock ha flera olika utsläppspunkter till olika recipienter, varvid ytterligare processer kan behöva beaktas,

såsom läckage till grundvattnet från sandmagasin och klarningsbassänger, eller återcirkulation av processvatten. Genom att upprätta en vattenbalans är det möjligt att ta hänsyn till dessa olika flöden och processer på ett konsekvent sätt.

En vattenbalans bygger på att vatten kan passera mellan olika delar av det hydrologiska kretsloppet men inte försvinna. I ett givet naturligt system kan den allmänna vattenbalansen uttryckas som:

$$P=Q+ET+\Delta S$$

där

P = nederbörd

Q = ytavrinning,

ET = evapotranspiration

ΔS = förändring av vattenmagasin i mark, berggrund eller i grundvatten.

Vattenbalanser kan ställas upp även för delavrinningsområden. Av driftskäl behöver verksamhetsutövaren ofta upprätta en separat vattenbalans specifikt för verksamhetsområdet för att beskriva vattenhanteringen. I många fall krävs ytterligare

specifikation av **ΔS** termen i ekvationen ovan, till exempel för att beskriva infiltration av regnvatten i mark och grundvatten. Om inflöden och utflöden av grundvatten är av betydelse för bedömningen, kan vattenbalansen skrivas som:

$$P = Q + ET + R + GW_{out} - GW_{in} \pm \Delta S$$

där

R = grundvattenpåfyllnad,

GW_{out} = grundvattenutflöde

GW_{in} = grundvatteninflöde

Vissa vattenbalansparametrar och deras rumsliga och tidsmässiga variationer kan bestämmas genom mätning vid olika punkter i återkommande tids-

tervall. Andra parametrar är svårare att mäta och fastställs ofta med hjälp av modellberäkningar

²¹ SMHI:s vattenföringsmätningar. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/smhis-vattenforingsmatningar-1.80833>

²² <https://vattenwebb.smhi.se/>



”Det är ofta lämpligt att presentera vattenföringen i en viss punkt med hjälp av en hydrograf, det vill säga ett diagram som visualiserar flöde som en funktion av tidpunkt.”

4.2.2 Vattenföring och hydrografer

Kunskap om recipientens vattenföring och hur den varierar är måhända den viktigaste hydrologiska parametern. SMHI har ett stort antal fasta vattenföringsstationer i vattendrag över hela landet²¹. Vid flertalet av dessa erhålls vattenföringen från sambandet mellan vattenstånd och vattenföring via en så kallad avbördningskurva.

De vanligaste mätmetoderna är ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) och flygel. Även saltutspädningsmetoden används allt oftare. För övriga vattendrag, över en viss storlek, har SMHI beräknat värden för vattenföringen. Dessa värden finns, tillsammans med mätdata och många andra hydrologiska uppgifter, fritt tillgängliga via Vattenwebb²². I de allra flesta recipienter finns det trots allt ingen fast hydrologisk mätstation sedan tidigare. Det kan av olika skäl finnas anledning för verksamhetsutövaren att mäta vattenföringen i recipienten. En del metoder, såsom överfallsmetoden kräver en fast installation över vattendraget, medan andra metoder kan tillämpas utan fysisk påverkan på flödet.

Några av de mest använda metoderna presenteras i tabellen nedan. Det är ofta lämpligt att presentera vattenföringen i en viss punkt med hjälp av en hydrograf, det vill säga ett diagram som visualiserar flöde som en funktion av tidpunkt. För tillräckligt långa tidsserier, antingen uppmätta eller modellerade eller en kombination av de båda, kan en långtidshydrograf presenteras som visar bland annat hög- och lågflödesperioder. Särskilt lågflöden är viktiga att kunna beskriva för att välja ett relevant dimensionerande fall för framtida halter i recipienten.

Tabell 10. Exempel på hydrologiska undersökningsmetoder.

Undersökning	Innebär	Används i dessa sammanhang
Överfallsmetoden	En fast installation, till exempel ett triangelformat överfall monteras över vattendraget. Flödet beräknas med hjälp av ett teoretiskt samband mellan vattenstånd och överfallets kända tvärsnittsarea och geometri. Vattennivån mäts kontinuerligt.	Ger kontinuerliga mätningar med hög noggrannhet. Kan mäta ett brett spektrum av flöden under lång tid och är relativt enkelt att konstruera. För större flöden, eller om överfallet riskerar att utgöra ett vandringshinder/ekologisk barriär kan särskilda utformningar eller andra metoder krävas.
Bestämmande sektion	Bygger på samma princip som överfallsmetoden, men med skillnaden att en naturlig tröskel i vattendraget utnyttjas istället för ett installerat överfall. Sambandet mellan vattenföring och vattenstånd kan inte beräknas teoretiskt utan måste bestämmas genom mätningar i form av en så kallad avbördningskurva. En avbördningskurva är unik för varje bestämmande sektion och upprättas genom att kombinera ett tillräckligt stort antal ögonblicksmätningar av vattenstånd och vattenföring för olika flödessituationer.	Kontinuerliga mätningar under lång tid. Noggrannheten är beroende på hur väl avbördningskurvan täcker in olika flödessituationer och noggrannheten i de underliggande mätningarna. Kräver en hydrologiskt bestämmande sektion, som antingen kan vara naturlig (då krävs inga ingrepp i recipienten) eller kan konstrueras.
Flygelmätning	Flödes hastigheten bestäms i ett (stort) antal punkter över vattendragets tvärsnitt, med hjälp av en flygel (propeller). Flödet bestäms genom att summera de olika avsnitten. Det finns såväl mekaniska som elektromagnetiska och akustiska flygelmätare.	Endast representativ för mättillfället. Kräver att tvärsnittsarean mäts in med tillräcklig noggrannhet och att tillräckligt antal mätpunkter används, men kan då ge hög noggrannhet. Används för att till exempel upprätta avbördningskurvor eller kalibrera kontinuerliga mätinstallationer. Olämplig i små vattendrag eller mycket branta och steniga flodbäddar.
Saltutspädningsmetoden	En bestämd känd mängd salt eller en saltlösning med känd volym och koncentration tillförs vattendraget. Genom att mäta hur den elektriska ledningsförmågan (konduktiviteten) ökar i vattendraget ett stycke nedströms kan saltpassagen observeras och flödet beräknas med hjälp av en massbalans. Även färgämne eller andra spårämnen kan användas enligt samma princip.	Endast representativ för mättillfället. Särskilt användbar i små vattendrag (men kan anpassas för flöden upp till 10 m ³ /s) och när flygelmätningar är svår genomförda. Kan uppnå samma noggrannhet som flygelmätningar.
Akustisk dopplermätning	Ett mätinstrument sänder ut ljudpulser i vattendraget och registrerar reflektionerna. Med hjälp av dopplereffekten kan flödes hastigheten i vattenprofilen bestämmas. Flödet beräknas med hjälp av inmätt tvärsnittsarea.	Kan användas för både momentana och kontinuerliga mätningar. Hög noggrannhet.
Föremålsmetoden	Ett föremål placeras i vattendraget. Transporttiden bestäms för en given sträcka, vilket approximerar flödes hastigheten. Flödet beräknas med hjälp av inmätt tvärsnittsarea.	Mycket enkel och snabb metod. Låg noggrannhet. Kan användas för att ge en uppfattning om flödets storleksordning eller förändringar mellan en tidpunkt och en annan.

4.2.3 Nederbörd

I Sverige kan nederbördsdata från i SMHI:s riktäckande miljöövervakning hämtas från SMHI:s webbplats (<http://www.smhi.se>). Förutom dagliga, månatliga och årliga nederbördsdata presenterar hemsidan också information om nederbördsfördelning och typ (regn, snö).

Om den närmaste SMHI-stationen anses vara för långt bort från undersökningsområdet kan installation av en nederbördsmätare vara att föredra. Eftersom syftet med att installera en ny regnmätare är att minska osäkerheten jämfört med att använda en mer avlägsen SMHI-station är det mycket viktigt att mätaren installeras, kalibreras och läses av korrekt för att undvika missvisande mätresultat. Den vanligaste typen är en regnmätare där daglig nederbörd läses av manuellt. Automatiska regnmätare finns också.

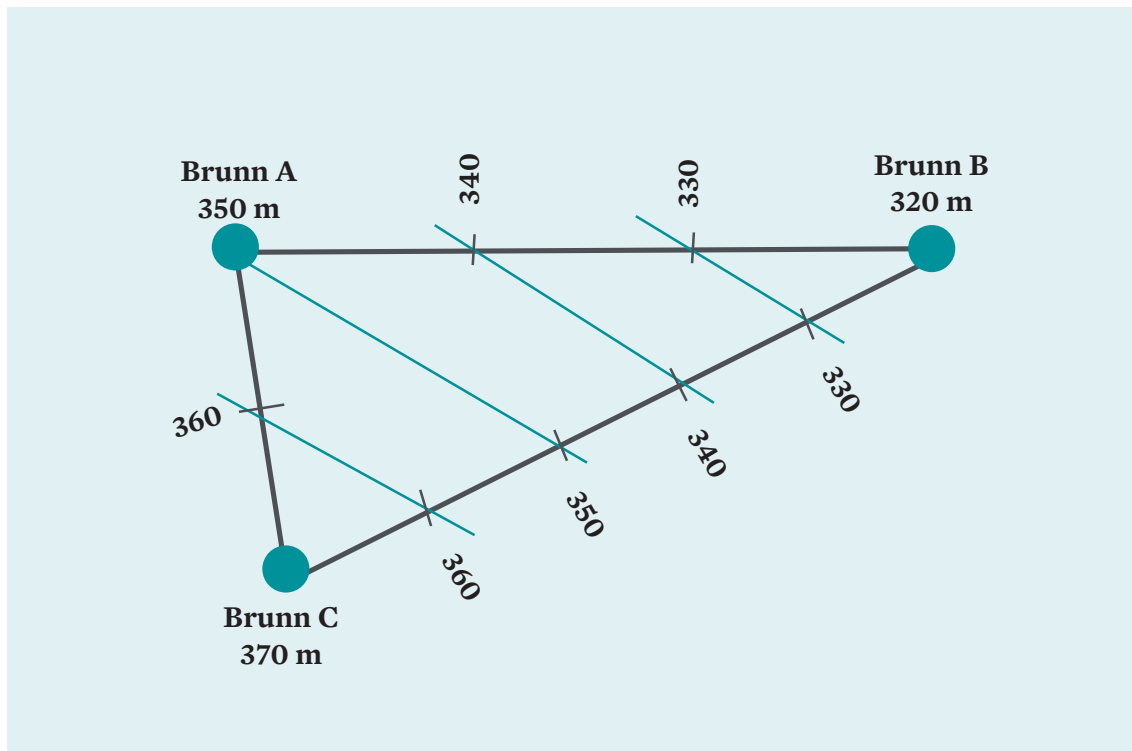
4.2.4 Grundvattenflöden och utbyte med ytvatten

Vid gruvor kan grundvattnets trycknivåer och därmed dess flödesriktningar och flödeshastigheter i närheten av verksamheten ofta vara kraftigt påverkade. Denna påverkan kan förändras till följd av att brytningen framskrider eller att vattenhanteringen förändras. En bedömning av grundvattens transport och kopplingar till ytvatten bör beakta detta.

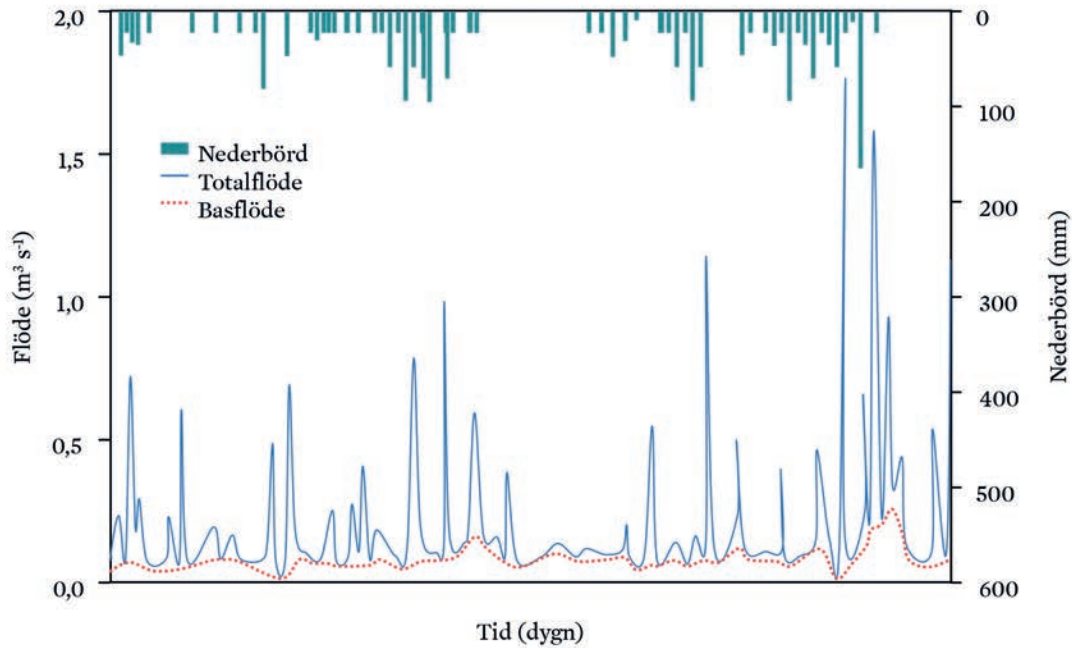
För att mäta grundvattenflöden krävs installation av grundvattenrör. När rören installeras bör man hålla uppsikt över den geologiska lagerföljden och, om tekniken så tillåter även över djupet av grundvatteninträngning. Där röret penetrerar ett vattenförande lager eller en akvifär bör ett filter installeras för att göra det möjligt för grundvatten att passera genom röret. Det är inte alltid nödvändigt med direkta mätningar av flödes hastigheten för att kunna bedöma grundvattenflödet, utan det är också möjligt att använda topografiska kurvor för att bestämma grundvattnets lutning i flödesriktningen, den så kallade grundvattengradienten. Triangulering är enkel metod som kan tillämpas om det finns få (dock minst tre) observationspunkter. Då bestäms riktningen på grundvattenflödet grafiskt med hjälp av mätningar av vattennivån.

Akvifärens genomsläpplighet kan beräknas med hjälp av information om markkvaliteten, som samlats in från undersökningar, geologiska kartor eller litteratur.

Eftersom ytvattenkvaliteten kan påverkas av grundvatteninflödet, kan kopplingen mellan vattendrag och grundvatten behöva beskrivas. Det är svårt att direkt mäta diffust grundvatteninflöde genom sedimenten i en flod eller sjö. Alternativa sätt att bestämma grundvattens bidrag är genom



Figur 7. Grafisk bestämning av grundvattengradient med hjälp av triangulering.



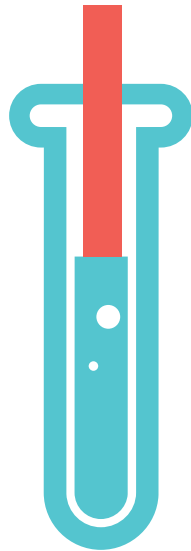
Figur 8. Exempel på basflödesseparering.

vattenbalansen, där grundvattnets andel återstår efter att samtliga övriga komponenterna har mätts eller beräknats direkt. Grundvattenbidraget till den totala vattenföringen i älvar kan också bestämmas genom att använda metoder för att separera hydrografer. Dessa tekniker delar upp tidsserierna för vattenföring, en så kallad hydrograf, i en snabb och en långsam eller fördröjd komponent. Den fördröjda komponenten, även kallad basflöde, representerar vatten som släpps ut ur grundvattenmagasinet. står efter att samtliga övriga komponenterna har mätts eller beräknats direkt. Grundvattenbidraget till den totala vattenföringen i älvar kan också bestämmas genom att använda metoder för att separera hydrografer. Dessa tekniker delar upp tidsserierna för vattenföring, en så kallad hydrograf, i en snabb och en långsam eller fördröjd komponent. Den fördröjda komponenten, även kallad basflöde, representerar vatten som släpps ut ur grundvattenmagasinet.

4.2.5 Evapotranspiration

Evapotranspiration utgör den samlade effekten av förångning av vatten från ytor samt avdunstningen från växter. Denna är svår att mäta och uppskattas därför ofta baserat på lättillgängliga meteorologiska data och uppgifter om markanvändningen. Evapotranspirationen kan skattas eller beräknas på teoretisk väg. Ett flertal matematiska ekvationer har utvecklats för detta syfte för olika förhållanden och klimatmässiga förutsättningar, och dessa har olika krav på indata. Till de vanligast använda ekvationerna

för att beräkna avdunstning hör Thornthwaite-ekvationen och Penman-Monteith-ekvationen. Modellering av evapotranspiration kräver expertkunskap för att kunna göra lämpliga anpassningar till lokala förhållanden och dokumentera och motivera dessa antaganden på ett transparent vis. Evapotranspiration kan även bestämmas experimentellt med hjälp av så kallade lysimetrar, mätkolonner som grävs ner i marken. Lysimetrar är dyra att bygga och övervaka. Underhållet är dessutom tidskrävande. De används därför oftast endast i forskningssammanhang eller vid permanenta väderstationer. Det vanligaste sättet att bestämma lokal evapotranspiration är sannolikt att göra det indirekt, genom att kvantifiera de andra parametrarna i vattenbalansen som är lättare att mäta. Rimligheten i resultatet kan bedömas med hjälp av till exempel regional årsavdunstning som tillhandahålls av SMHI.



4.3 Kemisk-fysikaliska utredningar

Kemisk-fysikaliska utredningar av recipienten krävs både för att bestämma recipientens bakgrundskoncentrationer och som underlag för att beräkna framtida halter. Det är dessutom ett stående inslag i kontrollprogram under och efter drift. Utöver undersökning av recipienten krävs provtagning och analys också av vatten inom verksamhetsområdet.

4.3.1 Ämnen att analysera för att karaktärisera recipienten

Recipientprovtagningen ska omfatta de ämnen som kan komma att tillföras av utsläppet, det vill säga de ämnen som identifierats i steg 3 – Ämnen som kan komma att släppas ut – i utsläppsbeskrivningen. Det omfattar dels de ämnen som listas i Tabell 4 (sidan 26), dels de ämnen som är specifika för den planerade verksamheten. Dessa ämnen behöver analyseras i recipienten för att ge en bakgrundsbeskrivning och lägga grunden för de baslinjemätningar som kommer att krävas för de ämnen som senare ska regleras i villkor och/eller följas upp i kontrollprogrammet.

Utöver de ämnen som behöver analyseras utifrån den aktuella utsläppssituationen är det lämpligt att följande generella parametrar analyseras för att kunna karaktärisera recipienten:

- Total-P
- Total-N, NH_4 och NO_3
- pH
- SO_4
- Cl^-
- Ca
- Mg
- DOC

Med hjälp av dessa går det att klassificera bland annat recipientens näringsstatus och grad av försurning i enlighet med HVMFS 2013:19. Parametrarna pH, Ca och DOC är även de viktigaste för att kunna beräkna biotillgänglig fraktion med biotisk ligandmodellering (BLM, se även avsnitt 6.3 Kompensation för biotillgänglighet av metaller med BLM) för de metaller där det är relevant.

4.3.2 Bakgrundshalter

Ekosystemet inklusive organismsamhället är anpassat bland annat till bakgrunds-koncentrationen av metaller i den miljö de lever i. En bakgrundshalt kan innebära en påfrestning för de befintliga arterna, de kan till exempel vara känsliga för påverkan av andra faktorer som sjukdomar. Vissa arter kan också helt ha försvunnit. Tillräcklig kunskap om recipientens kemi och halternas eventuella årstidsvariationer före den planerade förändringen är därför en grundläggande del av recipientbeskrivningen. Dessa benämns ofta som bakgrundshalter. Begreppet har därutöver en specifik innebörd i HVMFS 2013:19. Av föreskrifterna framgår det att vattenmyndigheterna ska ta hänsyn till naturlig bakgrundshalt för metallerna arsenik, uran och zink, om den hindrar efterlevnaden av värdena i bedömningsgrunderna (se avsnitt 6.4). Tillvägagångssättet beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens vägledning 2016:26.

Med naturlig bakgrundshalt menas de halter som kan förekomma till följd av naturliga geologiska processer och även icke antropogena källor, som skogsbränder. Rådande bakgrundshalt avser istället i allmänhet den halt som råder i recipienten före den aktuella förändringen. I de allra flesta fall är de rådande bakgrundshalterna mer eller mindre förhöjda jämfört med de naturliga. Det är resultatet av långvarig antropogen påverkan. Vissa ämnen, till exempel kvicksilver, kan spridas över mycket långa avstånd i atmosfären. Förbränning av kol utanför Sveriges gränser är en viktig källa för de nationellt rådande bakgrundshalterna. För andra ämnen kan det vara regionala eller lokala källor som dominerar.

Eftersom den antropogena påverkan går mycket långt tillbaka i tiden saknas det i praktiken mätningar av den naturliga bakgrundshalten. Den måste därför approximeras. För nya gruvor i oexploaterade områden kan naturliga bakgrundshalter ofta approximeras med tillräckligt omfattande baslinjemätningar. Mätningarna bör omfatta minst ett år och täcka in alla säsonger och särskilt lågflödesperioder.

Finns det skäl att tro att rådande bakgrundshalter i den undersökta recipienten avviker väsentligt från de naturliga måste det beaktas. Det gäller till exempel vid en befintlig verksamhet där det redan sker ett utsläpp till recipienten. Även vid en nyetablering kan recipienten vara påverkad av en annan utsläppande verksamhet. Provtagningen kan i vissa fall göras i ostörda förhållanden uppströms gruvverksamheten, även om bakgrundshalten då kan komma att underskattas eftersom mineraliseringen kan ha bidragit till naturligt förhöjda halter nedströms. Är inte heller

det möjligt tvingas man till jämförelser med liknande, närbelägna vattendrag eller andra ansatser. För att få en uppfattning om huruvida den uppmätta halten i det aktuella vattendraget är hög eller låg i ett nationellt perspektiv kan nationella miljöövervakningsdata användas som jämförelse.

Exempel på olika sammanställningar av rådande bakgrundshalter – med olika syften innefattar:

- Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten (SLU-rapport 2009:12). Rapporten utgår från nationell och regional miljöövervakningsdata från SLU för svenska vatten och redovisar medianhalter för olika typer av ytvattenförekomster och ekoregioner med olika kalk- och humushalt.
- Vattenförvaltning av grundvatten (SGU-rapport 2014:31) är en vägledning som bland annat resonerar om naturliga bakgrundshalter i grundvattnet.
- På SGUs hemsida (www.sgu.se/kartgeneratorm samt [kartvisaren](http://www.sgu.se/kartvisaren)) kan bakgrundshalter i morän laddas ner som kan ge en relativ uppfattning om var höga och låga halter av främst metaller, förekommer i Sverige. från SGU kan man även beställa halter i grundvatten och bäckvattenväxter från miljöövervakningsstationer för det område man är intresserad av. Hur bakgrundshalter i sediment tas fram beskrivs i kapitlet nedan.

Observera att ovanstående kan användas för att relatera en faktisk uppmätt halt till ett jämförelse-material, inte för att göra påståenden om vad bakgrundshalten i en aktuell recipient kan antas vara.

”Den inledande utredningen bör innehålla...

... ett förslag på om recipientens rådande bakgrundshalter kan användas som en approximation av de naturliga bakgrundshalterna, eller om ett annat tillvägagångssätt måste användas.”

4.4 Sedimentutredningar

I de fall recipienten har, eller kan antas ha, ackumulationsbottnar²³ kan dessa behöva utredas med avseende på utbredning och kemisk-fysikaliska förhållanden.

Enbart halter i sediment ger begränsad kunskap om vilken andel som tas upp i organismer eftersom omgivningsfaktorer, framförallt kemiska förhållanden i sediment- och vattenfasen, spelar en avgörande roll för eventuellt upptag. Även organismernas levnadssätt är avgörande. Jämfört med vattenundersökningar ger sedimentundersökningar istället en mer tidsintegrerad bild av miljösituationen och hur exponerat ekosystemet är och varit för olika ämnen. Halter i de översta sedimentlagren, så kallade ytsediment, ger information om vilken tillförsel av till exempel metaller som skett under de senaste åren. Genom att jämföra med djupare liggande nivåer i en sedimentkärnprofil kan den så kallade sedimentkontamineringsfaktorn, det vill säga kvoten mellan halter i yt- respektive djupsediment, beräknas. Det är ett robust verktyg för att bedöma hur exponerat ett ekosystem är för olika ämnen respektive vad som är naturligt förekommande bakgrundshalter. För tolkning av kvoten kan åldersbestämning av sedimenten krävas.

Vissa ämnen, till exempel bly, har utöver gränsvärden för vattenfasen även gränsvärden för sediment som kan vara aktuella att följa upp beroende på typ av verksamhet och recipient. Det är av största vikt att sedimentundersökningar utförs på ackumulationsbottnar och inte på erosions- och transportbottnar (ET-bottnar). Material från ET-bottnar kan utgöras av material

avsatta vid den senaste istiden eller i bästa fall ett mixat sediment där recenta avlagringar tidvis kan avsättas men med tiden kommer att resuspenderas. Generellt är ytsediment med en vattenhalt > 75 % och en organisk halt > 10 % (mätt som glödningsförlust) i regel att betrakta som A-sediment. Ytterligare ett hjälpmedel för att bedöma de bottendynamiska förhållandena och särskilja mellan A-, T-, och E-bottnar är att med hjälp av hydroakustiska metoder, exempelvis sidtittande sonar och sedimentekolod kartlägga bottenförhållandena. I Tabell 11 ges en sammanfattande beskrivning av möjliga sedimentundersökningar.

Tänk på att...

... litteraturstudien "Biologiska metoder för recipientkontrollprogram med tonvikt på gruvindustri" (Löfgren, 2010) innehåller metod-beskrivningar för undersökning av både vattenlevande växter och djur.

I CIS rapporten "Technical report on aquatic effect-based monitoring tools" beskrivs ett stort antal effektbaserade övervakningsmetoder och tänkbara illämpning inom ramen för vattendirektivsarbetet.

Tabell 11. Sedimentologiska undersökningar som kan vara användbara vid bedömningar i sjöar

Undersökning	Innebär	Används i dessa sammanhang
Metallhalter i ytsediment	Att med viss regelbundet (en gång vart 5-10 år) insamla ytsediment för att mäta halter av olika ämnen	Beskriva ekosystemet i recipientens exponering för metaller och hur denna förändras över tid
Metallhalter i sedimentkärnor	Att vid ett tillfälle undersöka halter av metaller på olika nivåer i sedimentlagerföljden i sedimentkärnor	Att bedöma nuvarande metalltillförsel i förhållande till bakgrundstillförsel och beräkna den så kallade sedimentkontamineringsfaktorn
Redoxpotential och förekomst av laminerade sediment	Att undersöka om ytsedimenten är reducerade eller oxiderade och om bioturbation förekommer	För att bedöma syrgasförhållanden i bottenvattnet

²³ Ackumulationsbottnar (A-bottnar) är bottnar med kontinuerlig deposition av recenta sediment bestående av kohesivt finmaterial med hög organisk halt.

4.5 Biologiska utredningar

Tillräcklig kunskap om recipientens växt- och djurliv är nödvändig för att kunna ta ställning till vilka hänsynskrav som de fördjupade utredningarna ska leva upp till. Genom att undersöka recipientens växt- och djurliv ges i viss mån ett ”facit” på vilka eventuella biologiska effekter den historiska och rådande belastningen har gett upphov till. Vid nyetablering av gruvverksamhet utgör biologiska undersökningar en viktig komponent i naturvärdesinventeringen och som underlag för att bedöma behovet av miljöskyddsåtgärder för överskottsvattnet.

Två huvudkategorier av undersökningar kan särskiljas, de som utförs i rinnande vatten respektive

de som utförs i sjöar. Vid utsläpp från gruvverksamheter är undersökningar som relaterar till toxiska effekter i fokus medan övergödningseffekter enbart i undantagsfall är av betydelse.

I Tabell 12 och Tabell 13 ges exempel på undersökningar som, beroende på recipientens geokologiska förutsättningar kan vara mer eller mindre användbara. Urvalet är inte heltäckande. Till exempel finns ytterligare ett flertal metoder inom ramen för naturvärdesinventeringar. Standardmetoder finns och kan användas, men det bör inte ses som ett krav, då anpassade undersökningar kan vara relevanta.

Tabell 12. Biologiska undersökningar som kan vara användbara vid bedömningar i rinnande vatten. Se även Tabell 9 för en översikt av vilka kvalitetsfaktorer som ingår i ekologisk ytvattenstatus

Undersökning	Innebär	Används i dessa sammanhang
Metallhalter i vattenmossa	Att metallhalter i näckmossa (<i>Fontinalis antipyretica</i>) undersöks uppströms respektive nedströms en utsläppskälla eller som en basundersökning inför nyetablering. I regel planteras mossa från en moderplanta ut i vattendragen då de naturliga bestånden ofta är begränsade i utbredning	Ger en bild av vegetationens exponering för metaller. Emedan vattenanalyser ger en ögonblicksbild från provtagningstillfället så ger vattenmossundersökningar en mer tidsintegrerad bild av förhållandena då vattenmossa har förmågan att ackumulera metaller. Påverkas även av recipientens platsspecifika egenskaper och de fysikalisk-kemiska omgivningsfaktorer som styr metallupptaget i vattenmossa.
Kiselalgsanalys	Att bestämma det fastsittande kiselalgsamhällets sammansättning. Kan kompletteras med analys av deformation av kiselalgskalen.	Olika kiselalgsarter har specifika toleranser och preferenser, vilket gör artsammansättningen bland kiselalgerna till en god informationskälla gällande miljöförhållanden i vattendraget.
Bottenfauna-utbredning	Att diversitet, tätheter, biomassa hos makroskopisk bottenfauna mäts årligen på utvalda provtagningspunkter	Genom att jämföra mot olika bottenfauna-index kan en allmän bild av miljötillståndet tecknas. Bottenfauna-utbredning påverkas i högre grad av förändringar i pH än av metalltillförsel
Defekter bottenfauna	Att kartlägga förekomst av exempelvis missbildade embryon, erosionsskador på musselskal, defekter på andra organ	Frekvens av defekter ger en uppfattning om toxiciteten i restutsläppet
Elfiske	Att kartlägga förekommande fiskarter och deras tätheter samt yttre tecken på sjukdomar Kan eventuellt kompletteras med analyser av metallhalter i fisk, se Tabell 13.	Ger en bild av fisksamhällets tillstånd och en indikation av utsläppets eventuella påverkan på rekrytering samt exponeringen för metaller (om halter mäts i vävnadsprover).
Telemetri eller märkning av vandrande fisk	Spårning av fisk, ofta med hjälp av radiosändare.	Kartläggning av vandringsvägar och påverkan på desamma.

Tabell 13. *Biologiska undersökningar som kan vara användbara vid bedömningar i sjöar*

Undersökning	Innebär	Används i dessa sammanhang
Växtplankton-flora	Att kartlägga förekommande arter, biomassor och individtätheter samt eventuella deformationer	Algsamhällets struktur relativt andra referenssjöar ger en allmän bild av påverkansgrad
Zooplankton-fauna	Att kartlägga förekommande arter	Zooplanktonsamhällets struktur relativt andra referenssjöar ger en allmän bild av påverkansgrad
Kiselalgsanalys	Att bestämma det fastsittande kiselalgssamhällets sammansättning	Olika kiselalgsarter har specifika toleranser och preferenser, vilket gör artsamhället bland kiselalgerna till en god informationskälla gällande miljöförhållanden i sjöar
Fastsittande vegetation	Att djuputbredning, artsammansättning, biomassa och täckningsgrad på den fastsittande vegetationen kartläggs	För att bedöma om utsläpp av grumlande ämnen lett till försämrat ljusklimat och hämrad fotosyntes
Bottenfaunautbredning	Att diversitet, tätheter, biomassa hos makroskopiska bottenfauna mäts årligen på utvalda provtagningspunkter	Genom att jämföra mot olika bottenfaunaindex kan en allmän bild av miljötillståndet tecknas.
Defekter bottenfauna	Att kartlägga förekomst av exempelvis missbildade embryon, erosions-skador på musselskal, defekter på andra organ t.ex. mundelar hos fjädermygglarver	Frekvens av defekter ger en uppfattning om toxiciteten i restutsläppet
Metallhalter i fisk	Att vävnadsprov från fisk analyseras. Ofta analyseras metallhalten i lever. För till exempel kvicksilver analyseras istället halten i muskel.	Ger en bild av fisksamhällets exponering och tar hänsyn till platsspecifika omgivningsfaktorer
Provfiske	Att kartlägga förekommande fiskarter, tätheter åldersstruktur samt yttre tecken på skador.	Ger en bild av fisksamhällets tillstånd och utsläppets eventuella påverkan på dess rekrytering
Biokemi/fysiologi fisk	Att kartlägga fiskens allmänna hälsotillstånd genom undersökningar av dess syreupptagningsförmåga, immunförsvar och leverfunktion	Som en indikator på toxisk påverkan på högre organismer av restutsläppet
Morfologi fisk	Att kartlägga fiskens kondition, tillväxt, leverstatus och reproduktionsförmåga genom morfologiska mätningar på ett stort antal individer av olika storlek	Som en indikator på reproduktionsstörande effekter på högre organismer av restutsläppet.

4.6 Praktiska aspekter på datainsamling från recipient

Vid datainsamling från ytvatten är det viktigt att valet av metod både uppfyller undersökningens syfte och att observationen håller en hög tillförlitlighet och kvalitet. Det gäller i lika hög grad vid undersökning av utsläppet som i recipienten och för samtliga matriser (vatten, sediment och biologi).

I följande avsnitt beskrivs primärt provtagning, men resonemangen är applicerbara även för direkt mätning, till exempel av vattenföring. Hela kedjan – från planering av provtagningen till utvärderingen av analysresultaten, se Figur 8 – måste fungera för att eliminera felkällor och minimera oundvikliga osäkerheter. För att i efterhand kunna ta ställning till dataunderlagets representativitet och relevans är det viktigt att både provtagningsplan, själva provtagningen, förvaring och transport till

labb dokumenteras. Genom att använda certifierade provtagare minskar behovet av projektspecifik dokumentation av de här stegen. Certifiering bör däremot inte uppfattas som ett krav. Kompetensen hos utförande personal är det avgörande.

Tänk på att...

.... det ges förslag på metoder för beskrivning av fel och osäkerheter i avsnitt 2.5.



Figur 9. "Provtagningskedjan".

4.6.1 Planering inklusive val av provtagningsplats och frekvens

Provtagningen måste planeras utifrån sitt syfte. Det innebär att provtagningsplats, provtagnings-tillfälle, period och frekvens måste beaktas så att resultatet blir representativt för det som undersökningen ska beskriva. Planeringen förutsätter en grundläggande förståelse för de processer som styr den parameter som ska observeras. Halter i vatten kan till exempel variera kraftigt både periodiskt, beroende på säsong och tillfälligt, beroende på nederbörd. Skiktningar i sjöar och större vattendrag, liksom turbulens i vattendrag kan orsaka haltskillnader inom ett och samma vatten. Planeringen måste avspegla detta för att ge ett tillförlitligt resultat.

Det går inte att fastställa en allmängiltig provtagningsfrekvens, men några utgångspunkter och rekommendationer kan ges. Baslinjemätningar bör innefatta så många prov att man kan avgöra om data bäst beskrivs med normalfördelning eller med till exempel log-normalfördelning. Det har också stor betydelse vid tolkning av enstaka prov med förhöjda halter: vid log-normal fördelning är det mer förväntat att enstaka prov har avvikande höga halter. Kontrollprogrammet bör använda samma (eller tätare) frekvens och säsonger för att möjliggöra direkta jämförelser (se avsnitt 7.4 Val av kontrollparametrar, observationspunkter och uppföljningsfrekvens). Det krävs ofta fler provtag-

ningar för att skatta minimum- eller maximum-halter än för att få en uppfattning om medelhalter. Det finns statistiska metoder att beräkna hur många prov som behöver tas givet den inneboende osäkerheten i den variabel man är intresserad av, se även avsnitt 2.5 Metoder för hantering av osäkerheter.

Ett litet vattendrag påverkas ofta mer av tillfälliga, väderbetingade förändringar, än ett stort vattendrag eller en sjö som i högre grad följer årstidsvariationer. Å andra sidan kan det vara väsentligt svårare att nå representativa provpunkter till exempel mitt i strömfåran eller på olika djup i en sjö utan tillgång till båt eller motsvarande utrustning. Hänsyn bör också tas till isläggning, som både kan underlätta och försvåra tillgänglighet. Eftersom återkommande provtagning bör ske i samma punkter vid olika tillfällen bör koordinater för övervakningsplatsen mätas in. Det är ofta praktiskt att även markera platsen i fält.

Hur många sedimentprov som behöver insamlas för att på ett representativt sätt beskriva en sjös sedimentkemi varierar givetvis med sjöns area och form. En tumregel vid sedimentprovtagning är att åtminstone fem sedimentprov behöver tas i en sjö med en area av storleksordningen 1 km² eller mindre. I större och flikiga sjöar behövs i regel fler prover insamlas.

4.6.2 Provtagning av vattendrag

Det finns i huvudsak tre typer av provtagning av vattendrag – manuell, automatisk och passiv provtagning. De beskrivs kortfattat i Tabell 14. Provtagning med automatiska provtagare är ofta ett bättre alternativ för att kunna bedöma olika ämnes transporter eller koncentrationsvariationer i vatten än enstaka manuella provtagningar. Dessa automatiska provtagningar finns i många olika varianter och metoder, men vanligast är att

de delas in i två olika grupper – tidsproportionell vattenprovtagning och flödesproportionell provtagning. En nackdel med den automatiska utrustningen är att den kräver elförsörjning, vilket kan vara komplicerat beroende på placering, underhåll samt att provtagaren inte sätts igen. Utrustningen ska även klara av att stå ute oavsett väder utan att provets sammansättning förändras.

Undersökning	Innebär	Används i dessa sammanhang
Manuell provtagning i vattendrag (stickprov)	En vanlig rekommendation brukar vara att ta provet på 0,5 m djup och även öppna flaskan under vattnet om möjligt, detta för att undvika att få in vattnets ytskikt i provet. Så kallade teleskopprovtagare kan användas för att nå längre ut i vattendraget.	Den enklaste och sannolikt vanligaste metoden. En uppenbar nackdel är att de hydrologiskt eller ekologiskt intressantaste provtagningstillfällena ofta missas, på grund av att provtagningen inte sker just i samband med till exempel en plötslig flödestopp.
Tidsproportionell provtagning	Med hjälp av en automatisk provtagare tas vattenprov ut vid förutbestämda tidpunkter. Provtagningen sker helt oberoende av flödet.	Särskilt lämplig för till exempel dygnsprovtagning, när tidsintervallet mellan provtagningen blir så kort att hela provperiodens flödes-/haltregim kan antas täckas in relativt väl. Även lämplig för längre perioder vid ett någorlunda konstant flöde.
Flödesproportionell provtagning	Automatisk provtagning, antingen med konstant provvolym och variabel tid mellan provtagningarna eller med konstant provtagningsintervallet och variabel provvolymen. Den fria variabeln styrs av en flödesmätare.	Den stora fördelen mot den tidstyrda provtagningen är att proverna i betydligt högre grad representerar vattnet i och med förhållande till flödet. Nackdelen är att provtagningen ställer höga krav på utrustningen för att få det att fungera.
Passiv provtagning i vattendrag	Passiva provtagare placeras i vattnet under en bestämd tidsperiod för att samla in prov. Dessa provtagare kan ligga ute länge och efterliknar hur exempelvis upptag av ämnen sker i fisk. Ofta behövs olika slags provtagare om ämnen med olika kemiska egenskaper ska provtas. Vattenväxter, till exempel mossor, används ofta för att få ett mått på metallhalterna i vattendrag. Det bygger på samma princip, men utgör snarare provtagning i biota och kan till exempel inte användas för jämförelse mot bedömningsgrunder för metaller, som enbart gäller vattenfas.	Möjliggör kontinuerlig provtagning, vilket inkluderar tillfälliga utsläpp i ett vattendrag. Sådana är svåra att detektera med aktiv provtagning. Haltvariationer och varaktighet av de sökta ämnena är däremot svåra att uppskatta, varför provtagarna fungerar bäst i vattendrag där koncentrationerna i vattendraget är förhållandevis konstanta. Kräver tillsyn för att förhindra igensättning av membran.

4.6.3 Provtagning av sjöar

Vattenprovtagning av sjöar utförs oftast med en så kallad Ruttnerhämtare som sänks ned i vattnet från en båt eller is. Hämtaren kan vara tillverkad i olika sorters material och det kan därför vara ett alternativ att ta kontakt med ett laboratorium om hur proverna kan påverkas av materialet i provtagaren. Om spårmetaller ska analyseras bör hämtaren exempelvis inte ha några ytliga metalldelar eller exponerad metall i hämtarens stängningsmekanism. Utöver Ruttnerhämtaren kan provtagning även utföras med hjälp av en så kallad Fyrisåmätare/stånghämtare där provflaskan kan öppnas på önskat djup.

Vid provtagning av sjöar bör fasta provtagningspunkter användas och ofta kan det räcka med att ta ett prov vid en representativ punkt av sjön. Denna punkt bör då tas över sjöns djupaste del, men beroende på syftet med provtagningen kan även annan punkt vara lämplig. Ska exempelvis ett utsläpp bedömas bör provtagningspunkten anpassas efter det.

Vid provtagning är ofta variationen mot djupet intressant för att få en bild av sammansättningen av vattnet. För att veta vilka nivåer man bör provta kan det därför vara en god idé att göra en temperaturmätning för att bestämma språngskiktet i sjön. Språngskiktet är en skarp gräns mellan olika vattenmassor vilket styrs av att vattenmassorna har olika temperatur eller salthalt, där skillnaden i densitet gör att vattenmassorna ligger ovanpå varandra. Oftast rekommenderas dock fasta djup för att få ett underlag som är enklare att jämföra med i ett längre perspektiv. En nyckelregel för sjöar grundare än 15 meter brukar vara att ta tre prover från olika nivåer för att få hela sjöns vattenmassa representerad. Nivåerna brukar då vara att ta prov på ytvattnet (0,5 m djup), i språngskiktet och ett bottenprov så nära botten som möjligt. Viktigt är då att få ett bottenprov utan partiklar eller sediment (vanligtvis ca 1 m över botten). Återigen är det viktigt att beakta provens representativitet och undersökningens syfte. Förväntas utsläppet på grund av viss temperatur eller densitet skikta in sig på ett visst djup bör val av provtagningspunkt och -djup anpassas till det.

4.6.4 Transport och förvaring

Provhantering är mycket viktig för att få korrekt resultat vid analyserna. Det är ofta lämpligt att kontakta laboratoriet inför provtagning för att få instruktioner om hur provet ska tas och hanteras. Generellt gäller att provet ska hanteras varsamt så att det inte påverkas av några yttre faktorer eller utsätts för någon typ av kontaminering, detta eftersom det ofta är väldigt låga halter som ska

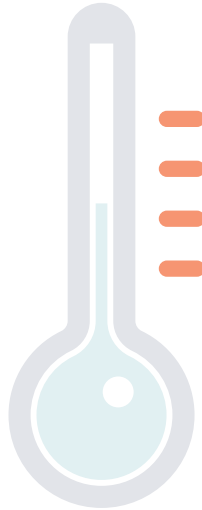
analyseras. Utöver risken för kontaminering bör även risken för avgång av flyktiga ämnen tas hänsyn till vid provtagning. Provkärlet ska därför vara av rätt material (glas för vissa analyser, plast för andra) och provet behöver i vissa fall förvaras i kyl eller rentav i frys. Tiden innan provet når laboratoriet kan också vara viktig beroende av vilken parameter.

Automatisk provtagning innebär ofta att vattenproverna lagras i provtagaren vilket gör det extra viktigt att kontrollera vilka analyser av vattnet som kan bli missvisande, och om möjligt istället göras manuellt istället.

4.6.5 Analys

Ackrediterade laboratorier bör i normalfallet användas för standardiserade analyser, i enlighet med 27 § i HVMFS 2015:26, med tillräckligt låga detektionsgränser för att kunna göra en adekvat bedömning. Den redovisade analysosäkerheten för en given analys kan skilja mellan två olika ackrediterade laboratorier. Vissa tester, till exempel laktester av olika slag och recipientspecifika spädningförsök, är inte standardiserade.

Av det skälet finns det heller ingen ackreditering för de analyserna. Verksamhetsutövaren bör i lämplig omfattning försäkra sig mot felaktiga prover och analysresultat genom analyser av replikat samt analysjämförelser mellan olika laboratorier. Inför provtagning av ytvatten är det även viktigt att veta vilka bedömningsgrunder som ska användas för att kunna veta om bedömningen av vattenproverna avser filtrerade eller ofiltrerade prov.



5 Beräkning av framtida halter i vatten

Den framtida halten ligger i förlängningen till grund för delar av gruvverksamhetens villkor. Koncentrationen av ett visst ämne i recipienten beräknas med hjälp av dels utsläppsbeskrivningen, dels recipientbeskrivningen.

I miljökonsekvensbeskrivningen jämförs halten med den toxiska effektnivån för ämnet ifråga, för att bedöma om utsläppet kommer att ge upphov till negativa miljökonsekvenser.

När ett utsläpp blandas in i ytvattnet blir föroreningshalterna lokalt högre i den så kallade plymen än i omgivande vattenmassa.

ALLMÄNT OM UTSLÄPPSVILLKOR

Villkor sätts, med få undantag, som begränsningsvärden för halt eller mängd i utsläppspunkten, vilket framgår av 11 b § Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Dessa begränsningsvärden kan avvika från de bedömningsgrunder som ingår i HVMFS 2013:19 eftersom dessa värden avser halterna i recipienten, inte utsläppet.



5.1 Val av beräkningsmetod

Den framtida halten i recipienten påverkas i verkligheten av ett mycket stort antal faktorer; utsläppsmängder, sammansättning, utsläppspunktens utformning, flödes hastigheter, densitetsskillnader, recipientens morfologi, sedimentationsprocesser och mycket annat. Beräkningarna blir orimligt komplexa om alla processer ska beskrivas. Därför måste man göra mer eller mindre långtgående antaganden och förenklingar vid en beräkning.

Oavsett hur komplexa beräkningar som krävs i det enskilda fallet är det lämpligt att verksamhetsutövaren börjar med att beräkna de framtida halterna med en enkel och robust metod. På så vis kan verksamhetsutövaren snabbt bilda sig en uppfattning om vilka storleksordningar som kan komma att bli aktuella. Visar dessa inledande beräkningar att negativa miljökonsekvenser inte kan uteslutas eller rentav framstå som oundvikliga kan det motivera verksamhetsutövaren att på nytt utvärdera om den planerade vattenhanteringsrensings- och utsläppslösning är optimalt utformad innan de mer detaljerade och verklighetsnära beräkningarna genomförs för att reducera osäkerheterna i resultaten.

Nedan beskrivs tre typer av beräkningsansatser, med ökande grad av komplexitet. Några riktlinjer kan ges för när respektive ansats:

- **Beräkning utan plym:** Den enklaste ansatsen antar omedelbar total omblandning. Dessa beräkningar är lämpliga för relativt små utsläpp till vattendrag utan särskilda hänsynskrav. Om utsläppet orsakar att det förekommer områden med mer än 10 % relativ koncentrationsökning jämfört med rådande bakgrundshalter i recipienten bör en annan ansats väljas.
- **Beräkning med plym:** Två- eller tredimensionell beräkning av vilka halter som förväntas uppkomma vid en bestämd observationspunkt nedströms utsläppspunkten när plymen successivt blandas in i vattenmassan. Ansatsen kan användas både för vattendrag och för sjöar.
- **Situationsanpassad beräkning:** I de fall recipientens hänsynskrav av något skäl är större än vad som ryms i de ovanstående ansatsernas antaganden krävs mer detaljerade utredningar. Det kan till exempel handla om att säkerställa att halterna vid punkter för uttag av dricksvatten eller viktig yngelområden inte överskrider de kvalitetskrav som finns. Beräkningarna blir samtidigt mer komplexa, med mer plats specifika beskrivningar och tids- och kunskapskrävande datanalys. Det är viktigt att det tydligt framgår varför de enklare ansatserna inte bedöms vara tillräckliga så att de fördjupade beräkningarna svarar på rätt frågor.

Vid varje beräkning, oavsett val av metod, måste ett dimensionerande fall ansättas. Det ska göras med utgångspunkten att det är den mest ogynnsamma utsläppssituationen som förväntas kunna uppstå som ska beskrivas. Med andra ord den situation då risken för negativa miljöeffekter är som störst. Vanligtvis utgörs det av en lågflödessituation vintertid. Den mest ogynnsamma eller ekologiskt känsliga perioden kan skilja sig från en recipient till en annan och måste därför definieras i varje enskilt fall. Hur specifikt det kan definieras beror både på hur väl recipienten är beskriven och hur utsläppet beskrivs.

Det är viktigt att de dimensionerande fallen för utsläppet och recipienten inte motsäger varandra på sådant vis att den situation som beskrivs underskattar riskerna för negativa miljökonsekvenser, utan att de istället tillsammans beskriver ett relevant dimensionerande fall för den samlade utsläppssituationen. En detaljerad beskrivning av utsläpp och recipient tillåter ett mer realistiskt dimensionerande fall. Till exempel är ofta storleken på utsläppsflödet korrelerat till flödet i recipienten. Höga flöden från ett sand- och klarningsmagasin uppstår till följd av kraftig nederbörd eller snösmältning, vilket samtidigt orsakar höga flöden i recipienten. Ju grövre utsläpps- och recipientbeskrivningarna är, desto närmre ett värsta fall behöver det dimensionerande fallet vara.



5.2 Beräkning utan plym

Det enklaste sättet att räkna fram en framtida halt i recipienten är med hjälp av massbalansberäkningar. Om man antar att det inte föreligger någon plym

tas ingen hänsyn till de specifika omständigheterna vid utsläppspunkten. Istället antas omedelbar och fullständig omblandning vid utsläppspunkten.

$$Q_{up} \cdot c_{up} + Q_{dis} \cdot c_{dis} = (Q_{up} + Q_{dis}) c_{down}$$

där

Q_{up}	är flöde uppströms utsläppspunkten (m ³ /s)
c_{up}	är koncentration uppströms utsläppspunkten (µg/l)
Q_{dis}	är utsläppsflöde (m ³ /s)
c_{dis}	är utsläppskoncentration (µg/l)
c_{down}	är koncentration nedströms utsläppspunkten

För att få en uppfattning om hur stor ökning av koncentrationen i recipienten som utsläppet orsakar och på så vis få en kunna bedöma om det krävs mer kom-

plexa beräkningar, kan man bortse från bakgrundshalten (c_{up}). Då förenklas ekvationen och den framtida halten nedströms utsläppspunkten beräknas till:

$$c_{down} = \frac{(Q_{dis} \cdot c_{dis})}{(Q_{up} + Q_{dis})}$$

Den här beräkningen ger en skattning av koncentrationen nedströms utsläppspunkten efter total omblandning. Eftersom nedströms halten med de här antagandena endast utgörs

av bidraget från gruvverksamheten är en mer rättvisande benämning verksamhetsbidrag. Den procentuella haltökningen i vattendraget beräknas som

$$\frac{\text{Verksamhetsbidrag}}{\text{Nuvarande halt}} \cdot 100 = \text{relativ ökning}$$

5.3 Beräkning med plym

En mer rättvisande beskrivning av hur utsläppet sprids och blandas in i recipientens vattenfas erhålls genom att betrakta plymens utbredning. Halterna av de aktuella ämnena beräknas då för en eller flera betraktelsepunkter nedströms utsläppspunkten. Dessa halter används för att bedöma om toxiska effektnivåer, uttryckta som kronisk toxicitet, överskrids i recipienten. För att avgöra på vilket avstånd från utsläppet dessa betraktelsepunkter ska väljas kan som en tumregel avståndet från utsläppspunkten väljas till maximalt tio gånger vattendragets bredd. Akuttoxiska effektnivåer bör på motsvarande sätt inte överskridas på avstånd större än 0,25 gånger vattendragets bredd²⁴. För typiska svenska gruvrecipienter rör det sig då om 50–100 m, respektive någon eller några meter, nedströms utsläppet.

Vandrande fisk ska också kunna passera en plym utan att exponeras för halter över toxiska effektnivåer. På motsvarande vis kan det därför vara lämpligt att även kontrollera vilken haltökning som uppstår längs bredden hos ett vattendrag. 25 % av vattendragets bredd kan användas som en liknande tumregel för på vilket avstånd som halterna behöver uppskattas, innan jämförelse mot toxiska effektnivåer.

Det finns ett antal kommersiellt tillgängliga verktyg för att beräkna spridning och utspädning (till

exempel CORMIX, VISUAL PLUMES eller enkla kalkylbladsapplikationer). Utsläppets dimensioner, enkel beskrivning av vattendragets geometri och råhet behövs för att beräkna spridningen och halter som uppstår. EU-kommissionen (2011) rekommenderar Fishers ekvation som beräknar blandningsprocessen i tre dimensioner närmast utsläppspunkten och i två dimensioner på längre avstånd.

Andra faktorer som påverkar den initiala inblandningen är:

- utsläppets flödes hastighet
- recipientens flödes hastighet
- den horisontella placeringen av utsläppspunkten (vid strandbanken eller ett visst stycke ut i vattendraget)
- den vertikala placeringen av utsläppspunkten (vid ytan, vid ett visst djup eller på botten)
- densitetskillnader mellan utsläpp och recipient på grund av temperatur eller salthalt

Om utsläppet sker till en sjö kan blandningsprocessen beskrivas på ett likartat vis som för vattendrag. Observera att skiktning, vindinducerade strömmar och liknande i vissa fall kan ha stor betydelse för inblandningen i en sjö. I så fall krävs situationsanpassade beräkningar.

5.4 Situationsanpassad beräkning

De förenklingar och antaganden om värsta fall som görs genom de ovan föreslagna beräkningsmetoderna syftar till att beräknade framtida halter beskrivs med tillräckligt stor säkerhetsmarginal och för att de ska överskattas jämfört med verkliga förhållanden.

Det kan finnas flera skäl till att gå vidare med en situationsanpassad beräkning:

- Förhållandena i recipienten avviker mycket från de förenklade modellernas antaganden.
- Det finns särskilda hänsynskrav som kräver att specifika situationer betraktas, till exempel halter vid olika flödesregimer för viktiga yngelområden.
- Ett mer exakt underlag är önskvärt för att undvika till exempel onödigt hög kemikalie- och energiförbrukning på grund av överdimensionerat reningssteg.
- Osäkerheterna i de enklare ansatserna är av annat skäl ifrågasatta eller otillfredsställande för utredningens syfte.

Det är i samtliga fall avgörande att man har klart för sig varför de enklare ansatserna inte är tillräckliga, så att även den situationsanpassade utredningen stegvis fördjupas tills dess att man nått en tillräckligt

detaljerad beskrivning och minskat osäkerheterna till acceptabel nivå.

Den situationsanpassade beräkningen kan sträcka sig från att innebära känslighetsanalys av de ansatser som används, med hjälp av fler scenarier och systematisk variation av parametervärden, till att skifta till mer sofistikerade modellansatser eller tekniker, såsom full 3D eller tidsvariabel modellering. De situationsanpassade utredningarna kan kräva att ytterligare data samlas in genom recipientundersökningar. Beroende på behov kan det omfatta till exempel batymetridata, sedimentundersökningar, beskrivning av dispersionsprocesser (till exempel med hjälp av färgämnesförsök), mer högupplöst flödes- och kemidata med mera. Det understryker värdet och vikten av att i ett så tidigt skede som möjligt avgöra vilken anpassning som krävs i det aktuella fallet för att kunna samordna insatserna för datainsamling på ett tids- och kostnadseffektivt vis.

Det finns kommersiella analytiska och numeriska modeller som kan användas för den här typen av komplex modellering. Modellerna kräver ofta stora platsspecifika dataset och därmed platsspecifika undersökningar och övervakning, vilket gör det svårt att ge några generella riktlinjer i den här handboken.

²⁴ Det avståndet rekommenderas i Technical Guidelines for the Identification of Mixing Zones pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC. European Commission, EU:s tekniska riktlinjer för beräkning av använda av så kallade "mixing zones" (blandningszoner). Halterna får då inte överskrida gränsvärdena utanför dessa. Vissa medlemsstater, bland annat Nederländerna, har implementerat blandningszoner i sin vattenförvaltning. Sverige har valt att inte göra det.

Tabell 15. Möjliga utredningar som kan ge ett fördjupat underlag för situationsanpassade beräkningar.

Med avseende på	Utredning	Kommentar
Arter eller livsmiljöer som är beroende av vattenmiljön som ingår som grund för utpekande av Natura 2000-område, alternativt hotade arter som är beroende av vattenmiljön	För att kunna beskriva de aktuella arternas, antingen enskilda eller som den biologiska komponenten av utpekade livsmiljöer, krävs en kunskap om arternas: <ul style="list-style-type: none"> - livscyklar för att bättre definiera det dimensionerande fallet i tid och rum (vilken är artens känsligaste fas i recipienten, när och var uppträder den), och - upptagsmekanismer för att avgöra hur arten exponeras för föroreningen. 	I vissa fall kan det då visa sig att utredningen av framtida halter ger en fullgod beskrivning av exponering för frisimmande organismer i en lågflödessituation. I andra fall kan de dimensionerande förutsättningarna behöva justeras, eller andra processer behöva beskrivas, till exempel med en modell för suspension och resuspension eller vattenkemisk modell för att beskriva ett visst ämnes förekomstform.
Dricksvattenförekomster	Ett mål med beskrivningen är att ange hur stor exponeringen blir via intag av dricksvatten för de människor som använder recipienten som dricksvattentäkt. En hög-upplöst spridningsmodell krävs för att beskriva vilka halter som kan förväntas i intagsvattnet: <ul style="list-style-type: none"> - 2D/3D-modellering av spridning (beroende på vattendragets bredd och intagspunktens placering) - Skiktning till följd av differens i utsläppets och recipientvattnets densiteter - Vindinducerade strömmar/turbulens - Utsläppets utformning och placering (rör, diffusor, olika djup) 	Observera att de dimensionerande förutsättningarna här kan vara helt annorlunda än i normalfallet, eftersom till exempel ekologisk känslighet inte är en faktor ur ett dricksvattenperspektiv.
Sjö med återkommande stabil skiktning	Modellering av skiktning och utsläppets inblandning som funktion av densitet och rörelseenergi.	
Instabila föreningar i utsläppet	Chemical fate"-modellering som beskriver nedbrytning, upptag och omvandling	

6 Beräkning av toxiska effektnivåer i recipienten

Med toxisk effektnivå avses de halter av ett ämne som inte förväntas ge några effekter, det vill säga vilken halt som ger en acceptabel risk. För att avgöra var den toxiska effektnivån ligger ska man för ämnen som ingår i HVMFS 2013:19 utgå från de värden som anges i bilaga 2, 5 och 6. För andra ämnen behövs tillgång till litteratordata om ämnet. Om det även saknas litteratordata måste behovet av kompletterande tester för att avgöra enskilda ämnens toxicitet bedömas.

För de flesta, men inte alla, av de ämnen som släpps ut till ytvatten från gruvverksamhet har toxiska effektnivåer redan undersökts genom standardtester och beskrivits i ekotoxikologisk litteratur. För många finns dessutom redan gränsvärden eller bedömningsgrunder angivna i HVMFS 2013:19. Det är ovanligt men inte uteslutet att ekotoxikologiska tester för specifika ämnen genomförs som del i en enskild tillståndsprövning.

Tänk på att...

... miljö kvalitetsnormer för vatten (MKN) inklusive särskilda förorenande ämnen (SFÅ) alltid gäller, oavsett den aktuella gruvverksamhetens och recipientens specifika förutsättningar.

EKOTOXIKOLOGISKA BEGREPP

- **AA (annual average):** Se GVkronisk.
- **AF (assessment factor):** Se osäkerhetsfaktor.
- **ECx (effect concentration):** Den koncentration av testvatten eller testsubstans som påverkar X % av testorganismerna. För akutttester används ofta EC50 medan kroniska tester använder EC10.
- **GVakut:** Gränsvärdet för akut exponering, Används vid beräkning av GV för tillfälliga koncentrationstoppar. På engelska acute, short term eller maximum allowable concentration (MAC).
- **GVkronisk:** Gränsvärdet för subakut eller kronisk exponering. På engelska chronic, long term eller, om årsgenomsnittet avses, annual averages (AA).
- **LCx (lethal concentration):** Den koncentration av testvatten eller testsubstans som dödar X % av testorganismerna. Akutttester använder ofta LC50, kroniska tester använder LC10.
- **LOEC (lowest observed effect concentration):** Den lägsta testkoncentration där effekter observeras. Används ibland istället för NOEC för beräkning av GVkronisk.
- **MAC (maximum allowable concentration):** Se GVakut.
- **NOEC (No observed effect concentration):** Den högsta testkoncentration där inga negativa effekter observerades.
- **Osäkerhetsfaktor:** Den säkerhetsmarginal som tillämpas vid bestämning av gränsvärde (PNEC) baserat på NOEC-värden.
- **PNEC (predicted no effect concentration):** Den beräknade koncentration av ett ämne då inga negativa effekter förväntas uppträda

”Ekotoxicitet är ett mått på hur giftigt ett ämne är för olika organismer i ett ekosystem. En toxisk substans kan påverka organismen negativt på många sätt. I extrema fall kan den vara så giftig att organismen dör, men den kan också påverka organismernas aktivitet, tillväxt, metabolism och reproduktion.”

6.1 Allmänt om utsläppets potentiella effekter på recipienten

6.1.1 Toxicitet

Ekotoxicitet är ett mått på hur giftigt ett ämne är för olika organismer i ett ekosystem. En toxisk substans kan påverka organismen negativt på många sätt. I extrema fall kan den vara så giftig att organismen dör, men den kan också påverka organismernas aktivitet, tillväxt, metabolism och reproduktion. Toxiska effekter slår inte lika mot alla organismer, det som är giftigt mot fisk behöver inte vara giftigt för kräftdjur eller alger. Skillnader i känslighet kan även förekomma mellan till exempel olika fisk- eller kräftdjursarter. En viktig sak att komma ihåg är att om en länk i näringskedjan påverkas kan det drabba flera trofinivåer. Påverkas algerna drabbas kräftdjur som äter algerna indirekt och i tredje ledet fiskar som är beroende av kräftdjuren som föda. Vissa miljögifter lagras dessutom upp i organismer och ibland i högre nivåer för varje steg i näringskedjan. De kan sedan utgöra en risk för till exempel fiskätande fåglar eller oss människor via födan.

Metallers toxiska effekter på vattenlevande organismer är till stor del beroende av deras biotillgänglighet, det vill säga den halt av metallen i fråga som förekommer i sådan form att den kan tas upp av vattenlevande organismer direkt ur vattnet. För fiskar och många ryggradslösa djur (till exempel blötdjur, kräftdjur och insekter) sker upptaget av syrgas och spårämnen, inklusive metaller, huvudsakligen via gälarna men i viss mån även via födan. För mindre komplexa och mer inaktiva djur samt växter sker upptaget direkt genom hela kroppen. Vissa metaller är essentiella (livsnödvändiga) för fisk och andra akvatiska organismer och behövs i låga koncentrationer. Metaller med liknande fysikaliska egenskaper kan tas upp i kroppen och konkurrerar ut de essentiella metallerna. Detta ger upphov till störningar och negativa – toxiska – effekter för organismerna.

Biotillgängligheten är beroende av i vilken form metallerna finns i vattnet. Metaller kan till exempel vara bundna (adsorberade) till partiklar, eller ingå i lösta men inte biotillgängliga komplex.

Metallkomplex med humusämnen är ofta mindre biotillgängliga för akvatiska organismer. Den viktigaste biotillgängliga formen är generellt den hydratiserade jonen²⁵. Det är i huvudsak pH och halten ”små” organiska molekyler, till exempel humussyror, som bestämmer styr i vilken utsträckning oorganiska respektive organiska komplex kan bildas av metallen. Biotillgängligheten är också beroende av koncentrationen av konkurrerande katjoner, hårdhet, salinitet och innehåll av löst organiskt kol. Variationen är stor mellan olika ämnen.

Halten ”små” organiska molekyler definieras operationellt som ”dissolved organic matter” (DOM), vilket är det organiska material som passerar genom ett 0,45 µm filter. Motsvarande parameter för vattenanalyser är ”dissolved organic carbon” (DOC), då bestäms mängden organiskt kol som passerar ett 0,45 µm filter. I svenska sötvatten är nästan alla organiska molekyler ”små”, vilket medför att DOC utgör 90–95 % av ”total organic carbon”, TOC²⁶. Vanligen används den koncentration av metallen ifråga som mäts efter att vattenprovet har filtrerats genom ett 0,45µm filter. Denna operationella definition benämns löst (engelska dissolved) halt. Det framgår av beskrivningen ovan att ”löst” halt endast undantagsvis är densamma som biotillgänglig halt, eftersom betydelsen av metallers komplexbildning med organiska molekyler för biotillgängligheten är desto viktigare.

Hur giftigt ett utsläpp av ammoniak-kväve är för miljön beror bland annat på pH och temperatur. Ammoniumjonen (NH₄⁺) står i kemisk jämvikt med ammoniak (NH₃), vilken styrs av pH och i viss mån temperatur, vilket leder till att höga pH-värden ger en högre toxicitet. Laxfiskar, musslor och snäckor har visat sig vara särskilt känsliga mot ammoniak-kväve som kan vara toxiska för vattenlevande organismer vid tillräckligt höga koncentrationer.

²⁵ Den hydratiserade formen brukar skrivas utan de koordinerade vattenmolekylerna, till exempel i fallen koppar och zink, Cu²⁺, respektive Zn²⁺.

²⁶ I Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26 anges att ”eftersom TOC istället för DOC har analyserats har en relativt konservativ bedömning gjorts genom att anta att DOC=0,8*TOC” under avsnitt 9.1.1.5. Generiska värden som komplement vid expertbedömning, kapitel 9 Särskilda aspekter vid utvärdering av metaller i vatten.

6.1.2 Övergödning

Övergödning, eller eutrofiering, beror på förhöjd belastning av näringsämnen. Med näringsämnen i akvatiska system avses i allmänhet främst fosfor och kväve. Från gruvverksamhet är det i första hand kväve från sprängämnesrester som kan spridas till recipienten. Kväve kan uppträda i många former, främst ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-), men även nitrit (NO_2^-) och i vissa fall som ren ammoniak (NH_3).

Övergödning leder först och främst till ökad biologisk produktion. Det leder i sin tur till ökad nedbrytning av organiskt material. I allvarliga fall kan det orsaka syrebrist i bottenvatten och sediment och rentav döda bottenar. Andra effekter är exempelvis förändrade ekosystem till följd av att arter anpassade till näringsrika system trängs undan andra arter och att siktdjupet minskar. Kraftig tillväxt av cyanobakterier är en indikation på övergödning. Flera arter är dessutom giftiga i höga halter.

För att en betydande växtbiomassa ska bildas, krävs det att de ämnen som behövs för att bygga upp biomassan finns närvarande i tillgängliga former. Ett centralt näringsämne, som förutom kväve kan begränsa produktionen av växtbiomassa, är fosfor. Ett utsläpp som innehåller båda dessa när-salter ger därför aldrig en dubbel effekt, utan bör enbart beräknas utifrån det begränsande ämnet. Även stor tillförsel av organiskt kol kan förstärka effekterna av övergödning. Det är sällan aktuellt från gruvverksamheter.

I ett kvävebegränsat system sker primärproduktion så länge det finns tillgängligt kväve. Det finns kvävefixerande organismer både på land och i vatten som har förmågan att ta kväve direkt ur luften. De begränsas därför inte av kvävetillgången i vattnet eller marken. Samtidigt som kväve tas upp i organismerna så kommer även fosfor att tas upp. Redfield-kvoten ger ett förenklat förhållande mellan hur mycket kol, kväve och fosfor som åtgår för att bygga upp växtplankton. I fosforbegränsade system gäller det omvända, det vill säga att

primärproduktion sker så länge det finns tillgänglig fosfor, men samtidigt som fosfor tas upp så konsumeras även kväve i samma proportioner som ovan. Den kritiska kvoten mellan totalkväve och totalfosfor i svenska sjöar bedöms ligga kring 15 ($\text{N/P} = 15:1$), med ett intervall på 10–17 inom vilket endera eller båda ämnena kan verka reglerande på algbiomassan.

Efter viss avrundning kan dessa studier sammantaget sägas visa att följande generella samband mellan N/P-kvoten och produktionen av växtplankton tycks gälla för svenska ytvatten:

N/P-kvot över 30: Kvävetillgången reglerar aldrig algproduktionen

N/P-kvot mellan 20 och 30: Mindre troligt att kväve är begränsande för produktionen

N/P-kvoter mellan 10 och 20: Både fosfor och kväve kan reglera algproduktionen

N/P-kvoter mellan 5 och 10: Sannolikt kväveunderskott, varför det är troligt att framför allt kväve begränsar algproduktionen

N/P-kvoter under 5: Markant kväveunderskottet, tillgången på kväve reglerar definitivt algproduktionen.

Ett överskott av kväve i inlandsvatten leder till att merparten av kvävet istället hamnar i havet. Vilken gödningspåverkan kvävet här får beror, liksom för inlandsvatten, på dess relation till fosfor.

6.2 Toxiska effektnivåer

Det finns två olika typer av toxiska effektnivåer och gränsvärden. Akuta effekter avser exponeringar av testorganismerna under en kortare tid (timmar till dagar) medan subakuta eller kroniska effekter avser exponeringar under längre tid (veckor, månader). Gränsvärdet för akut exponering brukar benämnas GVakut eller MAC och används vid beräkning av gränsvärden för tillfälliga koncentrationstoppar. Gränsvärdet för subakut eller kronisk exponering benämns GVkronisk eller AA. Arters livslängd varierar. Därför kan ett test som omfattar dagar för vissa kortlivade arter vara kroniska, trots att det i normalfallet skulle anses vara ett akuttest. Svaret för så kallade akuta tester ges oftast som EC50 eller LC50 och det är den siffran som används vid beräkning av GVakut (MAC). För beräkning av GVkronisk (AA) används tester som mäter effekter på avkomman eller på känsliga utvecklingssteg hos testorganismerna. Svaren för dessa tester anges som E(L)C10 eller som NOEC-värden. Olika tester kan ge olika resultat, beroende på bland annat försöksupställningen. Ibland kan även LOEC-värden användas för beräkning av GVkronisk men då måste andra osäkerhetsfaktorer (AF) användas (se avsnitt 6.2.4).

Tänk på att...

... ”Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten” (HVMFS 2013:19) anger vilka gränsvärden och bedömningsgrunder som gäller inom svensk vattenförvaltning. För de ämnen som eventuellt saknar värden i HVMFS 2013:19 bör metodiken som beskrivs i ”Technical Guidance For Deriving Environmental

6.2.1 Tillvägagångssätt för att bestämma toxiska effektnivåer

Följande tillvägagångssätt rekommenderas för att bestämma toxiska effektnivåer för ett enskilt ämne eller en komplex blandning

1. Använd bedömningsgrunder i HVMFS 2013:19 för de ämnen som regleras där.
2. Litteraturgenomgång av effektnivåer av aktuella ämnen som saknar värden i HVMFS 2013:19.
3. Justering av litteraturdata genom kompensation för biotillgänglighet och/eller korrigering för naturlig bakgrundshalt bör göras för de ämnen som bygger på ”added risk” enligt Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.
4. För att även täcka upp blandningseffekter och ämnen för vilka det saknas tillräckligt med information: genomför kompletterande tester, på enskilda ämnen och/eller hela utsläppet.
5. Beräkna toxiska effektnivåer; för enskilda ämnen appliceras de osäkerhetsfaktorer som anges i CIS 27.

”Den inledande utredningen bör innehålla...

... en genomgång av tillförda ämnens toxiska effektnivåer enligt HVMFS 2013:19. Det är viktigt att poängtera om något aktuellt ämne saknar vedertagna effektnivåer, eftersom det kan kräva särskilda ekotoxikologiska utredningar.

RECIPIENTSPECIFIKA TOXICITETSESTER KAN GE YTTERLIGARE INFORMATION – MEN ÄR INTE STANDARDISERADE

I dagsläget saknas vedertagna metoder för att genomföra plats- eller utsläppspecifika tester på vatten från gruvverksamhet. Det finns ett intresse, inte minst från industrins sida, för den här typen av tester. Förutsatt att man hittar/utvecklar en tillförlitlig metodik finns styrkor med den här typen av tester:

- *Toxicitetstester på utsläpp kan fungera som komplement till kemiska analyser i bedömningen av om en gruvverksamhet medför påverkan i en recipient.*
- *Toxicitetstester kan vara användbara både för att bedöma om verksamhetens utsläpp riskerar att ge negativa effekter av till exempel komplexa utsläpp där man misstänker att en blandning av flera ämnen i utsläppet kan ge effekter samt för att bedöma om observerade effekter i vattendrag orsakas av verksamheten.*
- *Det kan även handla om att verksamheten släpper ut ett eller flera ämnen, vars toxicitet idag är okänd.*

6.2.2 Användning av litteratordata

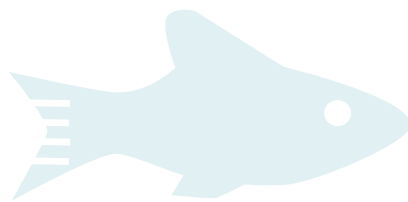
Det första steget i utredningen av effektnivåer för ämnen där sådana inte redan är fastställda i HVMFS 2013:19 är att söka efter data i publicerad litteratur. Sökningen kan ske via till exempel Current contents, Toxline, SciFinder, Scopus, REACH databas över registrerade ämnen, eller US EPA:s ekotoxikologiska databas. Ålder på litteraturen spelar inte så stor roll i sig, förutsatt att studien är adekvat utförd, men när man hittat nyare litteratur bör man även titta bakåt i tiden genom att gå igenom referenslistor i artiklar för relevant litteratur.

Generellt är kraven på granskning mindre för data som redan blivit kritiskt granskade och presenterade i rapporter av betrodda organisationer och myndigheter. Exempel på användbara databaser finns till exempel hos ECHA²⁷, KemI, USEPA, Environment Canada, WFD-UKTAG). All övrig litteratur som används bör utvärderas med avseende på relevans och pålitlighet om den

inte redan är granskad av andra. Det finns flera olika system för detta. Ett exempel är CRED²⁸. Om en test har många brister ska den klassificeras som inte pålitlig. Det kan till exempel vara för lång inkubationstid, för lågt syrenehåll, kontrollödliggheit, lösligheten för substansen har överskridits, höga koncentrationer av lösningsmedel, ”fel” pH och så vidare.

²⁷ ECHA är den europeiska kemikaliemyndigheten, European Chemical Agency. På dess hemsida, echa.europa.eu, finns bland annat en databas med information om ett mycket stort antal kemikalier. Till stor del är denna databas ännu inte granskad av myndighet. Arbete pågår.

²⁸ Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26399705>



6.2.3 Användning av standardtester

I undantagsfall, till exempel för sällsynta jordartsmetaller, kan det krävas kompletterande standardtester för att ta reda på effektkoncentrationen. Det finns ett stort antal standardtester beskrivna, bland annat i ECHA:s vägledningar, OECD-guidelines, ISO-standarder, EPA-standarder, DIN-standarder och SIS-standarder.

Fördelen med dessa är att organismerna används rutinmässigt i laboratorieförsök och deras känslighet för miljöstörande ämnen är därmed väldokumenterad. Detta samtidigt som de är robusta och har generationscykler och levnadssätt som ej störs av försöksupplägget i sig och som medger rimliga ledtider för att genomföra försöken. Några av dessa redovisas i Tabell 16. De delas generellt upp i akuta och kroniska tester.

Det är viktigt att metodbeskrivningen följs och att genomförandet, inklusive försöksuppställning, dokumenteras utförligt. Några viktiga saker att komma ihåg när man sätter upp ekotoxikologiska tester:

- Tester som utförts vid koncentrationer över vattenlösligheten bör inte godkännas, men det finns vissa undantag (användning av dispergeringsmedel, lösningsmedel)
- Om dispergeringsmedel eller liknande används under testet för att öka lösligheten måste samma medel även tillsättas till kontrollen.
- Om en standardtest används ska det pH som standarden anger användas, även om det ligger utanför recipienten.
- ”Rena” substanser ska användas så att inte orenheterna är det som ger utslag.
- Om den högsta testade koncentrationen inte är hög nog för att beräkna NOEC eller LOEC eller lägsta inte tillräckligt låg för beräkningarna kan resultaten inte användas för att beräkna toxiska effektnivåer. Resultaten ger ändå värdefull information.

Tester med alg, kräftdjur och fisk rekommenderas ofta vid testning men det finns flera andra standardiserade tester såsom flytbladsväxter, snäckor och hjuldjur. Eftersom det är resultatet från den känsligaste testen som räknas är det bra att kontrollera resultat från flera olika arter. För metaller finns ingen ”mest känslig” organism eller standardtest. Olika metaller ger olika svar för olika organismer, beroende på dess upptagsmekanism. För ammonium anses laxfiskar, musslor och snäckor vara de mest känsliga.

Tänk på att...

... användning av djurförsök, speciellt på ryggradsdjur, av etiska skäl endast ska utföras om det är absolut nödvändigt. Djurförsök omgärdas därför av särskilda regelverk.

Tabell 16. Vanliga ekotoxikologiska standardtester för vatten som används i Sverige

Typ	Testorganism	Typ av test	Referens	Varaktighet
Akuttester				
Bakterier	Vibrio fisheri	Luminiserande bakterie	ISO 11348-3	30 min
Fisk	Brachydanio rerio (sebrafisk)	Akut toxicitet på ägg	SS-EN ISO 15088	48 h
Kräftdjur	Nitocra spinipes	Immobilisering	SS 02 81 06	96 h
	Ceriodaphnia dubia	Immobilisering	SS 02 82 14	48 h
	Daphnia magna	Immobilisering	OECD 202, SS-EN ISO 6341	48 h
Alger ²⁹	Pseudokirchneriella subcapitata	Tillväxthämning	ISO 8692	72 h
	Phaeodactylum tricornutum	Tillväxthämning	SS-EN ISO 10253	72 h
	Ceramium tenuicorne	Tillväxthämning	ISO 10710	7 d
Högre växter	Lemna minor	Tillväxthämning	ISO 20079	7 d
Kroniska och subkroniska tester				
Fisk	Brachydanio rerio (sebrafisk)	Ägg- och yngeltest	SS 02 81 93, OECD 210	Upp till 14 d 28-60 d
Kräftdjur	Nitocra spinipes	Larvutveckling	Breitholtz et.al. 2007	6-8 d
	Ceriodaphnia dubia Daphnia magna	Reproduktionstest Reproduktionstest	ISO 20665 ISO 10706	7 d 21 d
Alger, se akuttester ovan	Se ovan	Se ovan	Se ovan	Se ovan
Biokemiska tester				
Biomarkörer i fisk	For example EROD-activity test, Vitellogenin induction test, Glutathione transferase (GST) Metallothionin (MT)			

²⁹ Tester med alger kan räknas både som akuta och kroniska eftersom testperioden sträcker sig över flera generationer.

6.2.4 Osäkerhetsfaktorer

Utifrån NOEC-värden från standardtester eller litteraturstudier beräknas PNEC genom att det lägsta NOEC-värdet delas med en osäkerhetsfaktor (AF). Ett EC10-värde kan ersätta NOEC.

$$GV = PNEC = NOEC_{\min} / AF$$

I de fall då det inte finns något rapporterat NOEC- eller EC10-värde men istället ett LOEC-värde kan det lägsta rapporterade LOEC-värdet användas för att beräkna NOEC. Ett krav är att effekten i det aktuella testet inte överstiger 20 % jämfört med kontrollen, det vill säga det jämförelseprov som inte utsätts för testlösningen. NOEC-värdet kan med andra ord inte beräknas med hjälp av ett LOEC-värde som avser en alltför kraftig effekt.

Det är ett sätt att undvika höga NOEC-värdet på grund av alltför få LOEC-värden. Enligt CIS 27 beräknas i så fall NOEC som LOEC/2.

Säkerhetsfaktorernas storhet bestäms enligt vägledningen CIS 27 av hur omfattande tester man baserar sitt NOEC_{min}/EC_{10min} på. Detta framgår av Tabell 17. För exempelvis modellekosystem eller fältstudier ska säkerhetsfaktorn kunna avgöras från fall till fall. SSD, som är en statistisk frekvensfördelning, kan användas om datasetet är tillräckligt stort och inkluderar minst 10 kritiskt granskade NOEC- eller EC10-värden från minst 8 taxonomiska grupper. Då kan ett PNEC-värde istället beräknas från den 5:e percentilen av SSD-fördelningen (HC5) och en säkerhetsfaktor på 2-5, beroende på konfidens i SSD:n.

Tabell 17. Säkerhetsfaktorer vid beräkning av effektnivå baserat på litteraturdata eller standardtester (enligt *Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards*” Guidance Document No. 27)

Säkerhetsfaktor (AF)	Litteraturdata eller standardtester
1000	Åtminstone ett korttids L(E)C50-värde från varje trofisk nivå (alg, evertebrater -företrädesvis Daphnia och fisk)
100	Ett långtids NOEC- eller EC10-värde (fisk eller Daphnia)
50	Två långtidsresultat (NOEC eller EC10) från arter som representera två trofiska nivåer (fisk och/eller Daphnia och/eller alg)
10	Långtidsresultat (NOEC eller EC10) från minst tre arter (vanligtvis fisk Daphnia eller alg) som representerar tre trofiska nivåer
5-2	Species sensitivity distribution (SSD)

6.3 Kompensation för biotillgänglighet av metaller med BLM

När en generell toxisk effektnivå för metaller har beräknats med hjälp av litteraturdata eller standardtester ger CIS 27 möjlighet att kompensera nivån för biotillgänglighet. Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram en vägledning för hur man kan beräkna biotillgänglig koncentration med hjälp av BLM-modeller (Biotic Ligand Models). Vägledningen ger också förslag på hur man kan hantera situationer där vattenkemin hamnar utanför modellernas valideringsintervall. BLM är numeriska modeller som består av två moduler. Den första modulen består av en eller flera vattenkemiska modeller vilka beräknar hur stor andel av den lösta koncentrationen av metallen som vid just det aktuella tillfället är i sin biotillgängliga form kontra hur stor del som är

bunden i olika komplex med organiska och oorganiska ligander, inklusive adsorption till oorganiska ytor. Dessa beräkningar bygger på att endast termodynamiska jämvikter styr specieringen och att kinetiken inte spelar någon roll. Den andra modulen beräknar hur den biotillgängliga andelen av metallen i fråga konkurrerar med andra naturligt förekommande katjoner (H⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) om bindning till den biotiska liganden, vilket simulerar upptaget över gälarna och därmed den toxiska effekten

Kopplat till full BLM finns förenklade, användarvänliga beräkningsverktyg, till exempel Bio-met. I Bio-met hämtas data från en databas med över 20 000 olika kombinationer av de vattenkemiska parametrarna pH, DOC och Ca²⁺ och

motsvarande HC5-värden³⁰ för metallerna nickel, koppar och zink. Dessa data har skapats genom simuleringar med tre stycken olika, mer avancerade BLM:er, en för respektive metall. Vattenkemin i det aktuella fallet jämförs med simulerade data i databasen och det lägsta HC5-värdet av de två simuleringar som liknar det aktuella fallet mest väljs ut. Man måste dock beakta att verktyget är utvecklat efter Storbritanniens bedömningsgrunder, och man behöver se upp vid tillämpning av verktyget på svenska data, se Havs- och vattenmyndighetens vägledning. Osäkerheterna hos beräkningarna behöver framgå när resultaten redovisas.

Tänk på att...

... ”Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus” (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26) ger vägledning till bland annat hur man beaktar biotillgänglighet inom vattenförvaltningens klassningar av metaller.

6.4 Korrigering för bakgrundshalt

HVMFS 2013:19 tillåter att hänsyn tas till naturlig bakgrund av arsenik, zink och uran om den naturliga bakgrundshalten hindrar efterlevnaden av gränsvärdet. För dessa metaller kan man uttrycka den toxiska effektnivån som tillskottet (vilket benämns Added Risk Approach), snarare än den vanligare ansatsen att jämföra uppmätt halt direkt mot toxisk effektnivå (Total Risk Approach).

Även för nickel, kadmium och bly kan man i undantagsfall beakta bakgrundshalten.

Vid added risk approach dras metallens naturliga bakgrundshalt bort från den uppmätta halten innan jämförelse mot toxisk effektnivå görs. Tillvägagångssättet beskrivs närmare i HVMFS 2013:19.

6.5 Beräkning av MAC-värden

Ovanstående beskrivning gäller framför allt bestämning av kroniska effektnivåer. I det fall verksamheten får villkor som begränsar maximala utsläppen under ett dygn eller kortare, används metodiken för bestämning av MAC-värden. Detta bestäms med hjälp av det lägsta värdet för tre trofnivåer på LC(E)50 genom akutttester.

$$MAC_{CV} = L(E)C50/AF$$

För att skydda populationer och för att ta hänsyn till variationer i känslighet hos olika arter divideras L(E)C50-värdet med en osäkerhetsfaktor (AF).

I normalfallet är AF=100. AF kan minskas till 10 om man kan visa att variationen mellan arter är låg. MAC kompenseras varken för biotillgänglighet eller för bakgrundshalt och osäkerhetsfaktorn kan aldrig bli lägre än 10.

Tabell 18. Säkerhetsfaktorer vid beräkning av akut effektnivå (enligt *Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards* Guidance Document No. 27).

Säkerhetsfaktor (AF)	Krav på data	Ytterligare krav
100	Åtminstone ett akut L(E)C50-värde för varje trofnivå. Framtaget genom litteratur eller standardtester.	
10	Åtminstone ett akut L(E)C50-värde för varje trofnivå. Framtaget genom litteratur eller standardtester.	Toxicitetsdata för de olika arterna har inte högre standardavvikelse än 3 i bägge riktningar ELLER när upptagsmekanismen är känd och den mest känsliga arten finns representerad.

³⁰ Beräknad HC5 (5:e percentilen) utgör den koncentration av ämnet som anses vara säker för 95 % av alla arter.



7 Utformning av kontrollprogram

Miljöbalken ställer krav på att verksamhetsutövaren bedriver egenkontroll av sin verksamhet. Kontrollprogrammet ska bland annat följa upp att villkoren efterlevs. Därför kan kontrollprogrammet inte färdigställas innan domstolen har gjort sin samlade bedömning och meddelat tillstånd för gruvverksamheten.

Däremot kan och ska verksamhetsutövaren lägga grunden för ett ändamålsenligt kontrollprogram redan tidigt under utredningsarbetet. Det finns två starka skäl för det:

1. Ett funktionellt kontrollprogram förutsätter tillräckligt långa serier med baslinjemätningar, till exempel flöden och halter i recipienten eller grundvattennivåer. Genom att ha det i åtanke kan datainsamlingen under undersökningsfasen i vissa fall utvidgas något och fortsätta under längre tid. På så vis utnyttjas mätningsresurser effektivt och risken minskar för stillestånd i processen om baslinjedata måste samlas in i ett senare skede.
2. De antaganden som görs under utredningsarbetet behöver följas upp och bekräftas i tillräcklig omfattning. Felanalysen och känslighetsanalysen kan ge ett bra stöd för att identifiera vilka parametrar som är av större eller mindre betydelse för utredningens slutresultat och därmed betydelsen av att följa upp i kontrollprogrammet. Genom att utveckla kontrollprogramsförslaget parallellt med utredningarna kan

verksamhetsutövaren både effektivisera själva framtagandet av kontrollprogrammet och samtidigt stärka ansökan genom att visa hur säkerhetsmarginaler ska bekräftas och de föreslagna villkoren följas upp.

MILJÖBALKENS KRAV PÅ EGENKONTROLL

Enligt 26 kap. 19 § miljöbalken måste verksamhetsutövaren fortlöpande planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga olägenheter för människors hälsa och påverkan på miljön.

Enligt 22 kap. 1 § 5 miljöbalken ska verksamhetsutövaren lämna in ett förslag till övervakning och kontroll av verksamheten tillsammans med ansökan.

7.1 Kontrollprogrammets syfte

Ett funktionellt kontrollprogram syftar till att minimera verksamhetens omgivningspåverkan genom att övervaka effekter och kontinuerligt vidmakthålla, förbättra eller lägga till skyddsåtgärder, allt utifrån behov.

- I första hand syftar kontrollprogrammet för en tillståndspliktig verksamhet till att följa upp att verksamheten bedrivs i enlighet med villkoren. Det betyder att kontrollprogrammet ska identifiera eventuella avvikelser från förväntad och tillåten påverkan, så att orsaken kan utredas och behovet av motverkande åtgärder kan bedömas. Det är därför viktigt att det tydligt framgår, antingen direkt av hur villkoret är formulerat eller i kontrollprogrammet, hur uppföljningen ska ske.

- I andra hand ska kontrollprogrammet följa upp och bekräfta att antaganden som gjorts under utredningsarbetet stämmer och att konsekvensbedömningar därmed vilar på stadig grund. För bedömningar som sträcker sig över lång tid, inte minst återställningsfasen, kan verkliga förhållanden ändras över tid även om antagandena var korrekta vid den tidpunkt utredningen genomfördes. Kontrollprogrammet ska då göra det möjligt att upptäcka sådana variationer och tillåta att bedömningarna omvärderas för att kunna ta ställning om de ryms inom redovisade slutsatser eller motverkande åtgärder behöver vidtas.

7.2 Identifiera och tolka avvikelser

Uppföljning av verksamhetens omgivningspåverkan bygger på en beskrivning av förväntade förhållanden i utsläppet och recipienten, ofta kombinerat med olika begränsningsvärden som anges i villkoren. Kontrollprogrammet behöver därför utformas så att avvikelser från dessa förväntade förhållanden identifieras på ett så tidigt stadium som möjligt. Avvikelser kan innebära såväl enskilda värden som långsiktiga trender. Enskilda värden är enkla att jämföra mot till exempel ett begränsningsvärde, medan tidsserier behöver analyseras statistiskt för att avgöra om de uppvisar någon avvikande trend. *Se avsnitt 2.5 Metoder för hantering av osäkerheter.*

Om en avvikelse observeras är det nödvändigt att kontrollprogrammet förmår särskilja den aktuella verksamhetens påverkan från naturliga variationer och påverkan från eventuella andra aktiviteter i området. I många fall kan verksamhetens påverkan på omgivningen utanför verksamhetsområdet inte observeras direkt. Det är därför nödvändigt att kontrollprogrammet beskriver de opåverkade förhållandena tillräckligt tydligt för

att kunna jämföra den observerade situationen med den opåverkade. Verksamhetens bidrag kan då bestämmas som differensen. För att beskriva den opåverkade situationen krävs

- baslinjemätningar av recipienten före verksamhetens start och
- referensmätningar från ett jämförbart, opåverkat område under pågående verksamhet.

På så vis går det att för det första avgöra om situationen i recipienten har förändrats jämfört med innan verksamheten inleddes och, om så är fallet, förändringen enbart syns i recipienten eller också i det opåverkade referensområdet. I det senare fallet kan orsaken istället bero på en ovanlig vädersituation under perioden eller annan storskalig trend. Kontrollprogrammet ska tydligt ange hur det ska genomföras. Baslinjemätningarna i recipienten bör ha pågått tillräckligt länge för att grovt beskriva inom- och mellanårsvariationer i halter och flöden. Datainsamlingen ska ske systematiskt och dokumenteras i tillräcklig utsträckning.

7.3 Hantera avvikelser

Utöver att passivt kunna identifiera och tolka avvikelser i recipienten ska kontrollprogrammet även innefatta en aktiv komponent som beskriver hur eventuella avvikelser hanteras. I vissa fall kan verksamhetsutövaren förutse olika typer av avvikelser och i förväg beskriva vilka åtgärder som kommer att vidtas om och när de uppstår. I andra fall kommer avvikelsen att kräva en bedömning av

åtgärdsbehov i det enskilda fallet. Oavsett vilket bör kontrollprogrammet utnyttjas för att följa upp skyddsåtgärdernas effektivitet så att dessa kan utvärderas kontinuerligt och vid behov justeras/optimeras. Kontrollprogrammet är ett viktigt erktyg i verksamhetsutövarens förbättringsarbete.

”I första hand syftar kontrollprogrammet för en tillståndspliktig verksamhet till att följa upp att verksamheten bedrivs i enlighet med villkoren.”

7.4 Val av kontrollparametrar, observationspunkter och uppföljningsfrekvens

Ett kontrollprogram ska preciseras så att det kan genomföras utan ytterligare information. Det ska vara tillräckligt omfattande för att kunna bedöma om kontrollprogrammets syften uppnås. Följande information måste därför ingå:

- Provpunkter
- Vad ska mätas
- Matriser för olika föroreningar
- Mätmetodik och provhantering
- Provtagningsfrekvens

Det går inte att fastställa en allmängiltig provtagningsfrekvens, men några utgångspunkter och rekommendationer kan ges. Antalet prov per år har även stor betydelse för möjligheten att påvisa en förändring i systemet, och det föreligger ett omvänt samband mellan antal prov per år och hur länge ett program måste pågå för att en viss förändring ska kunna påvisas. Kontrollprogrammet bör ha samma provtagningsfrekvens, under samma säsonger som baslinjemätningarna för att möjliggöra en jämförelse av hur tillståndet förändras efter åtgärd.

Vilka kontrollparametrar som ska ingå, var och när de ska följas upp, det vill säga val av kontrollpunkter och frekvens, samt metodval för uppföljningen måste väljas utifrån vad som är mest ändamålsenligt i det specifika fallet.

För att underlätta insamling av baslinjedata är det önskvärt att kontrollprogrammet utnyttjar de punkter som användes redan under utredningsfasen. Eller omvänt, att verksamhetsutövaren redan i utredningsfasen beaktar vilka punkter som kan förväntas bli lämpliga kontrollpunkter. Har utredningen identifierat några punkter eller områden med särskilda hänsynskrav är det lämpligt att inkludera dem i kontrollprogrammet för att specifikt kunna följa upp hur de påverkas. Verksamhetsutövaren kan välja att be tillsynsmyndigheten om

råd under utarbetningen av kontrollprogrammet, men det är inte obligatoriskt. Flöden och meteorologi bör följas upp. I många fall är det tillräckligt att använda meteorologi- och flödesdata från närmast belägna SMHI-station. I vissa fall är det påkallat att verksamhetsutövarna genomföra egen regelbunden uppföljning av dessa parametrar. Hur ofta utsläpp och recipient bör provtas och analyseras med avseende på vattenkvalitet måste avgöras från fall till fall. Vattendirektivet anger att prioriterade ämnen inte ska analyseras glesare än månatligen och övriga ämnen inte glesare än kvartalsvis. Åtminstone under det första året är det lämpligt att uppföljning sker med tätare frekvens för att kunna utvärdera om och hur recipientens dynamik förändrats jämfört med baslinjeperioden.

Tänk på att...

... det är fritt fram för verksamhetsutövaren att samråda med tillsynsmyndigheten under utarbetningen av kontrollprogrammet



IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB

Box 210 60

100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00

Fax 010-788 65 90

www.ivl.se