Kring Hallandsåsen

Ur KB:s samlingar
Digitaliserad år 2015

KUNGL. BIBLIOTEKET
National Library of Sweden

Delrapport av Tunnelkommissionen

SOU 1998:60

Kring Hallandsåsen

Delrapport av Tunnelkommissionen

SOU 1998:60

Ref KB Occ
SOU
1998:60

Statens offentliga utredningar
1998:60
Miljödepartementet

Kring Hallandsåsen

Delrapport från Tunnelkommissionen
Stockholm 1998

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress: Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-690 91 91
Ordertel: 08-690 91 90
E-post: fritzes.order@liber.se
Internet: www.fritzes.se

Svara på remiss. Hur och Varför. Statsrådsberedningen, 1993.
- En liten broschyr som underlättar arbetet för den som skall svara på remiss.

Broschyren kan beställas hos:
Regeringskansliets förvaltningsavdelning
Distributionscentralen
103 33 Stockholm
Fax: 08–405 10 10
Telefon: 08–405 10 25

NORSTEDTS TRYCKERI AB
Stockholm 1998

ISBN 91-38-20922-5
ISSN 0375-250X

Till statsrådet och chefen för Miljödepartementet

Regeringen beslutade vid sitt sammanträde den 20 oktober 1997 att tillkalla en kommission med anledning av det som inträffat som en följd av tunnelbygget genom Hallandsåsen (dir 1997:124).

Den 27 oktober 1997 förordnade statsrådet Anna Lindh generaldirektören för Konsumentverket Axel Edling till ordförande i kommissionen. Samma dag förordnades som ledamöter i kommissionen rektorn Sigbrit Franke, dåvarande landshövdingen Gösta Gunnarsson, professorn Sten Orrenius samt journalisten Ewonne Winblad.

Länsrådet Göran Enander förordnades den 12 december 1997 till expert i kommissionen.

Dåvarande rådmannen och numera hovrättsrådet Anna Mörner förordnades den 25 november 1997 till huvudsekreterare. Den 2 december 1997 förordnades hovrättsassessorn Lena Petersson till sekreterare.

Vi har antagit namnet Tunnelkommissionen.

Vi får härmed överlämna vår delrapport.

Stockholm i maj 1998

Axel Edling

Sigbrit Franke *Gösta Gunnarsson*

Sten Orrenius *Ewonne Winblad*

/Anna Mörner

Lena Petersson

INNEHÅLL

1 Uppdraget och dess genomförande 7

1.1 Uppdraget 7
1.2 Kommissionens arbete 8
1.3 Rapportens innehåll 9
1.4 Karta över området 10

2 Bakgrund 11

2.1 Något om planeringsprocessen 11
2.2 Geologin 13
2.3 Att bygga tunnlar 14

3 Relevanta lagar och beslut 17

3.1 Naturresurslagen 17
3.2 Naturvårdslagen 19
3.3 Miljöskyddslagen 20
3.4 Lagen om kemiska produkter 21
3.5 Expropriation 23
3.6 Vattendomar 24
3.7 Bygglov 27
3.8 Sammanfattande beskrivning av hur miljöfrågorna hanterats 29
3.9 Övrigt 35
3.9.1 Miljöskadelagen 35
3.9.2 Brottsbalken 35
3.9.3 Järnvägslagen och miljöbalken 36

4 Tunnelbygget fram till byggstopp 37

5 Tunnelbygget stoppas 49

6 Arbetsmiljön 61

6.1 Arbetsmiljölagen och relevanta föreskrifter m.m. 61
6.2 Förhållandena på arbetsplats Hallandsås 64

7 Effekter för människa och miljö 69

7.1 Rhoca Gil 69
7.1.1 Kända hälsorisker 72
7.1.2 Iakttagna effekter och riskbedömning 74
7.1.3 Risker med fortsatta utsläpp från tunneln 79
7.1.4 IMM:s slutsatser 80
7.2 Grundvatten 81
7.2.1 Allmänt 81
7.2.2 Iakttagna effekter 86
7.2.3 Bedömningar för framtiden 90
7.2.4 SGU:s slutsatser 91
7.3 Övrigt 92
7.3.1 Vegetationsförändringar m.m. 92
7.3.2 Lantbruket m.m. 93
7.3.3 Övrigt näringsliv 95

Bilaga 1 Direktiven .....
Bilaga 2 Undersökning från Sveriges Geologiska Undersökning jämte bilagor 1–9 (Kartor) .....
Bilaga 3 Att bygga i Berg – Uppsats från SveBeFo .....
Bilaga 4 Undersökning från Institutet för Miljömedicin jämte bilagorna .....
– Hälsoundersökning av tunnelarbetare .....
– Hälsoundersökning av boende .....

1 Uppdraget och dess genomförande

I början av 1990-talet påbörjades ett arbete med att lägga en del av Västkustbanan i tunnel genom Hallandsåsen. Bygget har orsakat att grundvattnets nivå har sjunkit avsevärt mer än förväntat, framför allt kring tunnelns norra del. Det har dessutom visat sig att ett kemiskt medel, Rhoca Gil, som använts för att täta i tunneln har lett till skador för människor, djur och miljö. Dessa konsekvenser av tunnelbygget har tilldragit sig mycket stor uppmärksamhet i hela landet. Händelserna har fått en katastrofdimension.

1.1 Uppdraget

I direktiven (dir 1997:124, se bilaga 1) redogörs kortfattat för bakgrunden till det inträffade och till att en särskild kommission har tillkallats. Kommissionens uppdrag omfattar enligt direktiven sammanfattningsvis följande.

"Kommissionen skall

- redovisa de kemikalie-, vatten-, och övriga miljöfrågor inklusive hushållningsfrågor samt frågor om livsmedel och arbetsmiljö, som har samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen,
- utvärdera orsaken till de skador på och olägenheter för miljön som har uppkommit och i det sammanhanget analysera besluten, inklusive beslutsprocessen, och dess bakgrund samt myndigheternas roll,
- utvärdera hur arbetsmiljöarbetet har organiserats och bedrivits och hur samverkan har skett med arbetstagarna och deras representanter,
- beskriva, analysera och dra slutsatser av uppgifts- och informationshanteringen hos myndigheter och andra berörda,
- lämna förslag till de åtgärder som enligt kommissionen behöver vidtas för att liknande händelser skall kunna undvikas i framtiden.

Kommissionen skall också undersöka och vid behov lämna förslag i frågan om en särskild beredskapsplan för centrala myndigheter behöver utarbetas. En sådan plan skulle innehålla bl.a. krav på inbördes samråd

mellan myndigheterna innan sådana beslut fattas som kan ha väsentlig betydelse för enskilda."

Kommissionen skall senast den 17 november 1998 till regeringen redovisa resultatet av sitt arbete. Senast den 15 maj 1998 skall dock kommissionen ge en lägesbeskrivning av sitt pågående arbete.

Skanska AB har till miljödepartementet framhållit att till skillnad från vad som står i direktiven avsåg kontraktet med Skanska en s.k. generalentreprenad och att mellanpåslaget drivits med traditionell sprängningsteknik.

1.2 Kommissionens arbete

Som en första del av vårt uppdrag redovisar vi i denna delrapport dels effekter som det påbörjade tunnelbygget har fått i vissa viktiga hälso- och miljöhänseenden, dels de beslut och andra faktiska händelser som har lett fram till dessa effekter och hur det kritiska läget har hanterats sedan det uppdagats. Delrapporten är med andra ord väsentligen beskrivande. För vår slutrapport återstår bl.a. att söka värdera och analysera de beslut och de mekanismer som lett fram till det inträffade. Det innebär att det är i slutrapporten som vi kommer att utvärdera orsaken till de skador på miljön som har uppkommit, liksom att analysera beslutsprocessen och myndigheternas roll. Det är också i den rapporten vi kommer att lämna förslag till åtgärder som eventuellt behöver vidtas för att liknande händelser skall kunna undvikas i framtiden. I slutrapporten kommer vi vidare att närmare redovisa de kostnader som uppstått i samband med tunnelbygget. Dessutom kommer en undersökning om informationshanteringen hos myndigheter och andra berörda att redovisas.

Till stor del har alltså kommissionens inledande arbete varit inriktat på att få grepp om vad som faktiskt ledde fram till det som hänt och vilka åtgärder som berörda myndigheter och andra därefter har vidtagit. Från de många år som Hallandsåstunneln har planerats, utretts och varit på väg att byggas finns det ett omfattande skriftligt material i form av riksdagsbeslut, myndighetsbeslut, domar, tekniska utredningar, promemorior etc. Vår redovisning av beslut och händelseförlopp i övrigt bygger till stor del på detta material.

För att få kompletterande information kring tunnelbygget har vi dessutom bjudit in berörda myndigheter och andra till möten med kommissionen. Kommissionen har på detta sätt sammanträffat med företrädare för Arbetarskyddsstyrelsen, Yrkesinspektionen i Malmö,

Banverket, Kemikalieinspektionen, Riksrevisionsverket, Skanska, Statens Livsmedelsverk, Naturvårdsverket och Socialstyrelsen.

Därutöver har ordföranden och sekretariat eller – i flertalet fall – sekretariatet ensamt haft kontakter med ett stort antal företrädare för myndigheter, experter och organisationer, som kunnat bidra till att belysa fakta av intresse.

Vidare har kommissionen vid två tillfällen besökt Hallandsåsen. Vid det första tillfället, i januari 1998, sammanträffade vi bl.a. med ledningen för Båstads kommun.

Här skall också nämnas att ordföranden och sekretariatet i mars 1998 haft ett möte med ett antal företrädare för berörda hushåll på och invid Hallandsåsen för att höra om deras erfarenheter av tunnelbygget och dess konsekvenser hittills.

För att kunna redovisa effekterna av tunnelbygget har vi låtit göra särskilda undersökningar rörande grundvattnet och Rhoca Gil. Resultaten av dessa undersökningar redovisas i denna rapport.

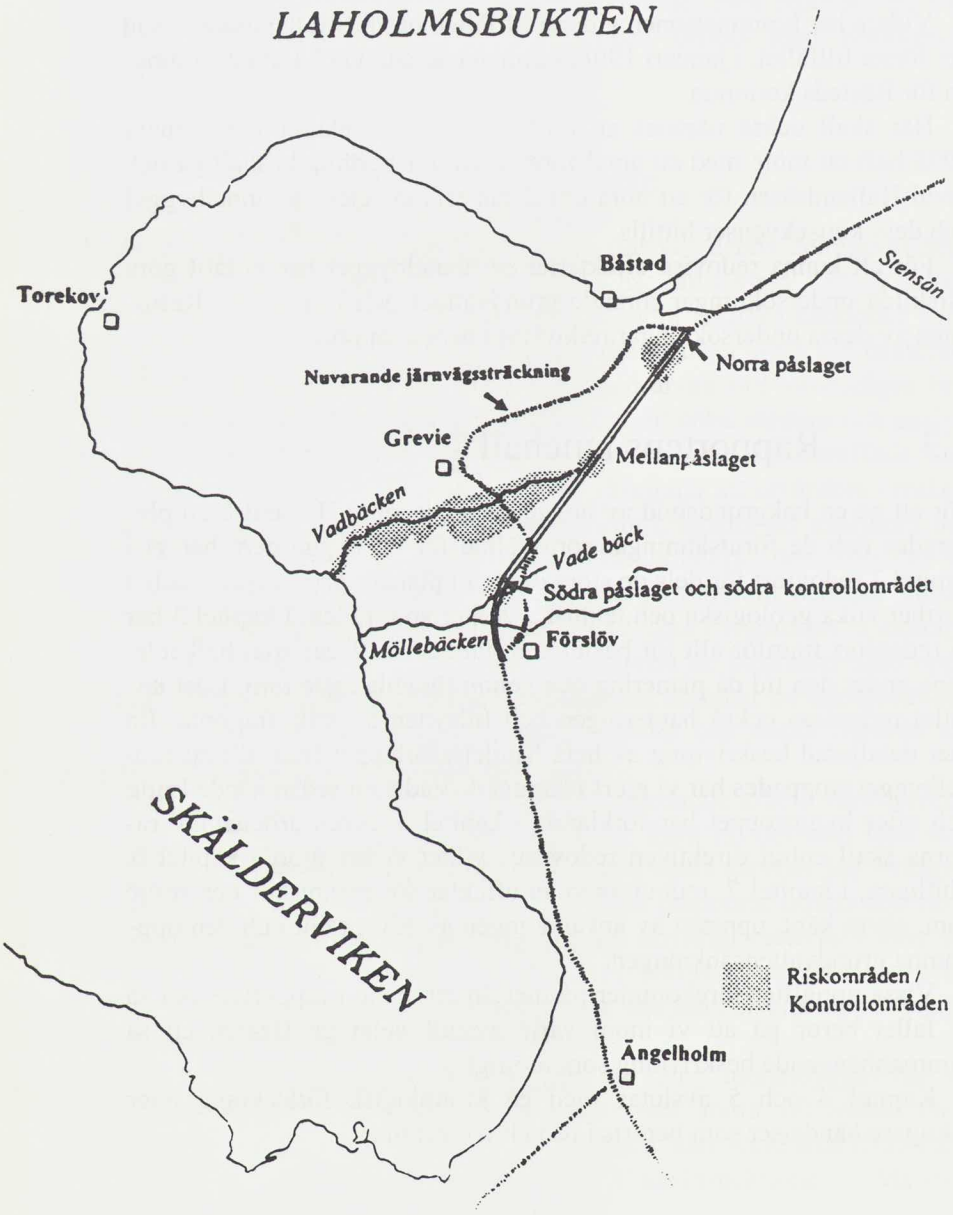
1.3 Rapportens innehåll

För att ge en bakgrundsbild av hur tunnlarna genom Hallandsåsen planerades och de förutsättningar som gällde för att bygga dem har vi i kapitel 2 redogjort för dels de stora dragen i planeringsprocessen, dels i korthet vilka geologiska och tekniska villkor som rådde. I kapitel 3 har vi redogjort framför allt för beslut som fattats och lagar som haft relevans under den tid då planering och genomförande ägde rum. I det kapitlet redovisas också hanteringen och tillsynen av miljöfrågorna. En mer detaljerad beskrivning av hela händelseförloppet fram till att tunnelbygget stoppades har vi gjort i kapitel 4. Vad som sedan hände kring och efter byggstoppet har förklarats i kapitel 5. Även arbetsmiljöfrågorna skall enligt direktiven redovisas, vilket vi har gjort i kapitel 6. Slutligen, i kapitel 7, redovisas vilka effekter för människor och miljö som, såvitt känt, uppstått av användningen av Rhoca Gil och den uppkomna grundvattensänkningen.

Vissa uppgifter förekommer på mer än ett ställe i rapporten. Att så är fallet beror på att vi inom varje avsnitt velat ge läsaren en så sammanhängande beskrivning som möjligt.

Kapitel 4 och 5 avslutas med en kronologisk förteckning över viktigare händelser som berörts i respektive kapitel.

1.4 Karta över området



(Källa: Naturvårdsverkets rapport 4837)

2 Bakgrund

2.1 Något om planeringsprocessen

I regeringens proposition 1987/88:50 om Trafikpolitiken inför 1990-talet utpekades ett antal större järnvägsobjekt som klart angelägna att påbörja under den närmaste planeringsperioden. Till dessa projekt räknades i första hand en fortsatt utbyggnad av norra stambanan och Västkustbanan. Gemensamt för projekten är enligt propositionen att de förenar kraven på samhällsekonomisk betydelse med viktiga miljö- och regionalpolitiska effekter samtidigt som de bidrar till att öka effektiviteten i järnvägssystemet.

Principer och övergripande mål för den nu gällande trafikpolitiken slogs fast av riksdagen i 1988 års trafikpolitiska beslut. Enligt det beslutet är det yttersta syftet med trafikpolitiken att bibehålla och utveckla välfärden. Utgångspunkten skulle vara att trafiksystemet utfördes så, att det bidrog till ett effektivt resursutnyttjande i samhället som helhet. Detta innebar bl.a. att infrastrukturen skulle planeras efter samhällsekonomiska kriterier, och att ett samhällsekonomiskt effektivt utnyttjande skulle eftersträvas. Samtidigt betonades det att samhällsekonomisk effektivitet i strikt bemärkelse inte kan vara den enda vägledningen för trafikpolitiken utan att detta mål måste vägas mot andra krav på transportsystemet som inte alltid kan uttryckas eller värderas i ekonomiska termer. Beträffande järnvägspolitiken konstaterades att järnvägen skall ges förutsättningar att spela en viktig roll som ett konkurrenskraftigt, miljövänligt och energisnålt transportmedel.

Dåvarande Statens Järnvägar (SJ) delades 1988 upp i ett affärsverk med ansvar för tågtrafiken – SJ – och en myndighet med ansvar för infrastrukturen – Banverket. I enlighet med riksdagens beslut uppdrog regeringen åt Banverket att upprätta förslag till en flerårsplan för stomjärnvägar 1991 – 2000 inom en planeringsram på 10 miljarder kr. Enligt Banverkets förslag, som remitterades 1990, skulle Hallandsåstunneln byggas ut med enkelspår för en kostnad av 600 Mkr med

byggstart 1994 och färdigställande 1998. Flera av remissinstanserna hävdade att tunneln borde byggas ut med dubbelspår. Banverket konstaterade att samtliga instanser ansåg att planeringsramen var otillräcklig och att objekten måste tidigareläggas. Banverkets förslag fastställdes dock av verkets styrelse i december 1990. Det fanns möjlighet att överklaga Banverkets beslut till regeringen.

Efter regeringens proposition (1990/91:87) om Näringspolitik för tillväxt beslutade riksdagen våren 1991 att för 1990-talet anvisa 10 miljarder kr utöver ordinarie anslag till investeringar i vägar, järnvägar och kollektivtrafikanläggningar. I propositionen betonades infrastrukturinvesteringarnas betydelse för tillväxten och näringslivets konkurrenskraft. Större sammanhållna samhällsekonomiskt lönsamma och för landet strategiska projekt skulle prioriteras. Bedömningen var att detta skulle leda till bättre miljö och bättre förutsättningar för en ökad ekonomisk tillväxt. Som särskilt angelägna projekt inom järnvägsområdet nämndes bl.a. en dubbelspårsutbyggnad längs hela Västkustbanan. Efter förslag från en särskilt tillsatt arbetsgrupp för infrastrukturfrågor beslutade regeringen i juni 1991 att bygget av Hallandsåstunneln skulle tidigareläggas och göras i form av en dubbelspårig tunnel, där spåren går fram i separata tunnlar med en sträckning i enlighet med Banverkets banutredning från 1990 (se kap 4). En banutredning fastlägger standard och sträckning m.m., men innebär ingen detaljprojektering. Totalkostnaden för projektet beräknades till 1 miljard kr. Arbetet skulle inledas år 1991 och bedrivas på ett sådant sätt att tunneln kunde öppnas för trafik under 1996.

En ny planeringsprocess för infrastrukturen infördes 1992 – 1993 inför investeringsplanerna för perioden 1994 – 2003. Utgångspunkten var att förstärka det politiska inflytandet över den långsiktiga investeringsplaneringen. Det nationella perspektivet skulle stärkas och ökad tonvikt läggas på de strategiska projekten. Perspektivet lyftes "från objektnivå till systemsyn". Redovisningen av planerna skulle förbättras och krav på konsekvensbeskrivningar av planerna infördes. Riksdagens inflytande i förhållande till beslutet 1991 blev större, eftersom den nu kom att ange dels den ekonomiska ramen i ett längre perspektiv än ett år i taget, dels fördelningen av medlen mellan de olika trafikslagen. På grundval av redovisningar från trafikverken fattade riksdagen under 1993 beslut om den totala investeringsvolymen, om hur medlen skulle fördelas mellan de olika trafikslagen samt om inriktningen av investeringarna i stomjärnvägsnätet. I mars 1994 fastställde regeringen Banverkets förslag till stomnätsplan för åren 1994 – 2000. I förslaget beräknades Hallandsåstunneln vara slutförd 1997 till en kostnad av 1 miljard 246 miljoner kronor.

För planeringsperioden 1998 – 2007 har den samhällsekonomiska aspekten lyfts fram tydligare än för den tidigare perioden liksom hänsynen till miljön. I Banverkets förslag till stomnätsplan anges att den inte innebär något ställningstagande till projektet Tunnel genom Hallandsåsen, samt att den totala kostnad som beräkningen utgår från är 2 miljarder 866 miljoner kronor, varav 1 miljard 66 miljoner kronor ligger före år 1998.

2.2 Geologin

På uppdrag av kommissionen har Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) sammanställt de geologiska förhållandena på Hallandsåsen och den omgivningspåverkan grundvattensänkningen medfört. I detta avsnitt sammanfattas SGU:s redovisning vad gäller de geologiska förhållandena. Motsvarande sammanfattning av vattenförhållandena finns i avsnitt 7.2. SGU:s utredning finns i sin helhet i bilaga 2.

Ett av de mest utmärkande dragen i Skånes natur är dess åsar som visar att landskapet ligger i ett övergångsområde med omväxlande urberg och sedimentär berggrund. Dessa åsar är i geologisk mening uppskjutande urbergsribbor, *horstar*, som formats av omfattande rörelser och deformationer i berggrunden. I geologiskt hänseende är Hallandsåsen och Bjärehalvön delar av samma urbergshorst. Geografiskt brukar däremot området öster om Sinarpsdalen kallas Hallandsåsen och området väster därom Bjärehalvön.

Hallandsåsen utgörs av den ca 30 km långa och 6 – 10 km breda delen av urbergshorsten som sträcker sig från Sinarpsdalen i väster till trakten av Örkelljunga i öster. De högsta delarna ligger mer än 200 m ö.h. Hallandsåsen utgör en markerad höjd med mycket branta sluttningar på såväl norra som södra sidan, samt mot Sinarpsdalen i väster.

Bjärehalvön består av den västligaste delen av urbergshorsten och sträcker sig från Sinarpsdalen i öster till Kattegatt i väster. Den är ca 10 km lång i såväl nord-sydlig som väst-östlig riktning. De högsta delarna ligger på 170 – 180 m ö.h. Bjärehalvöns norra sida, från Båstad till Hovshallar, är mycket brant, medan den södra sidan är betydligt flackare.

De omfattande rörelserna i berggrunden har resulterat i zoner med en spröd uppsprickning av berggrunden efter branta sprickor. En tunnel genom Hallandsåsen korsar dessa sprickzoner ungefär vinkelrätt. De mest markanta deformationerna i berggrunden kan förväntas vid den norra förkastningsbranten, eventuellt också i söder. I spricksystemen har basisk magma trängt upp och stelnat till diabaser, vilka nu står som

branta skivor i berggrunden. Kontakterna mellan diabaserna och urberget utgör ofta svaga zoner, längs vilka rörelser ägt rum som lett till utbildning av myloniter (finkrossat berg) eller breccior (fragmenterat berg). Förutom störningszoner längs med åsen förekommer sprickor och amfibolitgångar som skär över åsen i tunnelns riktning. Även dessa zoner påverkar förutsättningarna för ett tunnelbygge högst väsentligt. Uppsprickningen av berggrunden har också medfört att vittringen lokalt kunnat gå på djupet och leromvandla berget. Spröda zoner omväxlande med leromvandlade kan därför förväntas.

Deformationerna i berggrunden medför att berggrunden, förutom en mycket dålig bergkvalitet i vissa delar, är betydligt mer vattenförande än vad som är normalt för svensk urberggrund. Brantstående sprickzoner med en betydligt större genomsläpplighet än omgivande bergmassa utgör de huvudsakliga transportvägarna för grundvattnet.

Jorddjupet på Hallandsåsen är i allmänhet litet, mindre än 5 m. Lokalt förekommer talrika berggrundsblottningar. Större jorddjup har dock påvisats i vissa delar, framför allt i sprickdalarna. Dominerande jordart är den sandiga morän som täcker berggrundsytan. De stora torvmarkerna på Hallandsåsen utgörs av mossar och kärr. Mossarnas torvmäktighet varierar mellan 1 m och 8 m. Jordlagrens sammansättning och utbredning har en stor betydelse för både den ytliga vattenomsättningen på Hallandsåsen och för grundvattenbildningen till berggrunden.

2.3 Att bygga tunnlar

För kommissionens räkning har Stiftelsen Svensk Bergteknisk Forskning (SveBeFo) översiktligt beskrivit villkor och angreppssätt för undermarksprojekt så som de vanligen genomförs idag. Beskrivningen finns i sin helhet i bilaga 3. I detta kapitel återges vissa av de omständigheter som lyfts fram som betydelsefulla och karaktäristiska.

De förhållanden under vilka man bygger i berg skiljer sig på väsentliga punkter från att bygga t.ex. hus. Byggnadsmaterialets (bergets) egenskaper är i förhand bara delvis kända och det är kostsamt att samla information. För varje ytterligare undersökningspunkt eller metod måste därför kostnaden vägas mot nyttan av den information man förväntar sig att erhålla. Detta leder till att man utifrån den första bilden av de byggnadsgeologiska förhållandena gör en ansats till lösning, försöker bedöma de viktigaste förutsättningarna och sedan tar detta till grund för ytterligare undersökningar etc. Den information man får vid sin undersökning är ofta indirekt, dvs. man mäter inte direkt den egenskapen

man vill fastställa utan i stället en indikator på egenskapen. Exempelvis kan man mäta förekomst av en krosszon genom att mäta borrens hastighet med vetskapen att borrens hastighet i krossat berg är högre än i det okrossade berget. Mellan undersökningen och egenskapen ligger således ett moment av tolkning, som kan vara mer eller mindre komplicerat. Dessutom utgör undersökningarna stickprov, mellan vilka förhållandena varierar. Kunskapen ökar efterhand som bygget påbörjas och berget penetreras. Eftersom den slutliga kännedomen om de byggnadsgeologiska förutsättningarna finns först sedan tunneln är färdigbyggd, kan man säga att ingen tunnel är färdigprojekterad förrän den är byggd.

Sverige är en stark bergbyggarnation. I och med att berggrunden till stor del är uppbyggd av hårda, kristallina bergarter är förhållandena för att bygga i berg gynnsamma. Genom gruvtraditionen har mycket goda kunskaper om berg och bergbrytningsteknik erhållits. Berget som byggnadsmaterial låter sig inte enkelt beskrivas genom ett antal tydliga parametrar. Tekniken att bygga i berg är därför fortfarande i hög grad empiriskt grundad, dvs. man får lita till erfarenheter från tidigare arbeten. Mycket erfarenhet finns samlad i s.k. bergklassificeringssystem, som bygger på studier av redan byggda berganläggningar. Den senare tidens utveckling av datortekniken möjliggör också beräkningar av en art och omfattning som tidigare inte var möjliga. Att försöka avgöra bergets stabilitet är viktigt, men väl så avgörande för insatserna och kostnaderna vid bergbygge är kraven på tunnelns vattentäthet. Kraven tar till stor del sikte på de skador som kan uppkomma på den omgivande marken vid ett alltför stort inläckage med åtföljande grundvattensänkning. För att bedöma vad som är en godtagbar vatteninläckning måste man skaffa sig kännedom om bl.a. berört områdes vattenbalans och markförutsättningar.

Såväl klassificeringssystemen som datormodellerna har sina begränsningar. De blir användbara bara för förhållanden som liknar dem metoden eller modellen utvecklats för. De faktorer vars betydelse är särskilt svår att bedöma och som kan orsaka extra kostnader är ofta vatten eller udda, projektspecifika företeelser som inte enkelt låter sig kvantifieras för att på något sätt hanteras. Varje projekt är unikt och kräver sina särskilda ställningstaganden.

Det är under planeringen som grunden läggs för möjligheten att väl genomföra ett projekt. Den geologiska förundersökningen sker i olika steg i syfte att bl.a. inledningsvis avgöra områdets lämplighet för en berganläggning och därefter indikera större svaghetszoner, t.ex. krosszoner i berget. Resultatet utgör underlag för att bestämma anläggningens läge och form. Sedan följer mer detaljerade undersökningar om

t.ex. bergets hårdhet och sprickighet. Ekonomiskt sett kan det i vissa fall vara riktigt och tekniskt fullt tillfredsställande att stora delar av den geologiska undersökningen utförs från tunnelfronten.

Beställarens val av entreprenadform och form för ersättning till entreprenören styrs bl.a. av uppfattningen om den egna organisationens kompetens, projektets bedömda svårhetsgrad samt kontrollbehov och den egna riskbenägenheten. Eftersom man under byggandet regelmässigt måste hantera osäkerheter och fatta avgörande beslut på knappt och ibland osäkert underlag, gäller det att bygga upp en stabil organisation med tydlig fördelning av ansvar och befogenheter och goda forum för kommunikation. När svårigheter uppstår skall ansträngningarna inriktas på att ta sig förbi svårigheterna. Ett väl utformat kontrakt med en riskfördelning mellan beställare och entreprenör som bägge parter uppfattar som rimligt krävs för att man skall få ett flexibelt agerande och ett ömsesidigt förtroende.

3 Relevanta lagar och beslut

I detta kapitel redogör vi i huvudsak för beslut som fattats och lagar som haft relevans under tiden då planering och genomförande ägde rum. Slutligen (3.9.3) nämns i korthet regler som senare trätt i kraft eller föreslagits.

3.1 Naturresurslagen

Syftet med lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser m.m. (NRL) är att främja en från ekologisk, social och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning med marken, vattnet och den fysiska miljön i övrigt. Den skall tillämpas då beslut fattas enligt vissa andra lagar, t.ex. plan- och bygglagen, vattenlagen och naturvårdslagen. Avsikten är att få till stånd en samordnad bedömning när det gäller konkurrensfrågor om mark- och vattenanvändningen. Vidare tillämpas naturresurslagen vid beslut enligt lagen om byggande av järnväg, som trädde i kraft 1996. Dessförinnan tillämpades inte naturresurslagen direkt vid planeringen av järnvägar. Tanken är att hushållningsbestämmelserna i någon mån skall fungera som "gemensamma grundregler" och därmed motverka den splittring som finns mellan kravreglerna i de många miljöanknutna lagarna.

I lagens grundläggande hushållningsbestämmelser i 2 kap sägs bl.a. att mark- och vattenområden, som är särskilt känsliga från ekologisk synpunkt, så långt möjligt skall skyddas mot åtgärder som kan skada naturmiljön. Områden som är av betydelse från allmän synpunkt på grund av sitt naturvärde eller med hänsyn till friluftslivet skall så långt möjligt skyddas mot åtgärder som kan påtagligt skada natur- eller kulturmiljön.

Vissa specifika områden som berörs av tunnelbygget är av riksintresse (i lagens mening ungefär "unikt område" för visst ändamål) för naturvården och friluftslivet och skall därför skyddas mot sådana åtgärder. Samtidigt är Västkustbanan av riksintresse för att tillgodose nationella kommunikationsintressen. De flesta områden av riksintresse

nämns inte i lagen utan får sin status genom att de av relevant statlig sektorsmyndighet (i detta fall Naturvårdsverket respektive Banverket) bedöms som riksintresse i visst avseende. Myndigheternas beslut om detta är dock inte rättsligt bindande. Frågan om relevansen av en myndighets klassificering av visst område som riksintresse kan därför komma upp till bedömning i t.ex. ett tillståndsärende. Avgörande vid bedömningen i de flesta fall är dock huruvida riksintresset påtagligt skadas. Ett och samma område kan bedömas som riksintresse för helt olika, kanske oförenliga ändamål. I så fall skall företräde ges åt det ändamål som på lämpligaste sätt främjar en långsiktig hushållning.

Naturresurslagen anger emellertid också uttryckligen ett antal områden av riksintresse, för vilka särskilda hushållningsbestämmelser gäller (3 kap NRL). Detta gäller bl.a. Kullaberg och Hallandsåsen med angränsande kustområden, som i sin helhet är av sådant riksintresse med hänsyn till de naturvärden som finns där, att turismens och friluftslivets intressen särskilt skall beaktas när tillåtligheten av exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön prövas. Beslut om att ge företräde åt visst ändamål vid kolliderande intressen som nämnts i föregående stycke får inte strida mot de särskilda hushållningsbestämmelserna.

Vissa från miljösynpunkt särskilt ingripande anläggningar och verksamheter, framför allt fabriksanläggningar, skall tillåtlighetsprövas av regeringen (4 kap NRL). Även anläggning eller åtgärd som egentligen inte omfattas av krav på tillstånd kan komma att göra så om den antas få betydande omfattning eller bli av ingripande beskaffenhet och om regeringen beslutar att tillstånd skall krävas. För Hallandsåstunneln har regeringen inte krävt sådant tillstånd.

Lagens femte kapitel innehåller bestämmelser om miljökonsekvensbeskrivningar. Syftet med en sådan beskrivning är i princip att få fram ett beslutsunderlag inför tillståndsprövningar, planläggning och liknande beslut som i vid mening rör miljöpåverkan vid användning av mark och vatten. En ansökan om tillstånd för anläggning eller verksamhet enligt fjärde kapitlet skall innehålla en miljökonsekvensbeskrivning. I ett antal svenska miljölagar har också införts krav på miljökonsekvensbeskrivning. Kravet gäller bl.a. vid prövningar enligt vattenlagen, miljöskyddslagen och naturvårdslagen. Enligt plan- och bygglagen krävs en miljökonsekvensbeskrivning om detaljplanen medger en användning av mark, byggnader eller annan anläggning som innebär betydande påverkan på miljön, hälsan eller hushållningen med naturresurser.

Länsstyrelsen har tillsynen i länet över hushållningen med naturresurser. Lagen tillämpas som sagts också enligt andra författningar, där

länsstyrelsen ålagts viktiga uppgifter. Till tillsynsuppgifterna hör bl.a. att vara verksam för att anläggningar som fordrar tillstånd kommer under regeringens prövning och att övervaka och kontrollera att villkor och föreskrifter i regeringens tillståndsbeslut efterlevs. De centrala förvaltningsmyndigheterna har var och en inom sitt verksamhetsområde uppsikt över hushållningen med naturresurser.

3.2 Naturvårdslagen

Enligt naturvårdslagen (1964:822) utgör naturen en nationell tillgång som skall skyddas och vårdas, och det åligger var och en att visa hänsyn och varsamhet i sitt umgänge med naturen. När frågor om naturvård prövas skall naturresurslagen tillämpas. Ett beslut enligt naturvårdslagen får inte strida mot kommunens detaljplan eller områdesbestämmelser. Lagen innehåller regler om tillståndsplikt för täktverksamhet och markavvattning samt samrådsplikt med länsstyrelsen beträffande vissa andra arbetsföretag som kan komma att väsentligt ändra naturmiljön. Lagen samspelar med ett flertal andra lagar som också berör naturvården, t.ex. plan- och bygglagen, miljöskyddslagen och vattenlagen, och reglerar konflikter mellan å ena sidan hänsyn till naturmiljön och friluftslivet, å andra sidan olika näringar. Om det vid arbetsföretag eller annars inte går att undvika skada på naturen skall de åtgärder vidtas som behövs för att begränsa eller motverka skadan. Områden som på grund av t.ex. sin skönhet eller betydelse för allmänhetens friluftsliv behöver särskilt skydd kan förklaras utgöra naturreservat eller naturvårdsområde.

En del av det område som berörs av tunnelbygget är beläget inom ett naturreservat (Hallandsåsens nordsluttning) med föreskrifter om hur marken får användas. Eftersom tunnelbygget stred mot några av reservatets föreskrifter, bl.a. vad gäller avverkning av lövskog och framdragande av luftledning, ansökte Banverket om undantag från föreskrifterna. Ansökan bifölls av länsstyrelsen i Kristianstad i november 1991. Prövning enligt naturvårdslagen skedde även då Banverket under våren 1995 respektive 1996 ansökte om tillstånd till schaktning m.m. samt anläggande av tillfällig transportväg för mellanpåslaget. Samma länsstyrelse ansåg att påtaglig skada på riksintressena inte kunde anses ske och lämnade den 12 december 1995 tillstånd till att utföra schaktningsarbeten för mellanpåslaget och på visst sätt lägga upp schaktmassorna. Tillstånd att anlägga tillfällig transportväg lämnades den 27 augusti 1996.

Naturvården är en såväl statlig som kommunal angelägenhet. Medan länsstyrelsen har att verka för naturvården i länet och fattar huvuddelen av myndighetsbesluten är Naturvårdsverket den centrala förvaltningsmyndigheten. Även kommunala myndigheter har beslutanderätt i vissa frågor. Vissa av lagens bestämmelser är förenade med straffansvar.

Som medlem i EU har Sverige att följa bl.a. det s.k. art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992). Denna skyldighet har kommit till uttryck i 19 a-c §§ i naturvårdslagen. Ett av direktivets syften är att bevara arter och naturtyper som i ett europeiskt perspektiv betraktas som skyddsvärda i ett sammanhängande europeiskt ekologiskt nätverk av naturområden – Natura 2000. Varje medlemsland skall vidta sådana åtgärder att områdena får det skydd och den vård de behöver. Medlemsländerna skall föreslå naturområden som är viktiga för att bevara de arter och naturtyper som berörs. EG-kommissionen skall sedan godkänna vilka områden som skall ingå i nätverket, vilket planeras ske under 1998. Därefter skall medlemsländerna senast till år 2004 utpeka områdena som "särskilda bevarandeområden" och vidta åtgärder som krävs för att bevara och skydda de utpekade naturvärdena.

Sverige har föreslagit en mängd områden i landet att ingå i Natura 2000 enligt art- och habitatdirektivet. Några av dessa (Lya Ljunghed och Älemossen) finns på Hallandsåsen och berörs av tunnelbygget.

3.3 Miljöskyddslagen

Miljöskyddslagen (1969:387) reglerar vatten- och luftföroreningar samt buller och andra störningar i den yttre miljön när störningen härrör från fasta källor såsom mark, byggnad eller anläggning. Även trafikanläggningar omfattas. Det lagen gäller för benämns "miljöfarlig verksamhet".

Lagen kräver att den från miljöskyddssynpunkt bästa rimliga platsen väljs för miljöfarlig verksamhet och att bästa möjliga teknik utnyttjas för att förebygga eller minska inverkan på den yttre miljön.Vilken teknik som skall användas avgörs dock efter en bedömning av vad som är ekonomiskt möjligt och miljömässigt motiverat. En relativt omfattande förprövningsplikt föreligger. Tillstånd enligt miljöskyddslagen får inte meddelas i strid mot detaljplan eller områdesbestämmelser, och naturresurslagen skall tillämpas.

I materiellt hänseende gäller miljöskyddslagen och vattenlagen fullt ut vid sidan av varandra då det gäller vattenföretag som kan medföra vattenförorening. Om ett vattenmål innefattar även miljöskyddsfrågor i mindre omfattning kan vattendomstolen i målet pröva även dessa, i

stället för att en separat miljöskyddsprövning skall göras av länsstyrelsen. Vid förhandlingarna inför den första domen om tillstånd för Banverket att leda bort och släppa ut grundvatten från Hallandsåsen ansåg länsstyrelsen sålunda att det var tillräckligt att prövningen av utsläppet av det avledda vattnet i Stensån och Vadebäcken gjordes av domstolen.

Naturvårdsverket har den centrala tillsynen över lagen, medan den på regional respektive lokal nivå åligger länsstyrelsen och kommunen. Vid brott mot vissa av lagens bestämmelser kan straffansvar följa.

När bygget av järnvägstunnlarna genom Hallandsåsen påbörjades föreskrev miljöskyddslagen ifråga om trafikanläggningar förprövning endast för trafikflygplats av viss storlek. Närmare utredning om byggandet gjordes i en banutredning som fastställdes av Banverket (se kap 4). Idag skulle tillåtligheten av bygget ha prövats enligt lagen om byggande av järnväg.

3.4 Lagen om kemiska produkter

Lagen (1985:426) om kemiska produkter är tillämplig på hantering, import och export av kemiska ämnen och beredningar (kemiska produkter). Lagen skall förebygga att skador på människors hälsa eller i miljön förorsakas av kemiska ämnens inneboende egenskaper. Det huvudsakliga ansvaret för att förebygga hälso- och miljörisker från kemikalier i produkter och varor vilar på företagen som producerar och använder kemiska produkter. Det krävs av den som hanterar eller importerar en kemisk produkt att denne vidtar åtgärder för att hindra eller motverka skada på människor eller i miljön. Sådana kemiska produkter som kan ersättas med mindre farliga produkter skall därvid undvikas (substitution). För den som tillverkar eller importerar gäller att genom egna undersökningar eller på annat sätt se till att det finns tillfredsställande utredning för bedömning av vilka hälso- eller miljöskador produkten kan orsaka. Den som yrkesmässigt hanterar eller importerar en kemisk produkt skall ha tillgång till den kemiska och toxikologiska kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens omfattning och produktens egenskaper. Den som tillverkar, importerar eller överlåter kemisk produkt skall genom märkning eller på annat sätt lämna uppgifter av betydelse från hälso- eller miljöskyddssynpunkt (produktinformation).

Huvudregeln är att kemiska produkter släpps ut på marknaden utan någon föregående prövning från det allmännas sida. Två undantag finns. Bekämpningsmedel skall vara godkända av Kemikalieinspektionen för att få säljas och användas. Nya ämnen (ämnen som tillkom-

mit inom nuvarande Europeiska ekonomiska samarbetsområdet, EES, efter år 1981) skall, enligt ett EU-program om existerande ämnen, förhandsanmälas till någon av de enligt programmet behöriga myndigheterna inom EES för att få släppas ut på marknaden. Till dessa undantag kommer att handel med särskilt farliga produkter kräver tillstånd.

Kriterier för att bedöma om ett ämne är miljöfarligt finns inte för mark och luft utan bara för vattenmiljö. Arbetet med att ta fram kriterier för bedömning av miljöfarlighet i mark pågår inom EU. Eftersom de ämnen som vållat skada i samband med tunnelbygget, akrylamid och N-metylolakrylamid, snabbt bryts ner i ytvatten är de inte bedömda som miljöfarliga. Detta innebär dock inte att akrylamid inte kan innebära en miljörisk. Ämnet är också hälsofarligt för den som i viss omfattning exponeras för den. Akrylamid är ett av de ämnen som har prioriterats och håller på att utredas inom ett EU-program för riskbedömning av existerande ämnen (se vidare 7.1.1).

Kemikalieinspektionen för ett produktregister, vilket har upprättats som ett instrument för myndigheters tillsyn och till vilket importören och tillverkaren av en kemisk produkt skall anmäla produktens innehåll av kemikalier. Anmälningsplikten är f.n. kopplad till tulltaxan och gäller vissa tulltaxenummer. Verksamheten skall anmälas så fort kemisk verksamhet påbörjas. Den anmälan innefattar dock endast uppgifter om företagets adress, kontaktperson och organisationsnummer m.m. och säger inget om eventuell användning av kemikalier. Anmälan av produkten skall göras senast i februari året efter att importen eller tillverkningen startat. Produktanmälan avser alltså årsförbrukningen och är inte avsedd som någon förhandsgranskning. Drygt 2 000 företag har anmält ca 55 000 produkter till registret. Det finns ingen skyldighet att anmäla själva användningen till någon tillsynsmyndighet. I sitt tillsynsarbete kan Kemikalieinspektionen genom registret gå vidare till tillverkare och importör för att få veta vem som använder produkten och kan därefter utöva tillsyn på de områden produkten använts. Förhandsanmälan av produkten kan krävas av den som avser att tillverka eller importera en kemisk produkt som inte tidigare varit i bruk i Sverige. Möjlighet finns att ålägga även användarna anmälningsskyldighet och förhandsanmälan, men detta har inte utnyttjats.

Kemikalieinspektionen är den centrala myndighet som har att utöva tillsyn över leverantörer som tillverkar eller importerar kemiska produkter. Naturvårdsverket utövar central tillsyn över skyddet för den yttre miljön i samband med hantering av kemiska produkter. Länsstyrelsen utövar den "närmare" tillsynen inom länet, medan kommunen utövar "omedelbar" tillsyn. Begreppen ges inga närmare förklaringar. I

praxis har dock utvecklats en uppdelning såtillvida att för objekt där länsstyrelsen utövar tillsyn över miljöfarlig verksamhet enligt miljöskyddslagen utövas också tillsyn enligt lagen om kemiska produkter. Det har i olika sammanhang påpekats att rollfördelningen mellan centrala, regionala och lokala tillsynsmyndigheter är oklar (se t.ex. Riksrevisionsverkets rapport 1994:8 om stödet till kommunernas kemikalietillsyn). Kemikalieinspektionen har också i regleringsbrevet för 1997 fått regeringens uppdrag att redovisa en analys av och lämna förslag till en effektivisering av tillsynen på olika nivåer.

Tillsynsmyndighet kan meddela de förelägganden och förbud som behövs för att lagen skall följas, och dessa åtgärder kan förenas med vite. Dessutom kan straffansvar följa vid brott mot lagen eller vid överträdelse av meddelade föreskrifter. För tillsynen är myndigheten beroende av att få information som ger anledning till kontroll och kan få detta genom t.ex. tillståndsärenden. Ett annat sätt är att göra inspektioner. Upplysningar och handlingar som behövs kan begäras, och det finns rätt till tillträde till områden, lokaler och andra utrymmen som används i samband med hanteringen.

De regionala och kommunala tillsynsmyndigheterna tar ut avgifter för tillsyn enligt miljöskyddslagen men har idag inte möjlighet att göra detta för tillsynen enligt lagen om kemiska produkter (se vidare under 3.9.3).

Lagen om kemiska produkter reglerar delvis samma område som vissa bestämmelser till skydd för arbetsmiljön, varför ett nära samarbete mellan Arbetarskyddsstyrelsen och Kemikalieinspektionen förutsätts. När det gäller skyddet mot ohälsa och olycksfall i arbetsmiljön i samband med yrkesmässig hantering av kemiska produkter är det Arbetarskyddsstyrelsen som ensam har tillsynen av efterlevnaden av lagen om kemiska produkter och med stöd av lagen meddelade föreskrifter.

3.5 Expropriation

En fastighet, som tillhör annan än staten, får enligt expropriationslagen (1972:719) tas i anspråk genom expropriation med äganderätt, nyttjanderätt eller servitutsrätt. Expropriation får ske bl.a. för att bereda utrymme för anläggning som tillgodoser allmänt behov av samfärdsel, transport eller annan kommunikation. Fråga om tillstånd till expropriation prövas av regeringen, och dess beslut kan bli föremål för prövning enligt lagen om rättsprövning av vissa förvaltningsbeslut. Talan i expropriationsmål väcks, efter meddelat tillstånd eller efter enbart ansökan om tillstånd, hos fastighetsdomstol.

Efter ansökan av Banverket medgav regeringen den 5 mars 1992 expropriation av mark för tunnelbygget. Tillståndet avsåg rätt att med äganderätt, servitutsrätt respektive nyttjanderätt expropriera mark för tunnelprojektet. Tillståndet förenades med bl.a. följande villkor. Allmän aktsamhet skall iakttas så att naturvårdens, kulturmiljövårdens och friluftslivets intressen så långt möjligt skyddas från påtaglig skada. Särskilt gäller detta inom områden av riksintresse. Arbetet med tunneln skall utföras så att påverkan på grund- och ytvatten minimeras såväl under byggnadsperioden som därefter. De av arbeten berörda områdena vid tunnelöppningarna skall återställas med stor hänsyn till omgivande natur och landskapsmiljö. Banverket skall vidta nödvändiga åtgärder för att skydda berörda vattendrag från föroreningar som uppkommer på grund av exploateringsföretaget, t.ex. i form av nedrasade jord- och stenmassor. Förekommande fiskstammars överlevnad får inte hotas. Banverket skall i samråd med länsstyrelsen upprätta och bekosta ett kontrollprogram avseende grundvatten, ytvatten och naturmiljö. Nödvändiga förundersökningar skall genomföras innan mera betydelsefulla exploateringsarbeten påbörjas. – Ett kontrollprogram avseende grundvatten och ytvatten upprättades i samband med prövningen enligt vattenlagen.

3.6 Vattendomar

Vattenlagen (1983:291) innehåller regler rörande utnyttjande av yt- och grundvatten. I 1 kap 1§ sägs att vatten skall skyddas och vårdas som en gemensam naturtillgång. Enligt lagen krävs tillstånd för vattenföretag. Vattenföretag är bl.a. "bortledande av grundvatten och utförande av anläggningar härför". Tillstånd för sådana vattenföretag meddelas av vattendomstol. Undantag från tillståndsplikten har endast medgivits för sådana vattenföretag som uppenbart inte skadar allmänna eller enskilda intressen. Vid vattendomstolen prövas samtliga frågor om tillåtlighet, tillstånd, ersättningar och andra villkor även om regeringen har viss prövningsrätt när det gäller att tillåta vattenföretag av synnerlig betydelse från allmän synpunkt. Sex tingsrätter har av regeringen utsetts att vara vattendomstol. Vattenöverdomstol är Svea hovrätt. Sista domstol i vattenmål är Högsta domstolen. Länsstyrelsen utövar tillsyn, dvs. övervakar att vattenlagens bestämmelser och villkor i domar och beslut följs. Tillsynsmyndigheten kan begära in upplysningar och kräva att utredningar görs. Vattendomstol för vattenföretag i Hallandsåsen är Växjö tingsrätt. Länsstyrelsen i Kristianstad var t.o.m. den 31 december

1996 tillsynsmyndighet. Därefter utövas tillsynen av Länsstyrelsen i Skåne län.

Den 24 november 1992 meddelade vattendomstolen den första domen om rätt för Banverket att leda bort grundvatten från järnvägstunneln i Hallandsåsen. Genom domen gavs Banverket rätt att under en prövotid, sammanlagt sju år, bortleda och släppa ut 3,5 l/s per 1000 m tunnelsträcka eller sammanlagt maximalt 33 l/s från båda tunnlarna. Av det bortledda vattnet skulle 26 l/s släppas ut i Stensån och 7 l/s i Vadebäcken. Tunnellängden beräknades till 9 km. Eftersom frågan avsåg järnväg vars tillåtlighet prövats i särskild ordning gjordes tillåtlighetsprövningen endast i enlighet med 3 kap 3 § vattenlagen, dvs. man prövade om skada eller olägenhet av större betydelse skulle kunna uppkomma för allmänna intressen. Den prövning i särskild ordning som vattendomstolen hänvisade till torde ha varit regeringens beslut om expropriation. I motiveringen till detta beslut hade ju regeringen slagit fast att omläggningen av Västkustbanan i en tunnel genom Hallandsåsen kunde godtas från mark-, hushållnings- och miljösynpunkt. Om inte projektet prövats på detta sätt skulle vattendomstolen även ha gjort en tillåtlighetsprövning utifrån allmänna planeringssynpunkter och en samhällsekonomisk helhetsbedömning av för- och nackdelar med projektet i enlighet med 3 kap 1, 2 och 4§§ vattenlagen.

Frågor om ersättning och kompensationsåtgärder för eventuella skador sköts upp. Prövotidens längd bestämdes till den beräknade arbetstiden, som då var fem år, med tillägg av ett år, och därefter ytterligare ett år för att sammanställa utredningsdata för skaderegleringen.

Domstolen gav Banverket tillstånd att föra bort så mycket vatten som verket begärt. Domstolen konstaterade visserligen att felmarginalen i Banverkets geohydrologiska utredning kunde sägas vara fem till tio gånger men ansåg trots detta att man kunde dra vissa slutsatser av den. Domstolen ansåg att det framgick av utredningen att en viss sänkning av vattenståndet i bergborrade brunnar i omedelbar närhet av tunneln kunde förväntas men i övrigt räknade man med ingen eller ytterst obetydlig påverkan på vattentillgångar. Såvitt vi kan förstå berodde detta på att domstolen godtog Banverkets påstående om att det skulle gå att täta i sådan grad att i genomsnitt maximalt 3,5 l/s och 1000 meter tunnelsträcka skulle komma att tränga in i tunneln. Under förhandlingarna gjorde Banverket, enligt länsstyrelsen i Skåne, gällande att detta skulle leda till en genomsnittlig sänkning av grundvattennivån med 24 meter längs med tunnelsträckningen. Banverket hade dessutom framhållit att mätning av mängden inläckande grundvattnen skulle göras kontinuerligt på var tjugonde

meter och att entreprenören hade ett åliggande att inte fortsätta arbetet om den maximala mängden överskreds.

Domstolen fastställde villkor för tillståndet och föreskrev kontroll av grundvattnets kvalité och nivå. Banverket ålades bl.a. att anlägga infiltrationsbassänger i anslutning till utloppen vid Stensån och Vadebäcken. Ett kontrollprogram hade förhandlats fram under domstolsförhandlingarna. Det kompletterades senare under byggets gång av länsstyrelsen. Mätuppgifter skulle kontinuerligt lämnas till länsstyrelsen och kommunen men även hållas tillgängliga för alla berörda. Domen och därefter vattenöverdomstolens dom överklagades. Högsta domstolen meddelade inte prövningstillstånd.

Den 23 maj 1995 meddelade vattendomstolen en andra vattendom. Genom denna gavs Banverket tillstånd att leda bort vatten från det blivande "mellanpåslaget" med maximalt 15 l/sek. Vidare fastställdes rätten för Banverket att även leda bort grundvatten från järnvägstunneln genom arbetstunneln. Vattnet skulle släppas ut i marklagren på åsen. Denna gång gjordes en fullständig tillåtlighetsprövning dvs. man gjorde även en bedömning utifrån allmänna planeringssynpunkter med tillämpning av naturresurslagen och en samhällsekonomisk värdering. Domstolen framhöll särskilt att man inte skulle befatta sig med frågor hänförliga till lokaliseringen av mellanpåslaget eller med störningar och olägenheter av annat slag än den inverkan på vattenförhållanden som kunde uppstå i samband med tunnelarbetena. Domstolen prövade alltså inte olägenheter som kunde uppkomma i samband med anläggandet av arbetstunneln. Enligt vattendomstolens bedömning stred inte den sökta bortledningen och återledningen av vattnet mot gällande planer och markanvändningsbestämmelser, varför vattenföretaget i planhänseende var tillåtligt. Domstolen ansåg att det var väl sörjt för att den kommunala vattenförsörjningen inte skulle påverkas och ansåg inte heller att bortledande av grundvattnet skulle kunna ge upphov till skada eller olägenhet av betydelse för allmänna intressen på något annat sätt. Den samhällsekonomiska värderingen blev enkel. Eventuella skador ansågs inte betydelsefulla, samtidigt som domstolen konstaterade att tunnelprojektet som sådant var högt prioriterat och arbetstunneln skulle medföra en samhällsekonomisk nytta om 60 Mkr. Som villkor för tillståndet föreskrevs bl.a. vissa anordningar för att rena vattnet. Banverket skulle anlägga fyra sedimenteringsdammar och infiltrationsytor innan utsläpp av grundvatten kunde börja. Ett ganska omfattande kontrollprogram fastställdes. Även denna gång sköt man upp frågor om ersättning och kompensation för eventuella skador. Domen överklagades endast vad avsåg rättegångskostnader.

Banverket ansökte ytterligare en gång, i juni 1996, om tillstånd att leda bort grundvatten. Denna gång var det för att underlätta bygget i den södra randzonen och undvika ras. Ärendet överlämnades till regeringen av vattendomstolen men har därefter återkallats.

3.7 Bygglov

Medan naturresurslagen reglerar den för riket övergripande planeringen för mark och vatten, sker kommunens mark- och vattenanvändning i första hand genom planer för vilka det finns bestämmelser i plan- och bygglagen (1987:10). Planläggningen skall ske så att mark och vatten används för det eller de ändamål för vilka områdena är mest lämpade med hänsyn till beskaffenhet och läge samt föreliggande behov. Kommunens planering måste dock också ske med hänsyn till de riksintressen som berörs i naturresurslagen. För de flesta situationer där konflikter mellan olika intressen förekommer är styrningen i naturresurslagens hushållningsbestämmelser svag. Ett starkt skydd finns dock ofta för de områden som är av riksintresse. Därtill kommer att även om det i princip är kommunen som avgör innehållet i planerna, kan en statlig överprövning ske om t.ex. ett planbeslut strider mot ett riksintresse enligt 2 eller 3 kap naturresurslagen. Länsstyrelsen har då skyldighet att pröva ett kommunalt beslut att anta, ändra eller upphäva en detaljplan eller områdesbestämmelser.

För hela kommunen skall det finnas en översiktsplan som i stort anger hur mark- och vattenområden är avsedda att användas och hur bebyggelseutvecklingen bör ske. Om kommunen inom begränsade områden vill säkerställa syftet med översiktsplanen eller tillgodose ett riksintresse kan den anta s.k. områdesbestämmelser, bl.a. för att reglera grunddragen för användningen av mark- och vattenområden för bebyggelse eller fritidsanläggningar, kommunikationsleder och andra jämförliga ändamål. I förarbetena till lagen sägs bl.a. att områdesbestämmelser inte bör kunna användas för att avsätta mark som friluftsområde. De bör användas för erforderlig bebyggelsereglering, medan naturvårdslagens bestämmelser kan användas om kommunen vill avsätta mark för friluftsmark. Markens användning och bebyggelsen för begränsade delar av kommunen regleras genom detaljplaner. För samordning av flera kommuners planläggning får också regionplaner antas. Kommunens byggnadsnämnd beslutar i bygglovsfrågor.

För marken över tunnelsträckningen finns ingen fastställd detaljplan. Byggandet av såväl huvudtunnlarna som arbetstunneln genom Hallandsåsen kräver dock bygglov. Byggnadsnämnden i Båstads kom-

mun beviljade bygglov för huvudtunnlarna den 19 oktober 1992. Bygglovsavgiften bestämdes till 695 640 kr. När Banverket två år senare ansökte om bygglov för arbetstunneln beslutade byggnadsnämnden den 19 december 1994 att avgörandet om bygglov skulle anstå till dess att arbetet med områdesbestämmelser hade avslutats. Den 30 november samma år hade kommunstyrelsen uppdragit åt byggnadsnämnden att upprätta sådana bestämmelser för att tillgodose riksintressena i området. Efter överklagande från Banverket undanröjde länsstyrelsen kommunens anståndsbeslut och visade ärendet åter till byggnadsnämnden. Kommunen överklagade länsstyrelsens beslut till regeringen, men beslöt den 29 april 1996 att återkalla sitt överklagande. Samma dag beviljade byggnadsnämnden Banverket det sökta bygglovet och bestämde bygglovsavgiften för mellanpåslaget till 66 000 kr. Miljö- och hälsoskyddsnämnden, som hade avstyrkt bygglov när ärendet behandlades första gången, tillstyrkte bifall vid det slutliga avgörandet. Kommunens beslut om att upprätta områdesbestämmelser upphävdes också.

Kommunens olika beslut den 29 april 1996 sammanhängde med en överenskommelse man hade träffat med Vägverket, Banverket och Länsstyrelsen i Kristianstads län om utbyggnad av vägar i anslutning till tunneln (se kap 4). I överenskommelsen ingick bl.a. en uppgörelse i fråga om de bygglovsavgifter Banverket skulle betala för huvudtunnlarna och arbetstunneln. Byggnadsnämndens beslut om avgift för huvudtunnlarna, 695 640 kr, hade nämligen överklagats av Banverket, som menade att avgiften enligt bygglovstaxan skulle bestämmas till 4 080 kr. Byggnadsnämnden hade beräknat avgiften med hänsyn till kommunens uppfattning om projektets storlek och konsekvenser på bl.a. omgivning och miljö. Avgiften bestämdes enligt överenskommelsen den 29 april till sammanlagt 600 000 kr, varav 534 000 kr för huvudtunnlarna och 66 000 kr för arbetstunneln.

Bygglovet för huvudtunnlarna upphörde att gälla i oktober 1997. Banverket beviljades därefter tillfälligt bygglov för skyddsarbeten. Dessutom har Banverket ansökt om bygglov för viss s.k. lining (se kap 4) i befintliga tunnelavsnitt.

3.8 Sammanfattande beskrivning av hur miljöfrågorna hanterats

Beslut

För bygget av tunnlarna och i frågor som hänger samman med det har som framgått gällt ett antal bestämmelser och villkor.

Hallandsåsen med angränsande kustområden är av riksintresse i enlighet med 3 kap 2 § naturresurslagen. Turismen och friluftslivet, främst det rörliga friluftslivets, intressen skall således beaktas vid en bedömning av om ingrepp i miljön skall tillåtas på eller i närheten av åsen. Vissa områden på och kring Hallandsåsen är dessutom även av riksintresse för naturvård och friluftslivet i enlighet med 2 kap 6 § samma lag och skall därför skyddas mot åtgärder som kan skada natur och kulturmiljö. Det bör i sammanhanget framhållas att markområden kan vara av riksintresse även för kommunikationer och att Västkustbanan bedömts vara av sådant intresse.

På Hallandsåsens nordsluttning finns ett naturreservat med almskog. Området har, i enlighet med 7 § naturvårdslagen, ansetts särskilt skyddsvärt och det finns föreskrifter om markens användning bl.a. när det gällde utförande av anläggning, avverkning och framdragande av luftledning. Några områden uppe på åsen är naturvårdsområden i enlighet med 19 § naturvårdslagen i dess lydelse före 1 juli 1987. För att vårda och skydda naturmiljön uppe på åsen har det således ansetts tillräckligt med begränsade åtgärder men det är t.ex. förbjudet att utföra schaktning och liknande arbeten utan länsstyrelsens tillstånd inom dessa områden. Vidare är stengärdsgårdarna uppe på åsen skyddade enligt 21 § naturvårdslagen och 19 § naturvårdsförordningen om s.k. biotopskydd, vilket innebär att arbetsföretag som skulle kunna skada naturmiljön inte får utföras om inte länsstyrelsen medgivit undantag.

En del av besluten rörande tunnelbygget har fattats med beaktande av reglerna i naturresurslagen och naturvårdslagen. Undantag har t.ex. medgivits Banverket från föreskrifterna för markanvändning i naturreservatet. Vidare har Banverket fått diverse tillstånd till markarbeten uppe på åsen för att utföra och utnyttja det s.k. mellanpåslaget.

I den förstudie som gjordes år 1985 av de regionala myndigheterna i samarbete med SJ berörs miljöaspekterna helt kort. Skador på den skyddade almskogen ansågs ofrånkomliga men sammanfattningsvis ansåg utredningen att en tunnel genom Hallandsåsen inte föreföll "medföra några större problem ur miljösynpunkt". I propositionen

87/88:50 framhöll departementschefen att Västkustbanan förenade kraven på samhällsekonomiska aspekter med bl.a. miljöpolitiska effekter. Transportrådet hade gjort en utredning om samordnad investeringsplanering, som bilagts propositionen. Enligt rådet hade järnvägen genom eldriften en viktig miljömässig fördel gentemot övriga transportgrenar, i vart fall så länge elkraften kunde produceras utan biverkningar i form av utsläpp av luftföroreningar.

Till den banutredning som gjordes 1990 fogades en miljökonsekvensbeskrivning. I denna diskuterades påverkan på landskapsbilden, den rika förekomsten av fornlämningar, frågan om buller och vibrationer för kringboende, grundvattennivån och säkerheten för transporter av farligt gods. I stomnätsplanen för åren 1991-2000 berörs miljöfrågor på knappt en sida. Hänvisning görs till att miljöförbättrande åtgärder krävs enligt gällande policy och att man dessutom skall installera skydd mot buller och vibrationer. Den överenskommelse som träffades mellan Banverket och arbetsgruppen för infrastrukturfrågor om att en tunnel genom Hallandsåsen skulle byggas innehöll inte några överväganden om miljön. Överenskommelsen låg till grund för regeringens beslut sommaren 1991 om medel att finansiera bygget.

I november 1991 meddelade Länsstyrelsen i Kristianstad undantag från de föreskrifter som gällde för naturreservatet på Hallandsåsens nordsida. Länsstyrelsen konstaterade endast att det var möjligt att medge undantag från föreskrifterna och framhöll att det var angeläget att avverkning och markarbeten begränsades till en så liten yta som möjligt. Vidare förordnades om återplantering av skog.

I mars 1992 gav regeringen Banverket tillstånd till expropriation, dvs. verket fick tillstånd att ta vissa fastigheter i anspråk för att bereda utrymme för tunneln. Regeringen hade tillgång till banutredningens miljökonsekvensbeskrivning, men dåvarande Miljö- och Naturresursdepartementet var inte berett att bifalla ansökan utan efterlyste skälen till den föreslagna linjesträckningen. Vidare krävde departementet att beslutet skulle innehålla villkor om att hänsyn måste tas till natur- och kulturmiljön. Departementet ställde en rad frågor om konsekvenserna för miljön. Banverket kompletterade sin ansökan och bemötte Miljö- och Naturresursdepartementets invändningar. Verket hänvisade även till en PM, som inte gått att återfinna vare sig hos Banverket eller i regeringskansliet. I Banverkets missivskrivelse påpekades emellertid att regionala myndigheter godtagit tunneln och dess sträckning. Verket framhöll även att de förslag som framkommit om att lägga banan i samma stråk som E 6 skulle innebära en väsentligt utökad omfattning av projektet och en kraftig senareläggning.

I sitt yttrande till regeringen anförde länsstyrelsen att expropriationen avsåg att tillgodose ett mycket betydelsefullt trafikintresse som också var att hänföra till riksintresse och att någon annat lämpligare sätt, t.ex. en annan sträckning, inte visats föreligga.

Regeringen konstaterade att den föreslagna omläggningen av Västkustbanan kunde godtas ur mark-, hushållnings- och miljösynpunkt. Regeringen biföll ansökan på av länsstyrelsen anförda skäl och föreskrev att kontrollprogram skulle upprättas för grundvatten, ytvatten och naturmiljö.

I sin första dom i november 1992 gjorde vattendomstolen inte någon prövning enligt naturresurslagen eftersom ansökan avsåg ett vattenföretag för järnväg som prövats i särskild ordning. Man prövade därför endast om skada eller olägenhet av större betydelse skulle kunna uppkomma för allmänna intressen. Sådana intressen ansågs främst vara den kommunala vattenförsörjningen, naturvärdet av åar, bäckar, våtmarker och andra ytvattentillgångar samt det samlade behovet av att tillgodose enskilda fastigheters vattenförsörjning genom privata brunnar. Domstolen ansåg det utrett att man kunde räkna med en viss sänkning av vattenståndet i bergborrade brunnar i omedelbar närhet av tunnelschaktet men i övrigt ingen eller ytterst obetydlig påverkan på vattentillgångar. Domstolen framhöll att Banverket hade möjlighet att komplettera tätningen och vidta andra skadeförebyggande åtgärder och kom fram till att man med tillräcklig grad av säkerhet kunde utgå från att någon skada av större betydelse för allmänna intressen inte kunde förväntas uppkomma. Domstolen tillämpade miljöskyddslagen när det gällde om och på vilka villkor det grundvatten som Banverket skulle ha rätt att leda bort ur åsen skulle få släppas ut i Stensån och Vadbäcken. Genom att föreskriva ett kontrollprogram och andra kontrollåtgärder med avseende på kvalitén på det vatten som skulle släppas ut ansåg domstolen att det var väl sörjt för att någon skadlig verkan ur miljösynpunkt inte skulle uppkomma i vattendragen. Kontrollprogrammet var utformat med utgångspunkt i de kontroller som görs av dricksvatten. Eftersom vattnet skulle passera en byggplats med maskiner innehöll programmet även krav på analys med avseende på petroleumkolväten.

I sin andra dom år 1995, som avsåg mellanpåslaget, gjorde vattendomstolen en fullständig tillåtlighetsprövning, vilket även innebar en tillämpning av naturresurslagen. Prövningen avsåg emellertid endast tillåtligheten och verkningarna av vattenföretaget. Domstolen prövade därför Banverkets begäran om att få leda bort och släppa ut grundvatten ur mellanpåslaget, inte påslaget med arbetstunneln som sådant. Enligt vattendomstolens bedömning stred inte de sökta åtgärderna mot gällande plan- och markbestämmelser. Det allmänna intresset var denna

gång främst den kommunala vattenförsörjningen. Domstolen fastställde ett kontrollprogram med provtagning i närliggande brunnar, kontroll av ytligt grundvatten, mätningar och analys av läckvattnet och förordnade att vattnet efter rening skulle släppas ut i marklagren på åsen genom infiltrering. Vidare bestämdes att mynningen till arbetstunneln skulle sättas igen efter det att arbetet avslutats och att även infiltrationsområdena och platsen för sedimenteringsbassängerna skulle återställas. På grund av dessa förordnanden och med tanke på att det var fråga om ett tidsbegränsat tillstånd ansåg vattendomstolen att man knappast kunde förvänta sig några skador eller olägenheter av betydelse till följd av grundvattenhanteringen. När det gällde prövningen enligt 3 kap 4 § vattenlagen, dvs. avvägningen mellan fördelar och nackdelar, diskuterades inga nackdelar men väl de samhällsekonomiska fördelarna av mellanpåslaget. Det ansågs kunna bidra till en minskning av projektets försening och därmed en samhällsekonomisk nytta om ca 60 Mkr. Denna nyttoberäkning var i och för sig hänförlig till själva mellanpåslaget, men effekterna av att leda bort och släppa ut grundvatten från påslaget skulle i vart fall inte kunna påverka nyttoberäkningen på något avgörande sätt.

Till ansökan om vattendom hade fogats en beskrivning av konsekvenserna för miljön av att leda bort vatten på det sätt som Banverket begärt.

I beskrivningen framhölls att tätningskravet, som var lägre än i den stora tunneln, anpassats till den omständigheten att arbetstunneln endast skulle utnyttjas temporärt och till att vattnet skulle återföras till marklagren. Det fanns även en miljökonsekvensbeskrivning med avseende på andra frågor. Den behandlade buller, luftföroreningar, ljusspridning (eftersom arbetet skulle pågå dygnet runt) och påverkan på landskapsbilden.

Båstads kommun försökte att hindra mellanpåslaget med hänvisning till naturresurslagen. Innan Banverket ansökte om byggnadslov hade verket diskuterat med Länsstyrelsen i Kristianstad om alternativa platser för mellanpåslaget, vilket resulterade i att länsstyrelsen i en skrivelse av den 15 juni 1994 förordat att det fortsatta utredningsarbetet främst borde inrikta sig på två av de föreslagna alternativen. Kommunen reagerade mot detta eftersom man ansåg att länsstyrelsen därigenom tagit ställning till mellanpåslagets tillåtlighet. Kommunen framhöll i ett skarpt uttalande att Hallandsåsen var av "synnerligt riksintresse" och att den därför skulle skyddas mot exploatering. När sedan ansökan kom in beslutade byggnadsnämnden, med hänvisning till 8 kap 23 § plan- och bygglagen, att områdesbestämmelser för de fastigheter som Banverket tänkt använda skulle upprättas för att tillgodose

riksintressena inom områdena och att avgörande av bygglov skulle anstå till dess att arbetet med bestämmelserna avslutats. Banverket överklagade byggnadsnämndens beslut. Länsstyrelsen tog inte ställning till om det var möjligt att genom områdesbestämmelser säkerställa riksintressen för naturvård och friluftsliv men ansåg att dessa intressen var tillräckligt tillgodosedda genom det skydd för landskapsbilden som beslutats i enlighet med naturvårdslagen. Byggnadsnämndens beslut undanröjdes. Kommunen överklagade beslutet men när det var dags för regeringen att ta ställning hade uppgörelse träffats om vägbyggen och kommunen var inte längre intresserad utan återkallade sitt överklagande.

Efter det att Länsstyrelsen i Kristianstad hade undanröjt byggnadsnämndens beslut med anledning av ansökan om byggnadslov för mellanpåslaget och förklarat att aktuella områden var tillräckligt skyddade genom naturvårdslagen biföll länsstyrelsen under åren 1995 och 1996 Banverkets ansökningar om schaktning, tillstånd att lägga upp schaktmassor, breddning av väg samt anläggande av tillfällig transportväg.

Den första prövningen skedde i december 1995. Länsstyrelsen konstaterade att arbetsföretaget var tillfälligt, att massorna inte skulle läggas upp slutligt uppe på åsen, att den mark som skulle tas i anspråk till helt övervägande del skulle återgå till åkermark i vall och bete och att någon påtaglig skada på riksintressena i enlighet med naturresurslagen inte kunde anses ske. Beslutet överklagades. Kommunen återkallade senare sin talan. Regeringen fann att endast de enskilda som hade någon rätt till de fastigheter där beslutet gav Banverket tillstånd att öppna mellanpåslag och ordna arbetsområde kunde föra talan mot beslutet med avseende på dessa åtgärder. Regeringen prövade därför bara den samfällda vägens påverkan på landskapsbilden och fann att den skulle bli godtagbar. När länsstyrelsen vid senare tillfällen prövade en ansökning om att få anlägga en tillfällig transportväg ansågs inte naturvårdslagen utgöra något hinder eftersom vägen efter avslutat arbete skulle rivas upp och marken återställas för att bli jordbruks- och skogsmark. Även stengärdsgårdarna skulle återuppbyggas när vägen rivits upp.

Tillsynsåtgärder

Efterlevnaden av de aktuella villkoren och bestämmelserna har övervakats av olika myndigheter som vidtagit följande tillsynsåtgärder.

Länsstyrelsen (i Kristianstad län fram till den 1 januari 1997 och därefter i Skåne län) har tillsynen enligt vattenlagen. Länsstyrelsen

deltog i utformningen av de reningsanläggningar som byggts för bortledande av vatten. Vidare kontrollerade länsstyrelsen de prover som enligt kontrollprogrammet togs av bortlett vatten för att bedöma mängd och kvalitet, samt tog del av de mätningar som gjorts med avseende på vattenkvalitén i brunnar och ytvattentillgångar. Länsstyrelsen hade regelbunden kontakt med Banverket och deltog i de diskussioner som ledde fram till att de infiltrationsytor, som enligt vattendomen för mellanpåslaget skulle anläggas till Vadbäckens och Vadebäckens vattensystem, inte utfördes. I juli 1995 skrev länsstyrelsen till Banverket och påtalade att det brast i rapporteringen av vattenprover och att den högsta tillåtna vattenmängden enligt vattendomen överskreds. I november 1996 förelades ett vite, och efter att vitet undanröjts överlämnades vattenfrågan till Regionåklagarmyndigheten i Skåne för åtalsprövning. Vidare hölls regelbundet vattenmöten, där länsstyrelsen tillsammans med Banverket, Skanska, VBB-VIAK och, fr.o.m. 1997, kommunen diskuterade vattensituationen. Inom ramen för länsstyrelsens löpande verksamhet har vissa inventeringar av åsens flora gjorts.

Båstads kommun har haft hand om tillsynen enligt lagen om kemiska produkter. Kommunen gjorde två större inspektioner för att kontrollera hanteringen av kemiska produkter, av vilka den ena var under Kraftbyggarnas tid som entreprenör. Man försökte också att med stöd av hälsoskyddslagen vid vite förbjuda Kraftbyggarna att spränga på nätterna – det vitesföreläggande som meddelades undanröjdes dock senare. Efter att ha fått information om att Rhoca Gil användes gav kommunen Banverket tillfälle att komma in med ytterligare utredning om produkten och att yttra sig över att kommunen skulle kunna komma att begära att en mindre farlig produkt skulle användas (substitutionsprincipen). – Den 10 september 1997 skrev kommunen till regeringen och påtalade att det rann för mycket vatten. Kommunen framförde att man inte alls var nöjd med länsstyrelsens tillsyn och att länsstyrelsen enligt kommunens uppfattning inte hade följt upp ärendet tillräckligt. En kopia av skrivelsen tillställdes länsstyrelsen.

Yrkesinspektionen i Malmö gjorde under Kraftbyggarnas tid tolv inspektioner på arbetsstället. Den första inspektionen sedan Skanska tillträtt gjordes den 24 oktober 1996 efter att två olycksfallsanmälningar inkommit från Skanska. I januari 1997 inspekterades arbetsmiljöförhållandena ur ett helhetsperspektiv och vissa krav ställdes i ett inspektionsföreläggande. Vid den inspektionen informerades arbetstagarnas företrädare och Skanska om att en systeminspektion skulle genomföras senare under året för att kontrollera att arbetsgivarens systematiska förebyggande arbetsmiljöarbete verkligen fungerade. När de första

tecknen på missförhållanden kom i september 1997 hade denna tillsynsinsats ännu inte genomförts.

3.9 Övrigt

3.9.1 Miljöskadelagen

Enligt miljöskadelagen (1986:225) utges skadestånd för personskada, sakskada och ren förmögenhetsskada som verksamhet på en fastighet har orsakat i sin omgivning. Ren förmögenhetsskada som inte har förorsakats genom brott ersätts endast om skadan är av någon betydelse. Skadestånd utges för skador genom bl.a. förorening av vattendrag, ändring och förorening av grundvatten samt markförorening. Skador i fråga om vatten ersätts dock inte om de har orsakats av verksamhet som bedrivs i enlighet med tillstånd enligt vattenlagen, då ersättning för skada bestäms enligt vattenlagen. Skadeståndsskyldigheten åvilar, förutom fastighetsägare eller brukare av fastigheten som bedriver verksamheten, bl.a. den som i egen näringsverksamhet utför eller låter utföra arbete på fastigheten.

3.9.2 Brottsbalken

I brottsbalkens kapitel om allmänfarliga brott, 13 kap 8 a §, stadgas ansvar bl.a. för den som förorenar mark, vatten eller luft på ett sätt som medför eller kan medföra sådana hälsorisker för människor eller sådana skador på djur eller växter, som inte är av ringa betydelse, eller annan olägenhet i miljön.

3.9.3 Järnvägslagen och miljöbalken

Lagen om byggande av järnväg

Lagen (1995:1649) om byggande av järnväg trädde i kraft 1996. Enligt denna skall den som avser att bygga en järnväg upprätta en järnvägsplan, som skall innehålla en miljökonsekvensbeskrivning enligt 5 kap naturresurslagen. Den som upprättar järnvägsplanen skall samråda i fråga om sträckningen och förslaget i övrigt med berörda fastighetsägare, kommuner och länsstyrelser samt med andra som kan ha ett väsentligt intresse i saken. Miljökonsekvensbeskrivningen skall godkännas av länsstyrelsen innan den tas in i järnvägsplanen. Banverket skall ställa ut järnvägsplanen för granskning. Planen fastställs sedan av Banverket efter samråd med länsstyrelsen. Om dessa myndigheter har olika uppfattningar skall Banverket hänskjuta frågan om fastställande till regeringens prövning.

Förslag till miljöbalk

I skrivande stund har ett förslag till miljöbalk överlämnats till riksdagen (prop 1997/98:45). I propositionen sägs att miljölagstiftningen under de senaste decennierna med tiden blivit allt mer svåröverskådlig och någon gång motstridig, och att en samordning därför under flera år setts som en angelägen lagstiftningsuppgift. Enligt förslaget skall regeringen pröva tillåtligheten av en järnväg som den ifrågavarande. Vid den prövningen skall en miljökonsekvensbeskrivning finnas. Efter regeringens beslut – som kan innehålla villkor för genomförandet och driften – skall det ske en prövning enligt järnvägslagen för att fastställa järnvägsplanen.

Skärpta och utökade krav på miljökonsekvensbeskrivningar införs. Vidare föreslås att kommunerna ges möjlighet att införa avgift för tillsynen enligt lagen om kemiska produkter. Fördelningen av tillsynsansvaret på de olika tillsynsmyndigheterna skall också regleras i en särskild förordning, i syfte att samordna och effektivisera tillsynsarbetet. I övrigt återfinns i förslaget regler om kemiska produkter som är snarlika dem som gäller idag.

4 Tunnelbygget fram till byggstopp

Möjligheterna att bygga en tunnel genom Hallandsåsen utreddes av dåvarande SJ år 1975. Redan då tänkte man sig en tunnel med i huvudsak den nu aktuella sträckningen men för enkelspår. Det som senare kom att kallas tunneln genom Hallandsåsen är egentligen två tunnlar för ett spår i vardera riktningen med ett inbördes avstånd på ca 25 m och med en total längd på cirka nio km. Efter att ha studerat tillgängligt kartmaterial och rekognoscerat utmed den föreslagna tunnelsträckan kom man fram till att berget var av sådan beskaffenhet att den föreslagna tunneln kunde byggas. Tio år senare tog Länsstyrelsen i Kristianstad, därtill uppmanade av LO:s näringspolitiska grupp, initiativ till en förstudie. Den gjordes i samråd med bl.a. Länsstyrelserna i Malmöhus och Hallands län samt Båstad kommun. I utredningen diskuterades kommunikationsmässiga, ekonomiska, plan- och miljömässiga förhållanden samt sysselsättnings- och regionalpolitiska skäl. Tunneln diskuterades även i flera andra sammanhang, bland annat i det nordiska samarbetet, innan de tekniska förutsättningarna utreddes ytterligare. Dessutom drevs frågan om en dubbelspårig järnväg mellan Oslo–Malmö–Köpenhamn av ett privat konsortium som en del av Scandinavian Link.

År 1989 beställde Banverket en förstudie av Sydkraft som konstaterade att de inledande geologiska undersökningarna givit vid handen att en järnvägstunnel genom Hallandsåsen var ett realistiskt alternativ. Därefter gav Banverket en annan konsult, VBB–VIAK, i uppdrag att göra en banutredning. De motiv som framhölls i utredningen för att bygga en tunnel var främst två, dels ville man utveckla persontrafiken på sträckan Malmö–Göteborg genom att använda snabbtåg, dels var godstrafiken i stort behov av kapacitetshöjande åtgärder. Det var problem med trafiken genom Sinarpsdalen. Järnvägen gick igenom skarpa kurvor och lutade brant. Det gick därför inte att köra fort, och vid lövfällning eller snö måste vagnvikten minskas.

Banutredningen innehöll både en undersökning av bergförhållandena och vattenförhållandena i åsen. Av bergtekniska undersökningar framgick att endast 30 % av tunnelsträckningen bestod av berg av

ganska bra kvalitet. Vidare framhölls att 40 % av berggrunden längs tunnellinjen var mycket sprickrik eller sprickrik och att vattengenomsläppligheten var mycket stor utom längs södra sluttningen. "Skadlig påverkan" på grundvattennivån kunde emellertid förhindras genom förinjektering, dvs. tätning även före sprängning eller borrning. Ett omfattande tätningsarbete förutsattes.

I banutredningen fanns tre alternativ när det gällde var tunneln skulle mynna i söder. Utslagsgivande i valet mellan dessa var i huvudsak kostnaderna för genomförandet, vilket i sin tur berodde på möjligheterna att utnyttja befintliga spår. Vid den här tiden diskuterades inte den planerade tunnelns huvudsakliga sträckning. Det hade man gjort tidigare men då främst av regionalpolitiska skäl.

Utredningen diskuterade även drivningsmetoder, dvs. om tunneln skulle borras eller sprängas. Man gjorde gällande att sprängning och s.k. fullortsborrning, dvs. att borra hela tunneln med en stor borr, ur "strikt ekonomisk synvinkel" var "konkurrenskraftiga". Dock ansågs att fullortsborrning var en känslig metod vid stora variationer i bergkvalitet.

Utredningen remissbehandlades. Den fick i allt väsentligt ett positivt mottagande. Ingen av remissinstanserna hade något att erinra mot projektet som helhet. Ängelholms kommun konstaterade att alternativet med fortsatt sträckning utefter motorvägen norrut inte var aktuellt och att det valda tunnelläget sannolikt gav det kostnadseffektivaste läget för genomgång av Hallandsåsen. "Varje annan utgångspunkt synes ge tunnellängder som är 30 – 50% längre än det valda läget". Boende i Förslöv framhöll dock att "den för framtiden radikalaste sträckningen av järnvägen är fågelvägen utmed motorvägen Ängelholm–Båstad".

Våren 1991 hade riksdagen anslagit extra medel för utbyggnad av vägar och järnvägar. Regeringen beslöt i juni samma år att Banverket skulle få disponera 900 Mkr. av dessa medel. Kostnaderna för projektet var då beräknade till 1 miljard kronor.

Redan i början av 1991 hade Banverket ansökt om expropriation av mark för tunnelbygget. I oktober ansökte man om tillstånd att leda bort och släppa ut grundvatten ur tunnlarna. Bygglov söktes i februari 1992. Expropriation söktes hos regeringen, tillstånd att leda bort och släppa ut grundvatten i vattendomstolen och bygglov av byggnadsnämnden i Båstads kommun. För att få de tillstånd som krävdes måste Banverket presentera projektet. Vid samtliga tillfällen framhöll Banverket att tunneln skulle tätas genom injektering, dvs. insprutning av betong. Grundvattnet skulle därigenom inte komma att påverkas negativt eller, som verket anförde till byggnadsnämnden, "påverkan på grundvattennivån skulle bli försumbar".

På hösten 1991 genomförde Banverket den upphandling som resulterade i att man träffade avtal med Svenska Kraftbyggarna Entreprenad AB, dotterbolag till Vattenfall. I det förfrågningsunderlag som skickats till presumtiva anbudsgivare redogjordes för resultaten av de utredningar som konsulterna hade gjort. Anbudsgivarna fick emellertid inte ta del av alla beräkningar och slutsatser. I förfrågningsunderlaget angavs att de borde anlita geologisk expertis för att göra egna bedömningar. På detta sätt avsåg Banverket att undvika eventuella ersättningsanspråk från den blivande entreprenören om det skulle visa sig att konsulternas slutsatser var felaktiga. Förfrågningsunderlaget avsåg en s.k. generalentreprenad för konventionell tunneldrivning dvs. med sprängning. Det fanns emellertid möjlighet att komma in med s.k. sidoanbud. Detta gjorde Kraftbyggarna när de erbjöd sig att i stället för att spränga använda en mycket stor borr med samma dimension som tunneln.

Anbuden utvärderades av Sydkraft Konsult, med utgångspunkt i tekniska beskrivningar och reservationer från de olika anbudsgivarna. Sydkraft hade byggt den s.k. Bolmentunneln som ledde vatten från sjön Bolmen till Ringsjön och hade därför erfarenheter av att bygga tunnel genom Hallandsåsen. I sin utvärdering var Sydkraft mycket kritisk till att använda den av Kraftbyggarna erbjudna metoden s.k. fullortsborrning/TBM (tunnelborrmaskin). Man ansåg att metoden i vart fall inte skulle gå att använda i alla delar av åsen, eftersom berget var för mjukt. Det skulle dessutom bli svårare att injektera om man använde denna metod.

Avtalet förhandlades fram och slöts av Banverket Södra Regionen. Trots att Sydkraft avrått från fullortsborrning godtog Banverket Kraftbyggarnas sidoanbud, men avtalet konstruerades så att Kraftbyggarna ensamma skulle bära de ekonomiska konsekvenserna om det skulle visa sig att metoden inte fungerade. De skulle visserligen kunna byta teknik och t.ex. övergå till sprängning men de skulle i så fall inte ha rätt till särskild ersättning. De skulle heller inte få längre tid för att avsluta bygget utan tunnlarna skulle vara färdiga den 17 december 1996 oavsett vilken teknik som användes. Banverket beställde en tunnel med vissa dimensioner och som uppfyllde vattendomstolens krav. Hur detta skulle åstadkommas var i princip Kraftbyggarnas ansvar även om Banverket skulle godkänna stationära anordningar. Vidare skulle Banverket betala för det material som gick åt för att förstärka och täta tunneln men det fanns en gräns för hur stora kostnader som skulle belasta verket. Även i detta avseende var det således Kraftbyggarna som tog den yttersta risken.

Anbudstiden gick ut den 22 november 1991. Avtal skrevs med Kraftbyggarna den 5 mars 1992. Bygget kom emellertid inte igång förrän i oktober 1992. Det finns olika uppfattningar om varför. Klart är emellertid att den första vattendomen inte meddelades förrän i november samma år. Under förhandlingarna i domstolen hade Banverket förhandlat med Länsstyrelsen i Kristianstad om utformningen av ett program för kontroll av grundvattnets nivå och sammansättning. Det vatten som släpptes ut, läckvatten, skulle också mätas och kontrolleras. Borren Hallbor sattes i in början på april 1993. Den hade byggts på plats och hade en diameter på över 9 meter.

Vid försening kunde fyra olika viten utgå. Kraftbyggarna riskerade att få betala 6,6 Mkr. för varje vecka som tunnlarna blev försenade. Vitessumman för hela upphandlingen uppgick till 9,9 Mkr. i veckan. I avtalet fanns inte någon övre gräns för hur mycket Kraftbyggarna skulle kunna bli tvingade att betala.

Efter att ha kommit 13 m körde borren Hallbor fast. Detta skedde i juni 1993. Berget var för mjukt. Borren sjönk ner i tunnelbotten och in i väggarna. Dessutom sattes borrkronan igen. Kraftbyggarna använde emellertid även sprängteknik och lyckade på så sätt driva sammanlagt 500 m tunnel i norr och 1200 m i söder innan de lämnade bygget i december 1995.

Redan sommaren 1993 stod det således klart att man hade bekymmer med bygget. Det hade kommit igång sent och den borr som så snabbt skulle ha tagit sig igenom berget stod still. Kraftbyggarna försökte förhandla om avtalet. De ansåg att de uppgifter de fått från Banverket om bergförhållandena inte överensstämde med verkligheten. Banverket hade en stark förhandlingsposition. Sommaren 1994 gjordes intensiva försök att lösa konflikten. Först i maj 1995 kom man till en uppgörelse. Banverket löste Kraftbyggarna från avtalet mot att de betalade ett stort skadestånd. Dessutom skulle Kraftbyggarna fortsätta att bygga året ut för att ge Banverket tid hitta en ny entreprenör.

Under den tid som gått sedan Banverket gjorde den första upphandlingen hade ytterligare satsningar gjorts för att intensifiera järnvägsbyggandet. Ett nytt system för planeringen av infrastruktur hade införts och anslagen ökats. Detta innebar både en ökad frihet och ökade möjligheter till flexibilitet för Banverket. Den första upphandlingen kunde sättas igång år 1991 som en följd av att 10 miljarder kr avsatts för att under en tioårsperiod underlätta utbyggnaden av vägar och järnvägar. Våren 1993 hade den ekonomiska ramen för investeringar i enbart stomjärnvägar för tiden 1994 till 2004 bestämts till ungefär 38 miljarder. År 1991 byggde Banverket stomjärnvägar för knappt en och en halv miljard kr; 1995 byggde man för nästan sju.

De beräknade kostnaderna för tunnelbygget hade emellertid också ökat. År 1991 då regeringens beslutade att låta Banverket disponera extra medel för bygget var kostnaderna för projektet beräknade till 1 miljard kr. I den ursprungliga budgeten som fastställdes i slutet av 1992 uppgick kostnaderna till 1 miljard 285 miljoner kr. Vid halvårsskiftet 1996 då Skanska varit igång ett knappt halvår fastställdes en ny budget i vilken totalkostnaden beräknades till 1 miljard 996 miljoner kr. I detta belopp ingick indexuppräkningar och fördyringar.

Det verkar emellertid inte ha varit några större svårigheter för Banverket att finansiera fördyringarna. Detta kan ha berott på ett antal faktorer. När bygget försenades behövde Banverket inte göra utbetalningar i den takt som planerats. Vidare kan även andra projekt ha försenats och givit upphov till ytterligare anslagssparande. Därtill kom att Kraftbyggarna betalade ett kraftigt skadestånd. Beloppet är sekretessbelagt men det skall enligt Banverket ha täckt fördyringarna.

Banverket ansåg att de kommit ur avtalet med Kraftbyggarna på ett ekonomiskt fördelaktigt sätt. Bygget var emellertid kraftigt försenat. För att motverka förseningen beslöts att öppna ett mellanpåslag uppe på åsen med en arbetstunnel ner till den planerade tunnelsträckningen. Från arbetstunneln skulle järnvägstunneln drivas även från mitten och ut ur åsen. I vattendomstolen framhöll Banverket att mellanpåslaget skulle förkorta byggtiden med två år och att detta skulle medföra en samhällsekonomisk nytta om ca 60 Mkr. Den samhällsekonomiska nyttan av dessa två år motiverade tillståndet att leda bort grundvatten från arbetstunneln.

Uppgörelsen med Kraftbyggarna var klar i maj 1995. De skulle stanna året ut. Under hösten genomfördes en andra upphandling. Denna gång fick man bara fyra anbud. Utvärderingen gjordes betydligt noggrannare än den första gången dels för att man ville undvika ytterligare problem och förseningar dels för att nya bestämmelser införts genom lagen om upphandling. Utvärderingen gjordes av en teknikgrupp bestående av tre utomstående bedömare, nämligen en professor från KTH (Kungliga Tekniska Högskolan), den person på Sydkraft som utvärderat den första upphandlingen och en fristående konsult. De sammanträffade med anbudsgivarna och förhörde dem om deras geologiska kunskaper och tekniska kunnande. Hur injekteringen skulle gå till diskuterades ingående. Man hade ju kunnat konstatera att Kraftbyggarna utfört ett mer omfattande tätningsarbete än vad som hade förutsatts. Anbudsgivarna fick också ta del av de bergprognoser som gjorts. Vid den här tiden utgick således Banverket och dess konsulter liksom entreprenörerna från att det skulle vara möjligt att täta tunneln på ett tillfredställande sätt med betong.

Avtal träffades med Skanska Stockholm AB, dotterbolag till Skanska AB, den 18 januari 1996. Efter en omorganisation av Skanskas verksamhet överfördes entreprenaden till Skanska Anläggningar AB den 1 maj 1997. Bygget skulle vara klart den 25 november 1999, dvs. ungefär tre år efter det att Kraftbyggarna skulle ha varit färdiga. Vitesbeloppet vid försening bestämdes till 3,3 Mkr i veckan men sammanlagt högst 100 Mkr. Den överenskommelse som träffades med Skanska var något annorlunda till sin karaktär än den som träffats med Kraftbyggarna. I avtalet med Kraftbyggarna ansvarade entreprenören för vilka metoder som användes och det fanns ett tak för hur stora materialkostnaderna skulle kunna bli. För vitesbeloppen hade man däremot inte satt något tak. Enligt avtalet med Skanska skulle entreprenören i normalfallen svara för val av arbetsmetod medan val av särskilda metoder skulle ske i samråd med Banverket. Det fanns inte något högsta belopp bestämt för hur mycket material som Banverket skulle betala men väl för det vitesbelopp som Skanska skulle utge vid en eventuell försening.

Mellanpåslaget hade planerats under 1994. Banverket ansökte om bygglov på hösten samma år. Kommunen var mycket negativ, och ansökan bordlades i byggnadsnämnden. De skäl som kommunen angav mot mellanpåslaget var att man ansåg att det skulle förstöra miljön uppe på åsen. Beslutet motiverades med att man inte kunde ta ställning till ansökan förrän s.k. områdesbestämmelser utarbetats. Efter överklagande av Banverket undanröjde emellertid Länsstyrelsen i Kristianstad den 10 februari 1995 kommunens beslut om bordläggning och återförvisade ärendet till nämnden. Kommunen överklagade länsstyrelsens beslut till regeringen. Banverket ansökte därefter hos länsstyrelsen om tillstånd att utföra schaktningsarbeten för mellanpåslaget, att på visst sätt lägga upp schaktmassorna från tunneln och att bredda en väg som skulle användas för transporter till och från bygget. Länsstyrelsen ansåg att påtaglig skada på riksintressena inte kunde ske och lämnade den 12 december 1995 Banverket det sökta tillståndet. Kommunen överklagade även detta beslut till regeringen. I början av 1996, alltså samtidigt som Banverket gjorde upp med Skanska, träffades emellertid en överenskommelse mellan Banverket, Båstads kommun, Länsstyrelsen i Kristianstad och Vägverket om att tidigarelägga och bygga ut vissa vägar i anslutning till tunneln. Överenskommelsen träffades under förutsättningen att regeringen skulle tillåta Banverket att låna ut 95 miljoner kr till Vägverket från anslaget "Nyinvesteringar i stomjärnvägar" för att finansiera vägarna, vilket regeringen gjorde. I överenskommelsen ingick dels en uppgörelse i en tvist mellan Banverket och Båstad kommun om hur stor avgift som Banverket skulle betala för

bygglovet till huvudtunneln och arbetstunneln, dels att kommunen skulle återkalla sina överklaganden av länsstyrelsens beslut och medge bygglov för mellanpåslaget.

Hur tunneln skulle tätas var en viktig fråga redan när Skanska satte igång att bygga i februari 1996. Dels skulle Banverket betala det tätningsmedel som användes, dels störde det läckande vattnet bygget. Länsstyrelsen i Kristianstad som övervakade att vattendomarna efterlevdes hade redan 1995 skrivit till Banverket och påpekat att man ansåg att den föreskrivna vattenmängden överskridits vid ett par tillfällen men också att upprepade brister i rapporteringen förekommit. Länsstyrelsen i Kristianstad tolkade domen på ett annat sätt än vad Banverket gjorde. Länsstyrelsen ansåg att Banverket hade tillstånd att tappa i genomsnitt 3,5 l/sek per 1 000 m tunnel. Tillåten vattenmängd var således beroende av hur långt man kommit. Banverket ansåg emellertid inte att man överskred tillståndet förrän efter det att 33 l/sek uppmätts dvs. den mängd som tillåtits för båda tunnlarna totalt. Banverket menade således att man kunde utnyttja hela tillståndet oavsett hur långt bygget kommit. I april 1996 antecknades emellertid att länsstyrelsens representant på ett s.k. vattenmöte inte ansåg att "mängden för närvarande" var "något problem".

Oavsett hur domen skulle tolkas blev vattenfrågan akut sommaren 1996. Olika tätningsmedel prövades, både betongbruk och andra kembruk än Rhoca Gil. Svårigheterna hade att göra med den mycket komplexa sprickstrukturen. Man diskuterade också s.k. lining och utredde möjligheterna och kostnaderna att göra detta i hela eller delar av tunneln. Lining innebär i princip att man gjuter ett betongrör inne i och med samma dimension som tunneln. Röret håller tätt och hindrar att sten och jord faller ner. I Sverige har metoden använts i liten utsträckning, eftersom bergkvaliteten i vanliga fall är så bra att lining inte behövs. Lining hade diskuterats under anbudsförhandlingarna men då främst av säkerhetsskäl, som ett sätt att förstärka tunnelns väggar. För att få plats med lining måste man spränga ut en större tunnelarea i berget. Även lining kräver viss tätning av det bakomliggande berget.

Byggtekniska frågor och därmed problemen med det läckande vattnet diskuterades i många olika grupper. Banverket och Skanska hade för att underlätta samarbetet tillsatt ett "bergråd" bestående av tre personer, dels den professor från KTH och den konsult från Sydkraft, vilka deltog i utvärderingen av upphandlingen, dels en representant från Skanska. De skulle ge råd men även utöva viss kontroll. Vidare fanns en "bergreferensgrupp". I den ingick också utomstående konsulter. Gruppen skulle fungera som stöd till Banverkets teknikavdelning. Beslut fattades endast vid byggmöten med Banverket och Skanska.

Dessa beslut förbereddes emellertid vid s.k. bergteknikmöten. Även i dessa möten deltog utomstående konsulter och en representant för Banverkets huvudkontor, teknikavdelningen.

Under hösten 1996, alltså innan Rhoca Gil börjat testas, diskuterades tre alternativ. Det första innebar fortsatt tunneldrivning med nuvarande tvärsnitt dvs. utan plats för lining men med väsentligt ökade mängder förstärkning och tätning. Detta alternativ bedömdes innebära en merkostnad på 400 Mkr. Om man valde detta alternativ skulle man inte på långt när kunna uppfylla villkoren i vattendomstolens domar. Det andra alternativet innebar en kombination av lining och tätning. Det bedömdes innebära en kostnadsökning på 800 Mkr. Inte heller med detta alternativ räknade man med att få ned mängden läckande vatten till den av vattendomstolen tillåtna även om läckaget skulle bli mycket mindre än med det första alternativet. Det ingick därför i denna lösning att göra en ny ansökan till vattendomstolen. Det tredje alternativet bestod i en komplett lining. Det skulle kosta ytterligare några hundra miljoner kronor men skulle å andra sidan föra med sig att vattendomstolens tillstånd kunde respekteras. Regionchefen förberedde för det andra alternativet och presenterade lining som en alternativ lösning vid en presskonferens hösten 1996. Skanska meddelade Banverket vid ett byggmöte den 5 december att "injektering ej fungerar med metoder enligt kontraktet". Banverket beslutade i januari 1997 att tunnelavsnitten i norr skulle vidgas för att ge plats för lining men ville ändå fortsätta sökandet efter ett effektivt tätningsmedel.

Styrelsen för Banverket informerades om alternativen och kostnadsökningarna. Av styrelseprotokollet från den 28 februari 1997, då frågan diskuterades, framgår endast att styrelsen beslöt att justera årsredovisningen och att ändra i budgetunderlaget för år 1998–2000. I årsredovisningen för 1996 framhålls att Banverket avsåg att begära en ny vattendom för att få tillstånd att tappa mer vatten under byggnadstiden och att "risken för kostnadsökningar idag beräknas till 800 Mkr". Enligt den budget som fastställts ett halvår innan, sommaren 1996, var de totala kostnaderna beräknade till nästan två miljarder kr. Detta belopp nämns dock inte i årsredovisningen. I Banverkets kvartalsrapport om verksamheten 1 januari – 30 juni 1997 anger man emellertid en prognos för de totala kostnaderna på två miljarder 800 miljoner kr. Tidigare hade Banverket angivit färdigställandetidpunkten till december år 2000. I kvartalsrapporten skrev verket att prognosen var "ett färdigställande år 2000 med vissa efterarbeten år 2001". Varken i årsredovisningen eller i rapporten nämns att fördyringarna skulle kunna komma att påverka andra projekt eller leda till att Banverket skulle

behöva ytterligare anslag. Inte heller nämns det skadestånd som Kraftbyggarna hade betalt.

I januari 1997 skaffade Skanska fram information om Rhoca Gil. Medlet tillverkades av ett franskt företag och såldes i Sverige av dess svenska dotterbolag, Rhône-Poulenc Sverige AB. I februari 1997 fick en fristående konsult från Cement och Betong Institutet, i uppdrag av Banverket att undersöka Rhoca Gils långtidsstabilitet. Den 20 februari beställde Banverket av Skanska " utförande av fyra injekteringar med Rhoca Gil". En preliminär rapport lämnades av Cement och Betong Institutet redan den 21 februari till Banverket, slutrapporten kom två månader senare. I den preliminära rapporten framhålls bl.a. att "problemet med akrylamidinjekteringsmedel är deras giftighet" och att "giftigheten efter injekteringen blir beroende av hur bra polymeriseringen gått". I slutrapporten har giftigheten tonats ned. Det framhålls att Rhoca Gil var mindre toxiskt än tidigare tätningsmedel eftersom den rena akrylamiden bytts ut mot N-metylolakrylamid. Färdigt Rhoca Gil blandas av två lösningar som sedan späds med vatten. Lösning 1 skulle enligt innehållsförteckningen ha innehållit högst 1,5 % akrylamid och ca 37 % N-metylolakrylamid. Rhône-Poulenc har senare meddelat att halten akrylamid i lösning 1 var 3,8 %. Skanska har angett att deras analyser visar en halt på 4 – 9 % akrylamid. N-metylolakrylamid är mellan en tredjedel och en femtedel så giftigt som akrylamid. I slutrapporten drogs inga slutsatser om Rhoca Gils giftighet. Denna aspekt ingick inte heller i uppdraget. Slutsatsen blev att medlet vid en lyckad injektering skulle kunna täta mot vattenläckage i Hallandsåstunneln i minst 100 år.

Varken Banverket eller Skanska gjorde några ytterligare utredningar om Rhoca Gils giftighet. Företrädare för båda har sagt till kommissionen att de förlitat sig på uppgifter från leverantören. Det tycks även ha varit fallet när det gäller frågan om förutsättningarna för en fullständig polymerisation. I juni antecknades emellertid under ett byggmöte att en person på Banverket skulle sammanställa samtliga rapporter om Rhoca Gil, för att "förekomma eventuella frågor från arbetarskydd, Miljö- och hälsoskyddsnämnden och andra myndigheter".

Rhoca Gil provades på kortare avsnitt under våren 1997. Den 24 juni konstaterade man vid ett bergteknikmöte att bergrådet rekommenderat att kommande 100 m i norr, dvs. 200 m skulle tätas med Rhoca Gil. Den 26 juni beslöt Banverket och Skanska vid ett byggmöte att följa rekommendationen. Under tiden 26 juni –3 juli beställde Banverket sammanlagt 360 ton att jämföras med 180 ton dessförinnan. – När bygget stoppades hade 1 400 ton injekterats på en sträcka av sammanlagt ca 550 m.

På ett vattenmöte (se avsnitt 3.8 Tillsynsåtgärder) den 14 augusti 1997 informerades Länsstyrelsen i Skåne och Båstads kommun om Rhoca Gil. Besked gavs om att medlet testades och att man tänkte genomföra ett försök på 100 m i vardera tunneln. Produktinformationsblad från Rhône-Poulenc delades ut. Länsstyrelsens företrädare ansåg inte att det fanns någon anledning till oro ur yttre miljösynpunkt. Kommunens företrädare ville emellertid undersöka hälsoriskerna och tog kontakt med Kemikalieinspektionen den 9 september. Efter två dagar återkom handläggaren på Kemikalieinspektionen och de diskuterade riskerna för arbetsmiljön men också för förorening av yt- och grundvatten. Kommunen beredde den 18 september Banverket tillfälle att komma in med ytterligare utredning inom tre veckor och att yttra sig över att kommunen övervägde förelägga verket att byta ut Rhoca Gil mot en mindre farlig produkt. Detta hade man kunnat göra om det funnits ett mindre farligt likvärdigt alternativ på marknaden och detta alternativ inte hade varit oskäligt dyrare.

Kronologisk förteckning över viktigare händelser

1988	
	Riksdagen lägger fast principer och övergripande mål för trafikpolitiken fram t.o.m. 1997.
1990	
	Banutredningen rörande en tunnel genom Hallandsåsen för Västkustbanan remissbehandlas.
1991	
Januari:	Banverket ansöker om expropriation.
Juni:	Regeringen kommer överens med Banverket om att tunneln skall byggas och beslutar att verket skall få disponera 900 Mkr.
Oktober:	Banverket ansöker om tillstånd att leda bort och släppa ut grundvatten från huvudtunnlarna.
December:	Resultatet av den första upphandlingen utvärderas.
1992	
Februari:	Banverket ansöker om bygglov för huvudtunnlarna.
Mars:	Regeringen ger Banverket tillstånd till expropriation. Avtalet med Kraftbyggarna undertecknas.
Oktober:	Byggstart

November: Vattendomstolen lämnar Banverket tillstånd att leda bort och släppa ut grundvatten från huvudtunnlarna.

1993

April: Hallbor sätts igång.

Juni: Hallbor kör fast.

1994

Juni/Juli: Intensiva försök görs för att komma överens med Kraftbyggarna.

September: Banverket ansöker om tillstånd att leda bort grundvatten ur arbetstunneln vid mellanpåslaget.

Oktober: Banverket ansöker om bygglov för mellanpåslaget.

1995

Maj: Överenskommelse träffas om att avsluta samarbetet med Kraftbyggarna.
Vattendomstolen lämnar Banverket tillstånd att leda bort och släppa ut grundvatten ur arbetstunneln.

December: Länsstyrelsen i Kristianstad lämnar Banverket tillstånd att bl.a. utföra schaktningsarbete för mellanpåslaget.
Resultatet av den andra upphandlingen utvärderas.

1996

Januari: Avtalet med Skanska undertecknas.

Februari: Överenskommelse mellan Banverket, Vägverket, Båstads kommun och Länsstyrelsen i Kristianstad om att tidigarelägga byggandet av fyra vägar.
Skanska sätter igång.

September/
December: Olika metoder att täta tunnlarna diskuteras.

1997

Januari: Rhoca Gil presenteras.

Februari: Banverket ger Cement och Betong Institutet i uppdrag att undersöka Rhoca Gils beständighet.
Banverket beställer 25 ton för utförande av fyra injekteringar med Rocha Gil.
Banverkets styrelse konstaterar att risk finns att tunnelbygget blir 800 Mkr. dyrare.

Juni: På ett byggmöte beslutar Banverket och Skanska att Rhoca Gil skall prövas på en sträcka av sammanlagt 200 m.

Augusti:	Kommunen och Länsstyrelsen informeras om användningen av Rhoca Gil.
September:	Kommunen efterfrågar ytterligare utredning av Banverket.

5 Tunnelbygget stoppas

Inledning

Som nyss framgått ledde redan vetskapen om användningen av Rhoca Gil till viss aktivitet inom Båstads kommun. I takt med att ytterligare problem upptäcktes blev aktiviteten intensiv och även andra myndigheter kopplades in. När fiskdöd och förlamningssymptom hos kreatur uppdagades kontaktade miljöförvaltningen den 30 september, samma dag som injekteringen av Rhoca Gil stoppades, bl.a. Giftinformationscentralen, Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) och Länsstyrelsen i Skåne. Dessutom informerades Jordbruksverket och Naturvårdsverket liksom kommunstyrelsens ledning.

Den 1 oktober avlivades tre förlamade kor. Den 2 oktober anordnade Banverket i samverkan med Skanska och kommunens miljöförvaltning en presskonferens. Lantbrukare utmed Vadbäcken informerades individuellt om vad som hade hänt.

Den 24 september hade Skanska tagit prover i Vadbäcken och Stensån. Resultaten av proverna hade redovisats till Banverket och Skanska den 30 september, men kommunen fick inte del av dem förrän den 3 oktober. Resultaten visade på mycket höga halter av akrylamid och N-metylolakrylamid. Detta fick miljöförvaltningen att via direkta kontakter och genom radio och TV varna allmänheten för att dricka vatten från egen brunn belägen inom ett av förvaltningen preliminärt bedömt influensområde. Samma dag gav kommunen Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) i uppdrag att utreda grundvattenströmmar som ett underlag för att bestämma ett riskområde i anslutning till Vadbäcken. Kemikalieinspektionen hade kontakt såväl med kommunen som med Yrkesinspektionen i Malmö distrikt. På grundval av det som framkommit beslutade miljö- och hälsoskyddsnämnden den 4 oktober att mot Skanska och Banverket göra åtalsanmälan avseende miljöbrott enligt brottsbalken och brott mot lagen om kemiska produkter.

Tunnelbygget stoppades den 7 oktober.

Beredskapsläge införs

Söndagen den 5 oktober beslutade kommunstyrelsens arbetsutskott att kommunens beredskapsplan (förklaring se nedan) skulle träda i kraft. Den särskilda ledningsgruppen om tre personer från kommunstyrelsen, vilka var beslutande, och tre tjänstemän tillträdde. Berörda förvaltningschefer adjungerades. Prov på de kommunala vattentäkterna togs omgående. Ledningsgruppen vidtog också förberedelser för vattentransporter. Vidare tog den kontakt med regeringskansliet och angränsande kommuner, hade en första utsändning i Radio Båstad och inrättade ett särskilt informationskontor.

Dagen därpå var ledningsgruppen i full verksamhet. Telefonväxeln bemannades, och för att ge allmänheten utökade möjligheter att komma i direkt kontakt med kommunen och ledningsgruppen inrättades tre direkta telefonlinjer, vilket man hade annonserat om i morgontidningen. Därutöver inrättades efterhand en speciell linje för dem som ville få provresultat och en linje för massmedia för information om presskonferenser m.m. Genom lokalradion gavs lokal information. Radio Båstad sände vid två fasta ställen varje dag och Radio Kristianstad hade under en kortare tid en fast nyhetstid utöver ordinarie nyhetssändningar, dock inte inom ramen för något direkt deltagande i beredskapsorganisationen. Kommunens hemsida på internet uppdaterades och en presskonferens – vilket därefter gjordes dagligen – anordnades. De som ville få medicinsk hjälp eller stöd hänvisades till den lokala företagshälsovården, och personliga kontakter togs med de direkt drabbade.

Kommunen fastställde också ett preliminärt riskområde (se vidare under Vissa definitioner och begrepp). Ett väsentligt större område fastställdes några dagar senare utifrån veterinärmedicinska synpunkter av länsveterinären på Länsstyrelsen i Skåne. Den 15 oktober fastställde kommunen ett riskområde kring Vadbäcken enligt ett av SGU lämnat förslag.

Den 7 oktober adjungerades till ledningsgruppen en representant från Länsstyrelsen i Skåne och två dagar senare en från Yrkes- och Miljömedicinska kliniken i Lund. Kommunens ledningsorganisation ändrades sedan den 5 november. Ledningsgruppen skulle fortfarande fatta beslut om riskområden och kontrollprogram medan övriga frågor återgick till respektive nämnd. Ledningsgruppen upphörde den 14 januari 1998 efter beslut av kommunstyrelsen.

Alla kommuner har en beredskapsplan som skall kunna användas i ytterst speciella situationer såsom krig eller svåra påfrestningar på samhället i fredstid. Stora miljöolyckor kan vara ett sådant fall. Enligt beredskapsplanen tillsätts en speciell namngiven ledningsgrupp som

snabbt skall kunna inkallas. För att beslut skall kunna fattas snabbare än vad den ordinarie beslutsgången medger, övertar gruppen de befogenheter som normalt åvilar de olika kommunala förvaltningarna, dock inte beslut som avser myndighetsutövning mot enskild person.

Länsstyrelsen i Skåne har som grundprincip att det är kommunen som skall ha ledningsansvaret och att länsstyrelsen så långt som möjligt skall stödja kommunen efter de önskemål som framförs därifrån. Denna princip har präglat länsstyrelsens agerande under hela skeendet. En tjänsteman från länsstyrelsen har t.ex. efter begäran "lånats ut" till kommunen, inledningsvis på heltid och senare på deltid. Länsstyrelsen organiserade tidigt en allsidigt sammansatt grupp under chefen för miljöenheten med uppgift att bistå landshövdingen och länsstyrelsens representant i Båstad. Denna grupp utnyttjades dock inte och avvecklades efter ca fjorton dagar.

Kommunens informationsinsatser

Under de första veckorna inrättade kommunen den s.k. POSOM-gruppen (psykologiskt och socialt omhändertagande). I gruppen, som leds av räddningschefen och fortfarande finns kvar, finns företrädare för många organ – skola, barnomsorg, den sociala sektorn, hälsovård, sjukvård, räddningstjänst, kyrka, polis m.fl. Det var POSOM-gruppen som i huvudsak svarade för de individuella kontakterna med kommuninnevånarna. Det rörde sig inte om någon räddningstjänstsituation enligt räddningstjänstlagens bestämmelser, varför räddningstjänsten formellt inte hade några särskilda uppgifter. Informationstavlor sattes upp och genom posten delades flygblad ut till alla hushåll. Särskilda meddelanden inom riskområdena delades ut av hemvärnets hemskyddsombud, och ett antal informationsmöten anordnades. En betydande del av kommunens informationsverksamhet skedde tillsammans med näringslivets organisationer. LRF och Färskpotatisodlarna svarade t.ex. för all information som rörde jordbruket.

Vissa myndigheters agerande

Som kommer att framgå i det följande har Hallandsåsfrågan engagerat bl.a. ett antal av de centrala verken och vissa av dem i stor utsträckning, t.ex. Socialstyrelsen och Livsmedelsverket. En del av de åtgärder som de vidtog redovisas nedan. Inget av verken fann skäl att utlösa sin beredskapsplan utan löste frågorna ad hoc inom respektive verk.

Naturvårdsverket beslöt i ett tidigt skede av händelseförloppet att inte utlösa sin egen beredskapsorganisation. Bedömningen från verkets sida var att Båstads kommun klarade saken på ett bra sätt och att frågorna löstes bäst lokalt. Enligt Naturvårdsverkets beredskapsplan skall verket så långt möjligt bibehålla den ordinarie organisationsstrukturen vid miljökris/höjd beredskap el dyl. I slutet av oktober utsåg verket en analysgrupp som har sammanställt en rapport som översiktligt redovisar miljöeffekter av tunnelbygget i ett kortare och längre tidsperspektiv. – Jordbruksverket bedömde på ett tidigt stadium, efter samråd med länsstyrelsen, att länsstyrelsen kunde bevaka de frågor som låg inom verkets kompetensområde och vidta nödvändiga åtgärder. Jordbruksverket har dock deltagit i utarbetandet av Livsmedelsverkets rekommendationer i vissa avseenden och haft ett antal kontakter med länsstyrelsen och kommunen.

Även Kemikalieinspektionen fick i början av oktober en mängd frågor från media, allmänhet och politiker. Myndigheten hade då ingen särskild beredskapsplan för den här typen av händelser. För att möta den intensiva pressen bildades internt en ad hoc-grupp. Genom den hade Båstad kommun tillgång till aktuell information. Kemikalieinspektionen och kommunen hade ett antal telefonkontakter och Kemikalieinspektionens ledning besökte Båstad den 8 oktober. Kemikalieinspektionen genomförde också en inspektion på Rhône-Poulenc som föranledde vissa påpekanden och krav på komplettering i ett inspektionsprotokoll.

Företrädare för Livsmedelsverket besökte först kommunen den 20 oktober och därefter ledningsgruppen den 3 november tillsammans med företrädare för Kemikalieinspektionen, Socialstyrelsen, Jordbruksverket och Naturvårdsverket.

Vissa definitioner och begrepp

Bland andra följande begrepp och definitioner förekommer i det material som handlar om Hallandsåsprojektet efter kännedomen om Rhoca Gil:

Riskområde: Av lokala myndigheter fastställt område där vatten eventuellt kan vara påverkat av akrylamid.

Påverkat vatten: Vatten med en påvisad halt av akrylamid högre än 5 ug/l.

Eventuellt påverkat vatten: Vatten inom riskområdet där analys ej kunnat visa att halten akrylamid är lägre än 0,5 ug/l.

Ej påverkat vatten: Vatten inom riskområdet där analys visar att halten akrylamid är lägre än 0,5 ug/l.

0,5 ug/l är det samma som 0,0000005 g/l.
Akrylamid kunde i oktober 1997 analyseras ner till 5 ug/l, vilket kallas metodens detektionsgräns. Det fanns emellertid då inte i Sverige något laboratorium ackrediterat (godkänt) för akrylamidanalyser. Förmodligen fanns inte heller i hela Europa något ackrediterat laboratorium som kunde utföra analyser ner till WHO:s (Världshälsoorganisationens) riktvärde, som är på 0,5 ug/l. Livsmedelsverket, vars rekommendationer var kopplade till begreppet "eventuellt påverkat vatten", ansåg att en detektionsgräns på 5 ug/l var acceptabel ur hälsosynpunkt under "en kortare övergångsperiod" men arbetade för att förbättra eller finna andra metoder med vilka även halter i närheten av WHO:s riktvärde med säkerhet kunde bestämmas. – Inom EU finns ett förslag på ett gränsvärde för akrylamid i dricksvatten på 0,1 ug/l. De nämnda värdena gäller akrylamid. Några motsvarande värden för N-metylolakrylamid har inte fastställts.

SWEDAC är av regeringen utsett svenskt ackrediteringsorgan. Ackrediteringen följer ett europeiskt kvalitetssystem där tekniska förutsättningar, kompetens m.m. ingår i prövningskriterierna. Varje laboratorium utvecklar analysmetoder i princip under marknadsmässiga förhållanden, dvs. det är upp till varje laboratorium att bedöma underlaget på marknaden för en ny typ av analys.

Under november 1997 tog Livsmedelsverket kontakt med ett antal laboratorier för att höra om deras möjligheter och intresse av att bli ackrediterade för akrylamidanalyser. Något laboratorium uppgav att detta skulle kunna lösas inom en relativt snar framtid. Mot den bakgrunden beslöt Livsmedelsverket att inte uppgradera sina egna laboratorier, vilket i och för sig hade varit möjligt. Den 14 januari 1998 ackrediterades det första laboratoriet för halter ned till 5 ug/l och den 2 mars ett annat för halter ner till 0,5 ug/l. Livsmedelsverkets bedömning är att en ackreditering av verkets egna laboratorier efter omprioritering och komplettering av utrustning hade varit möjlig att åstadkomma, och då på betydligt kortare tid än fem månader.

Det var alltså först i mitten av mars 1998 som förutsättningar fanns att bedöma om vattnet inom riskområdet inte var påverkat av akrylamid enligt Livsmedelsverkets definition och om restriktionerna för riskområdet kunde hävas. Vid denna tidpunkt hade endast ett par brunnar halter överstigande 0,5ug/l.

Behandlingen i övrigt av dricksvatten- och livsmedelsfrågorna

Livsmedelsverket är ansvarig central myndighet för dricksvattenfrågor utom när det gäller eget hushåll, där Socialstyrelsen enligt hälsoskyddslagen har ansvaret. Den 6 oktober började Livsmedelsverket arbeta med dricksvattenproblemet på Hallandsåsen och hade därefter telefonkontakter framför allt med kommunen men också med länsstyrelsen genom länsveterinären. Verket fick många förfrågningar från media och allmänhet och tillsatte den 15 oktober en särskild "Grupp för akrylamidfrågor" för att samordna verkets aktiviteter. Livsmedelsverket har enligt sin beredskapsplan en katastrofgrupp som initierade att den särskilda gruppen bildades men trädde inte själv i funktion.

Den 9 oktober gjorde Livsmedelsverket i en informationsskrivelse till Båstads kommun sin första preliminära bedömning. Den innebar att vatten från privata brunnar och kommunala vattentäkter inte borde konsumeras förrän det analyserats och inga halter av akrylamidprodukter påvisats. Vidare sades att även vattentäkter utanför det primära riskområdet borde analyseras men att det vattnet i avvaktan på analys kunde användas. – När Livsmedelsverket utarbetade sin skrivelse samrådde de med Kemikalieinspektionen och Jordbruksverket men inte med Socialstyrelsen. Med Kemikalieinspektionen samrådde Livsmedelsverket även beträffande en annan skrivelse samma dag. Enligt den fick inte djur från Hallandsåsen som uppvisade förgiftningssymptom godkännas som livsmedel. Så fick inte heller ske med djur som inte uppvisade förgiftningssymptom men som kunde misstänkas ha druckit förgiftat vatten. Anledningen till detta angavs vara att de substanser som ingår i Rhoca Gil är såväl cancerogena som mutagena och att de till stor del ansamlas i muskulatur. – Beträffande vilt från riskområdet avråddes från detta innan en noggrannare kartläggning hade gjorts. Detta fick SVA att rekommendera jägarna att "inte konsumera vilt som kunde ha druckit av det förgiftade vattnet" och ledde till att dessa efter samråd med länsstyrelsen avstod från årets älgjakt.

Socialstyrelsen kontaktades på morgonen den 13 oktober av Båstads kommun med förfrågan dels om gränsvärden för akrylamid och N-metylolakrylamid i vatten för hushållsändamål, dels om det var olämpligt att bada och duscha i vatten där ämnena hade påvisats. Efter att ha kontaktat egen miljömedicinsk expertis och samrått med Livsmedelsverket, Kemikalieinspektionen, Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Länsstyrelsen i Skåne samt miljöförvaltningen och kommunledningen i Båstads kommun, beslutade Socialstyrelsen sent samma dag att vattnet inom det av kommunen avgränsade riskområdet inte borde användas för andra hushållsändamål än maskindisk och maskintvätt. Beslutet

nådde allmänheten på kvällen genom media och vid ett informationsmöte som kommunen anordnade där ca 600 personer deltog.

Socialstyrelsens beslut väckte oro hos kommuninnevånarna och ställde till med praktiska problem. Detta fick kommunledningen att kontakta Socialstyrelsen morgonen därpå och framföra sina betänkligheter mot beslutet. Socialstyrelsen var dock inte beredd att ompröva sitt beslut så att brunnar inom riskområdet där akrylamid inte hade påvisats kunde nyttjas. Ställningstagandet motiverades med att ingen just då kunde säga hur snabbt situationen kunde förändras så att fler brunnar blev förorenade, hur höga halter som kunde bli aktuella samt att det var problem vad gällde provtagning och analys. Bedömningen var dessutom att kommunen kunde klara av att leverera kommunalt dricksvatten till de berörda fastigheterna. Socialstyrelsen menade att det var kommunen som med hjälp av geologisk/hydrologisk expertis avgjorde riskområdets storlek och att en nedtrappning av försiktighetsåtgärderna kunde ske om man lokalt på goda grunder kunde avgränsa riskområdets storlek. Vidare poängterades styrelsens formulering att ”den rekommenderade försiktighetsåtgärden borde gälla under en kortare tid tills ytterligare kunskap kunnat vinnas”.

Fler rekommendationer följde. Enligt Livsmedelsverket, som samrått med Sveriges Lantbruksuniversitet, borde inte salladskål som bevattnats med "kontaminerat" vatten ur Vadbäcken användas till human konsumtion. Däremot kunde vissa andra grödor användas som planerat. Länsveterinären, som på grundval av underlagsmaterialet från SGU och efter diskussioner med kommunen minskat det av henne bestämda riskområdet till mindre än hälften, meddelade att leverans av djur från riskområdet till slakt endast fick ske efter ”negativ analys” av brunnsvatten. Detta riskområde var dock fortfarande större än det SGU hade föreslagit. Kort tid därefter meddelade länsveterinären, med hänvisning till att Livsmedelsverket definierat ett riskområde som ett av lokal myndighet fastställt område, att riskområdet hade upphört att gälla.

Situationen fick landshövdingen i Skåne att i en skrivelse till berörda myndigheter framhålla vikten av samordning av restriktioner, råd och information till allmänheten såväl mellan centrala och regionala som lokala myndigheter. I samråd med Båstads kommun hemställde länsstyrelsen att berörda myndigheter, främst Socialstyrelsen och Livsmedelsverket, skulle avdela samverkanspersoner till ledningsgruppen i Båstad, vilket också gjordes men inte ledde till annat än enstaka kontakter.

Den 17 oktober gjorde Livsmedelsverket efter samråd med bl.a. Socialstyrelsen och Jordbruksverket en första samlad bedömning. Där

konstaterades sammanfattningsvis att människor som konsumerat förorenat brunnsvatten eller livsmedel från riskområdet inte behövde känna oro för sin hälsa. Vatten från det kommunala vattenverket på Bjärehalvön innehöll inte några mätbara halter av akrylamid och kunde konsumeras utan hälsorisker liksom livsmedel som producerats utanför riskområdet. Livsmedelsverkets rekommendationer angående vatten, kött, mejeriprodukter och grönsaker baserades på försiktighetsprincipen och på att svenska konsumenter inte skulle behöva konsumera nedsmutsade livsmedel även om hälsoriskerna i praktiken bedömdes som obefintliga.

Mot bakgrund av de funna halterna i brunnar i riskområdet konstaterade Livsmedelsverket också att det inte förelåg någon som helst risk för akuta neurologiska effekter, orsakade av akrylamid i vatten, hos de boende i riskområdet. Man ansåg dock att kött från djur som druckit påverkat vatten inte borde användas som livsmedel och att man om möjligt borde avvakta med slakt tills det fanns en analysmetod som kunde "godkänna" vattnet. För mjölk gällde i princip samma kriterier. Vattnet borde tillsvidare inte användas till dryck eller matlagning. I övrigt hänvisades till Socialstyrelsens beslut den 13 oktober.

Jordbruksverket skrev den 28 oktober till berörda länsstyrelser och framhöll bl.a. att Livsmedelsverkets rekommendationer för användning av vatten som livsmedel borde gälla även för dricksvatten till djur samt att grödor som bevattnats med vatten från Vadbäcken inte borde användas för utfodring av livsmedelsproducerande djur.

Det fanns fortfarande inte möjligheter att göra längre gående mätningar av akrylamid i vatten. Kommunen begärde därför ett nytt utlåtande av Socialstyrelsen mot bakgrund av skrivningen att ”restriktionerna bör gälla under en kortare tid”. Mer än en månad senare, den 5 december, konstaterade Socialstyrelsen efter förnyad riskbedömning att hälsoeffekterna vid nivån 5 ug/l är mycket små, men detta ändrade inte den tidigare rekommendationen att leverera vatten till riskområdet om det kunde ske med enkla medel.

Livsmedelsverket reviderade sina rekommendationer den 31 oktober. Bl.a. sades att vatten från riskområdet som var avsett som dricksvatten till animalieproducerande djur skulle vara analyserat och befunnits ha en halt av akrylamid under 0,5 ug/l. Inom riskområdet skulle vattnet betraktas som påverkat även om restmängder av giftet dittills inte hade påvisats med den analysmetod som fanns. För besättningar inom riskområdet som druckit lindrigt påverkat eller eventuellt påverkat vatten (alltså inte från Vadbäcken) skulle en karenstid av 60 dygn gälla. Även vissa andra restriktioner, vad gäller grönsaker och vall som bevattnats med förorenat vatten, lämnades av Livsmedelsver-

ket och Jordbruksverket, liksom av Livsmedelsverket beträffande fisk i Stensån och Vadbäcken.

Efter ackreditering av laboratorier

Den 6 mars 1998 gjorde Socialstyrelsen bedömningen att vatten från de flesta brunnar inom det s.k. riskområdet kunde börja användas för hushållsändamål, eftersom analyser från ett ackrediterat laboratorium visade att halten akrylamid inte översteg 0,5 ug/l. Den 12 mars konstaterade Livsmedelsverket att vattnet från flertalet tidigare förorenade brunnar runt Vadbäcken åter kunde användas utan restriktioner. Livsmedelsverket avrådde inte längre från konsumtion av vilt. Angående vatten från Vadbäcken gällde fortfarande att det inte borde användas.

Den 16 mars hävde miljö- och hälsoskyddsnämnden i Båstad de tidigare beslutade riskområdena och beslutade att följa utvecklingen genom det fastställda kontrollprogrammet för Vadbäcken och omgivande brunnar. Banverket och Skanska har erbjudit fastighetsägare inom det f.d. riskområdet anslutning till det kommunala vattennätet och lantbrukare vatten för bevattning från ett antal nya borrade vattentäkter i området.

Kronologisk förteckning över viktigare händelser

1997

30/9 Kor förlamade vid mellanpåslaget. Rhoca Gil-användningen stoppas.

2/10 En intensiv mediabevakning inleds.

3/10 Allmänheten i Vadbäckenområdet varnas från att dricka vatten från egen brunn.

4/10 Kommunen polisanmäler Banverket och Skanska.

5/10 Kommunen inför beredskapsläge. Särskild ledningsgrupp tillsätts.

6/10 Telefonjour inleds. Regelbundna presskonferenser inleds. Preliminärt riskområde upprättas.

7/10 Tunnelbygget stoppas. Representant från länsstyrelsen ansluter till ledningsgruppen.

8/10 Miljö- och kommunikationsministern besöker Båstad.

9/10 Livsmedelsverket gör en första preliminär bedömning.

13/10 Socialstyrelsen kommer med riktlinjer beträffande bad m.m..

14/10 Länsveterinären reviderar "sitt" riskområde.

15/10 Landshövdingen skriver till berörda myndigheter och framhåller behovet av samordning beträffande råd till allmänheten.

17/10 Livsmedelsverket gör en första samlad bedömning.

28/10 Jordbruksverket skriver angående dricksvatten till djur.

29/10 Kommunen begär ett nytt utlåtande av Socialstyrelsen.

31/10 Livsmedelsverkets andra samlade och något reviderade bedömning.

5/11 Kommunen ändrar sin ledningsorganisation i riktning mot sin ordinarie organisation.

5/12 Socialstyrelsen konstaterar efter förnyad riskbedömning att de tidigare riktlinjerna ligger fast.

1998

14/1 Kommunen återgår till sin ordinarie organisation.

2/3 Det första laboratoriet ackrediteras för akrylamidhalter ned till 0,5 ug/l.

6/3 Socialstyrelsen reviderar sina riktlinjer eftersom det nu finns ett ackrediterat laboratorium.

12/3 Livsmedelsverket konstaterar att flertalet brunnar kan användas utan restriktioner.

16/3 Kommunen beslutar att häva riskområdena.

6 Arbetsmiljön

6.1 Arbetsmiljölagen och relevanta föreskrifter m.m.

Grundläggande regler för arbetsmiljöns utformning finns i arbetsmiljölagen (1977:1160). Lagen ger ramen för Arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter, vilka mer i detalj anger krav och skyldigheter beträffande arbetsmiljön. Lagen reglerar normalt inte förhållandet mellan den som beställer ett arbete och en självständig entreprenör. Det är då entreprenören som har arbetsmiljöansvaret mot sina anställda och skall se till att kontraktet med beställaren ger tillräckliga möjligheter till en god arbetsmiljö.

De grundtankar som bär upp arbetsmiljölagen är att förebygga ohälsa och olycksfall i arbetet och att även i övrigt uppnå en god arbetsmiljö. Arbetsgivare och arbetstagare skall samverka om de åtgärder som behöver vidtas, men det är arbetsgivaren som har huvudansvaret för arbetsmiljön och som skall vidta alla åtgärder som behövs för att förebygga att arbetstagarna utsätts för ohälsa eller olycksfall i arbetet. Som ett uttryck för att arbetsgivaren måste ta ansvar för arbetsmiljöverksamheten krävs att han skall bedriva ett fortlöpande internkontrollarbete genom att systematiskt planera, leda och kontrollera verksamheten så att kraven i arbetsmiljölagen och tillhörande föreskrifter uppfylls.

Arbetstagarna företräds i arbetsmiljöfrågor av ett eller flera skyddsombud, som av arbetsgivaren skall underrättas om förändringar av betydelse för arbetsmiljöförhållandena. Ett skyddsombud som anser att åtgärder behöver vidtas för att uppnå en tillfredsställande arbetsmiljö, skall vända sig till arbetsgivaren och begära sådana åtgärder. Skyddsombudet kan också begära viss undersökning för kontroll av förhållandena inom skyddsområdet. Dessutom kan han, om visst arbete innebär omedelbar och allvarlig fara för arbetstagares liv eller hälsa och

rättelse inte kan uppnås genom att vända sig till arbetsgivaren, i avvaktan på yrkesinspektionens ställningstagande bestämma att arbetet skall avbrytas. Skyddsombud utses av lokal arbetstagarorganisation som är eller brukar vara bunden av kollektivavtal i förhållande till arbetsgivaren eller, om sådan organisation inte finns, av arbetstagarna. Där minst 50 arbetstagare regelbundet sysselsätts skall en skyddskommitté, med företrädare för arbetsgivaren och arbetstagarna, finnas.

På arbetsställen där flera arbetsgivare eller andra företag driver verksamhet samtidigt skall dessa samråda och samarbeta för att åstadkomma säkra arbetsförhållanden. På de flesta sådana s.k. gemensamma arbetsställen finns – utöver arbetsgivaransvaret – ett särskilt samordningsansvar. På byggarbetsplatser är det i första hand byggherren som har detta ansvar, men det normala är att ansvaret överlåts till byggentreprenören eller den som annars är huvudentreprenör. Samordningsansvaret omfattar all samordning på det gemensamma arbetsstället.

Givetvis varierar förutsättningarna för arbetsmiljön beroende på vad det är för slags arbete och var det utförs. Arbetsmiljölagen kräver dock att arbetet planläggs och ordnas så, att det kan utföras i en sund och säker miljö. Arbetsgivaren skall se till att arbetstagaren upplyses om risker som är förbundna med arbetet. Ämne som kan föranleda ohälsa eller olycksfall får användas endast under förhållanden som ger betryggande säkerhet. Om betryggande skydd mot ohälsa eller olycksfall inte kan nås på annat sätt, skall personlig skyddsutrustning tillhandahållas av arbetsgivaren och användas.

Myndighetstillsynen enligt arbetsmiljölagen utövas av Arbetarskyddsstyrelsen och, under styrelsens överinseende och ledning, Yrkesinspektionen. Arbetarskyddsstyrelsen är den centrala förvaltningsmyndigheten under Arbetsmarknadsdepartementet och är chefsmyndighet för Yrkesinspektionen, som är organiserad på olika distrikt. Tillsammans kallas de Arbetarskyddsverket. Yrkesinspektionens befogenheter består bl.a. i att kunna meddela förelägganden och förbud. Överträdelse av sådant föreläggande eller förbud kan medföra straffansvar. Straffansvar kan också följa bl.a. vid överträdelse av vissa föreskrifter som meddelats av Arbetarskyddsstyrelsen. – Enligt 3 kap 10 § brottsbalken kan den som uppsåtligen eller av oaktsamhet åsidosatt vad som till förebyggande av ohälsa eller olycksfall ålegat honom enligt arbetsmiljölagen, och som därigenom vållat annans död, kroppsskada eller sjukdom eller framkallat fara för annan, dömas för arbetsmiljöbrott.

Ett antal av Arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter (AFS), vilka har gällt under byggandet av Hallandsåstunnlarna, anges nedan.

1993:4 och 1996:4 om härdplaster. Enligt dessa skall arbetsgivare se till att arbetstagare, som skall sysselsättas i arbete som kan medföra exposition för härdplastkomponent, har genomgått viss läkarundersökning innan hantering av härdplastkomponent påbörjades. För de arbetstagare som den 1 juli 1997 redan var sysselsatta med sådant arbete skulle, enligt övergångsbestämmelserna till den nya föreskriften, läkarundersökning ske före den 1 januari 1998. En av komponenterna i Rhoca Gil (lösning 1) omfattas på grund av sitt innehåll av föreskriften.

Föreskriften innefattar också en skyldighet för arbetsgivaren att föra register över de personer som läkarundersökts och att i registret föra in uppgift om expositionsförhållandena.

1993:37 om register vid exposition för cancerframkallande ämnen innebär bl.a. en skyldighet för arbetsgivaren att föra register över arbetstagare som i arbete exponeras för cancerframkallande ämne och där expositionen kan innebära risk för ohälsa. Lösning 1-komponenten i Rhoca Gil omfattas av föreskriften.

1989:6 om storskalig kemikaliehantering innebär bl.a. att arbetsgivare, som driver verksamhet med livsfarliga eller mycket farliga produkter, skall utföra en riskanalys, vidta åtgärder med anledning härav och informera och utbilda personalen. Lösning 1-komponenten är enligt förordningen om kemiska produkter klassad som livsfarlig produkt.

Enligt *1996:6* om internkontroll av arbetsmiljön är arbetsgivaren skyldig att ta reda på om arbetstagarnas kunskaper om arbetet och dess risker är tillräckliga och att ge dem tillräckliga kunskaper om sådana saknas.

1994:2 om farliga ämnen (dvs. ämnen som genom sina toxikologiska eller fysikaliskakemiska egenskaper kan föranleda ohälsa eller olycksfall) ålägger arbetsgivaren att ha god kännedom om farligt ämne som förekommer på arbetsplatsen, att bedöma risker vid hanteringen, att genom lämpligt produktval motverka risk för ohälsa eller olycksfall, att tillhandahålla personlig skyddsutrustning, att informera arbetstagarna om hälso- och olycksfallsrisker samt att vid behov ändra eller komplettera varuinformationsblad som erhållits från leverantör. Exponeringsrisken behandlas även i andra föreskrifter – t.ex. *1988:3* om yrkeshygieniska mätningar av luftföroreningar, *1980:11* om åtgärder mot luftföroreningar och *1996:2* om hygieniska gränsvärden – för att bl.a. se om exponerade halter överstiger ämnets hygieniska gränsvärde.

Redan innan byggnads- och anläggningsarbete påbörjas skall byggherren låta upprätta en arbetsmiljöplan (*1994:52* om byggnads- och anläggningsarbete) med en riskbedömning för bl.a. arbete där farlig exponering för kemiska ämnen förekommer. Arbetsmiljöplanen skall

därefter fortlöpande uppdateras av den som har samordningsansvar för arbetsmiljöarbetet.

6.2 Förhållandena på arbetsplats Hallandsås

Kontraktet mellan Banverket som beställare och Skanska som entreprenör är en s.k. generalentreprenad och skrevs i januari 1996. I entreprenörens åtagande ingår att överta byggherreansvaret för samordningen av arbetarskyddet på gemensamt arbetsställe i enlighet med arbetsmiljölagen 3 kap 6 och 7 §§. Detta innebär att där arbete utförs gemensamt av entreprenörens och beställarens eller sidoentreprenörers personal, skall samråd i skyddsfrågor mellan parternas skyddsombud ske. Vidare skall entreprenören följa reglerna om byggnads- och anläggningsarbete (AFS 1994:52).

Av en "Projektanpassad Kvalitetsplan" och en "Arbetsmiljöplan" framgår att ansvaret inom Skanska för arbetsmiljön i Hallandsåsprojektet har delegerats från kontraktsombudet till projektchefen, från denne till produktionschefen och från produktionschefen till envar av bergcheferna. På grund av skiftgången har bergcheferna i sin tur delegerat vidare till ett antal arbetsledare. Arbetsmiljöplanen upprättades inom Skanska i februari 1997 och skulle revideras kontinuerligt. Den planen anger att arbetsmiljöarbetet utifrån lag och Skanskas egen Policy för arbetsmiljö skulle planläggas enligt internkontrollföreskriften (AFS 1992:6). Internkontrollen av arbetsmiljön bestod av flera olika hjälpmedel: skyddsronder, skyddskommittén, arbetsmiljöplanen, handlingsplanen, arbetsberedningar och riskanalyser. Ansvaret för de olika hjälpmedlen fördelades mellan bergchefen, produktionschefen, avdelningens kontaktman och arbetsplatsens kontaktman. Ett drygt tiotal skyddsombud utsågs, fördelade på de olika påslagen, verkstad och betongarbeten. Bland dessa var tre personer huvudskyddsombud, dvs. hade till uppgift att samordna skyddsombudens verksamhet. Huvudskyddsombuden ingick tillsammans med representanter för arbetsgivaren i en skyddskommitté, som skulle hålla möten vid behov. Vidare skulle skyddsronder, där bl.a. arbetsledare, skyddsombud och respektive bergchef borde delta, genomföras vid respektive påslag varannan vecka. Nyanställda skulle introduceras och samordningsmöten, där bl.a. arbetsmiljöfrågor tas upp, skulle hållas med sex månaders intervall.

Under rubriken "Riskanalys" i arbetsmiljöplanen anges bl.a. för arbete under jord att injektering skall utföras av erfaren personal. För hantering av farliga ämnen gällde att de varuinformationsblad som skulle avkrävas leverantörer skulle finnas tillgängliga hos projekt-

ingenjören och att kopia därav och instruktioner/råd om hantering skulle delas ut till berörd arbetsledare, bergchef och projektchef. Inom Skanska hade dessutom utarbetats ett informationsblad för hantering av farliga ämnen i allmänhet, vilket upptar frågor om bl.a. riskbedömning, skyddsutrustning, kunskap och information.

Totalt omkring 220 arbetare var sysselsatta med tunnelbygget på Hallandsåsen. Av dessa var de allra flesta medlemmar i Byggnadsarbetareförbundet. Det var det förbundet som hade fackavtalet med Kraftbyggarna vad gällde borrningen, medan SEKO (fackförbundet för service och kommunikation) hade vissa andra delar. När Skanska övertog arbetet övergick hela fackavtalet till SEKO, vilket beror på att byggtekniken ändrades från borrning till sprängning (traditionell teknik vid järnvägsbyggande) och att SEKO enligt LO:s organisationsplan är det förbund som normalt har avtalsrätten vid byggande och underhåll av bl.a. järnvägar. SEKO var därför det förbund som formellt hade att utse skyddsombud men förbundet hade inte medlemmar att välja bland. Skyddsombuden utsågs därför på egen hand av arbetstagarna. I vilken utsträckning SEKO varit representerat genom bemanning på arbetsplatsen och om skyddsombuden agerat och haft adekvat utbildning har visat sig svårt att klarlägga.

Försök med olika tätningsmedel, bl.a. Rhoca Gil, utfördes på kortare sträckor vid norra tunnelpåslaget från mars 1997 till slutet av juni samma år. Produkten säljs av Rhône-Poulenc Sverige AB, som av Länsstyrelsen i Stockholm fått tillstånd för yrkesmässig överlåtelse av Rhoca Gil. Representanter för det svenska företaget var vid flera tillfällen på arbetsplatsen för att lämna information om Rhoca Gil. Den personal som skulle hantera Rhoca Gil undervisades i mars av några sådana representanter om hur medlet skulle användas och vilka risker som var förenade därmed. Det besked som då gavs från Rhône-Poulenc var att skyddshandskar, skyddsglasögon och tät klädsel var det enda som erfordrades vid injekteringen. Att sådan utrustning skulle användas framgick också av det varuinformationsblad som företaget hade upprättat och lämnat till Skanska och Banverket. Av varuinformationsbladet framgick dessutom att "självförsörjande andningsskydd", vilket inte förklarades närmare, skulle användas. Enligt Arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter gäller ur hälsosynpunkt ett gränsvärde för akrylamid i luft om 0,03 mg/m^3. Gränsvärdet angavs i varuinformationsbladet felaktigt till 3 mg/m^3. Varuinformationsbladet saknade också uppgift om att medlet faller under samma myndighets föreskrifter om härdplaster. Produktens ena komponent, lösning 1, är genom sitt innehåll av akrylamid bedömd som giftig och var – vilket

krävs enligt Kemikalieinspektionens föreskrifter – märkt med dödskallesymbol.

På ett byggmöte i juni 1997 beslöt Banverket och Skanska att använda Rhoca Gil på en teststräcka av 100 meter i varje tunnel. När provet avbröts den 30 september samma år hade ca 1 400 ton använts på en sträcka av ca 550 meter, framför allt i norra och mellanpåslaget. Tätningsmedlet hade läckt ut i intilliggande vattendrag. Höga halter av akrylamid och N-metylolakrylamid återfanns i det läckvatten som pumpats upp från mellanpåslaget och förts vidare i Vadbäcken. I augusti hade en stor andel av de personer som arbetat i tunnlarna uppvisat symptom som t.ex. stickningar eller domningar i olika kroppsdelar samt hudirritation och andningsbesvär, varför Previa (företagshälsovården) i slutet av augusti utförde mätningar av luften i tunneln. Mätningarna vid norra påslaget visade halter av akrylamid i luften som var tio gånger högre än gränsvärdet för ämnet, medan halterna vid mellanpåslaget var betydligt lägre även om de överskred gränsvärdet. Först efter resultatet av dessa mätningar, i början av september, började ansiktsskydd användas. Undersökning av arbetarna utfördes under oktober och november månad av Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund och Institutionen för miljökemi i Stockholm. Det visade sig att större delen av arbetarna hade varit exponerade för akrylamid via andningsvägarna eller huden eller båda delarna. Få av dem hade använt något andningsskydd. Även övrig skyddsutrustning användes i varierande utsträckning. Undersökningen har visat mycket tydliga och starka samband mellan exponering av akrylamid och förekommande symptom.

Sedan Skanska övertog verksamheten hade Yrkesinspektionen vid två tillfällen inspekterat arbetsmiljöförhållandena. En systeminspektion var planerad för att kontrollera att arbetsgivarens systematiska förebyggande miljöarbete verkligen fungerade. Denna hade ännu inte genomförts i september 1997. Yrkesinspektionen fick kännedom om förhållandena genom massmedia den 7 oktober 1997. Senare i oktober genomfördes flera inspektioner och Yrkesinspektionen begärde bl.a. att Skanska skulle upprätta hanterings- och skyddsinstruktioner för det fortsatta arbetet med härdplastkomponenter under saneringsarbetet, i tillräcklig omfattning utbilda den personal som skulle arbeta med sådana komponenter samt redovisa de åtgärder som vidtagits eller skulle vidtas innan arbetet i tunnlarna återupptogs.

Kemikalieinspektionen gjorde i slutet av oktober 1997 anmälan mot Rhône-Poulenc Sverige AB för brott mot lagen om kemiska produkter. I anmälan påpekades bl.a. att risken för nervskador och vissa akuta symptom inte framgick av varuinformationsbladet, att den uppgivna

halten akrylamid var felaktig och att produktens etikett saknade uppgift om att den innehåller akrylamid. Yrkesinspektionen i Malmö distrikt gjorde för sin del samma månad åtalsanmälan mot Skanska för brott mot föreskrifter om läkarundersökning, register över läkarundersökta, register vid exposition för cancerframkallande ämnen samt riskanalys.

7 Effekter för människa och miljö

På uppdrag av kommissionen har Institutet för Miljömedicin (IMM) gjort en bedömning av hälsoriskerna med akrylamid och N-metylolakrylamid i samband med hanteringen av Rhoca Gil vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. I detta avsnitt återges en sammanfattning av IMM:s utredning. Härvid behandlas först upptag, omsättning och effekter av akrylamid/N-metylolakrylamid. Därefter sammanfattas kända skadeeffekter av de båda ämnena på försöksdjur och människor. Slutligen redovisas hälsorisker förenade med den exponering som drabbat tunnelarbetare och boende på Hallandsåsen. IMM:s utredning i sin helhet finns i bilaga 4.

7.1 Rhoca Gil

Akrylamid och N-metylolakrylamid är de båda viktigaste giftiga komponenterna i tätningsmedlet Rhoca Gil. Akrylamid är av Kemikalieinspektionen klassad som giftig vid hudkontakt och förtäring och kan dessutom orsaka cancer och ärftliga genetiska skador hos människor och djur. Det är välkänt att yrkesmässig exponering för akrylamid kan resultera i toxiska effekter på såväl det perifera som centrala nervsystemet. Dessutom är akrylamid irriterande för både hud och luftvägar. N-metylolakrylamid ger upphov till liknande effekter som akrylamid i djurförsök. Dess skadeverkan på nervsystemet är dock 3-5 gånger lägre än akrylamids och även den tumörframkallande effekten av N-metylolakrylamid är mycket svagare än den hos akrylamid.

Upptag och nedbrytning

Akrylamid tas upp via mag-tarmkanalen, genom huden samt via andningsvägarna. Djurstudier visar att upptaget från mag-tarmkanalen sker snabbt och fullständigt och att ca 25 % av akrylamid i en vattenlösning

tas upp genom intakt hud inom 24 timmar. Kvantitativa data för upptag av akrylamid via inandning saknas.

Akrylamid fördelas jämnt mellan kroppens olika vävnader och kan även passera moderkakan. Vid djurförsök med radioaktivt märkt substans påträffades störst mängd radioaktivitet (akrylamid samt produkter härav) i musklerna samt i hud, blod och lever. Den huvudsakliga avgiftningen av akrylamid sker i levern genom bindning till glutation (glutation är en peptid bestående av tre aminosyror och en viktig komponent i cellförsvaret mot giftiga ämnen). Akrylamid kan emellertid också oxideras till glycidamid, som därefter kan avgiftas genom bindning till glutation. Både akrylamid och glycidamid kan också binda till proteiner, t.ex. hämoglobin (hämoglobinaddukter), medan bindning till arvsmassan (DNA-alkylering) endast har påvisats för glycidamid. Halveringstiden i blod hos råtta har bestämts till mellan 1,5 – 2 timmar för både akrylamid och glycidamid. Hos människa har halveringstiden för akrylamid uppskattats till ca 5 timmar, dvs. 3 gånger längre än hos råtta. Påvisandet av hämoglobinaddukter av glycidamid hos människa visar att även hos oss kan glycidamid bildas från akrylamid.

Biologiska effekter

Akrylamidens biologiska effekter utövas via bindning till proteiner. Genom att bindas till SH-grupper i glutation minskar halten av akrylamid i vävnaden (avgiftningsreaktion). Akrylamid reagerar också starkt med SH-grupper i protamin, ett lågmolekylärt basiskt protein som finns i kromosomerna under senare stadier av spermieutvecklingen hos de flesta däggdjur. Spermietoxicitet via bindning till protamin och känsligheten för ärftliga genetiska skador sammanfaller och det är just de sena stadierna av spermieutvecklingen, som är mest känsliga för akrylamid. Även glycidamid binder till SH-grupper i proteiner och till glutation.

DNA-alkylering, som sker efter tillförsel av akrylamid beror sannolikt till största delen på den bildade glycidamiden och därför förklaras genmutationer i celler i tidiga utvecklingsstadier troligen helt av glycidamid. Glycidamid orsakar också DNA-skador i kroppsceller (t.ex leverceller och epitelceller) samt punktmutationer i bakterier och odlade musceller. Detta talar för att akrylamid, via bildning av glycidamid, kan vara cancerframkallande genom en direkt inverkan på det genetiska materialet (s.k. genotoxisk verkningsmekanism). Hypotesen stöds av rapporter om att akrylamidbehandling leder till en dosberoende

ökning av antalet hudtumörer hos möss om exponeringen för akrylamid åtföljs av behandling med en sk tumörpromotor (TPA).

Exponeringsmätningar

För ett miljögift som akrylamid, som kan tas upp på många olika sätt och där dessutom exponeringsmönstret är oregelbundet, är det praktiskt omöjligt att beräkna exponeringen enbart genom analyser i miljön. Reaktiva ämnen har ofta en mycket kort livslängd i kroppen (<1 sekund till timmar) och upptaget kan därför ej mätas genom analys av ämnena som sådana. Däremot kan stabila reaktionsprodukter (addukter) med kroppsegna molekyler utnyttjas för analys av upptag och dos. Metoder har därför utvecklats för att bestämma addukter till blodfärgämnet hämoglobin (Hb). För genotoxiska ämnen eller produkter gäller att halterna av addukter till Hb och DNA är proportionella. Mätning av hämoglobinaddukter utgör därför ett indirekt mått på samtidig bildning av DNA-addukter och kan tjäna som en utgångspunkt för uppskattning av cancerrisk.

En metod har utvecklats av forskare vid Stockholms Universitet, för att mäta addukter till den N-terminala aminosyran valin i Hb och denna har tillämpats på akrylamid. Addukter av akrylamid och av produkten glycidamid har bestämts i exponerade djur och människor. Förhållandet mellan adduktnivåer och doser av de båda ämnena har beräknats hos råtta och människa. Detta innebär att från en bestämning av halten av addukter av akrylamid, som är något lättare att analysera, kan man sluta sig till mängden av glycidamidaddukter och motsvarande dos. Denna dos kan sedan räknas om till upptagen mängd akrylamid i mg/kg kroppsvikt och dag.

Rhoca Gil innehåller både akrylamid och N-metylolakrylamid. Båda dessa komponenter har ingått i exponeringen vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. I samband med undersökningar av blodprover från exponerade individer, observerades överraskande att hämoglobinaddukter från N-metylolakrylamid i något steg vid analysen omvandlas till motsvarande addukt av akrylamid. Sålunda utgör redovisade analysdata summan av addukterna från de båda komponenterna. Den cancerframkallande förmågan hos N-metylolakrylamid är emellertid mycket lägre än den hos akrylamid. De cancerrisker som beräknats utifrån halter av Hb-addukter är sålunda överskattningar, vilkas storlek beror på andelen N-metylolakrylamidaddukt i de bestämda värdena. Det skall också noteras att det finns en viss förekomst av akrylamidaddukter av okänt

ursprung även i hämoglobin från icke-exponerade individer samt att halten av akrylamidaddukter är förhöjd hos rökare.

7.1.1 Kända hälsorisker

Akrylamid är ett giftigt ämne som kan ge skador på nervsystemet (neurotoxiska effekter), cancer och ärftliga genetiska effekter samt påverka fortplantningen. Skador på nervsystement är väl belagda i både djurförsök och i fall där människor exponerats, medan kännedom om övriga toxiska effekter huvudsakligen hänför sig till försök med råttor och möss. Utifrån djurförsöken har lägsta effektnivåer (LOEL) och nolleffektnivåer (NOEL) kunnat fastläggas för vissa symptom, som sedan lagts till grund för rekommendationer om högsta acceptabla dagliga intag (ADI) för människor. N-metylolakrylamid ger upphov till liknande effekter som akrylamid i djurförsök, men först vid högre doser.

Neurotoxiska effekter

Symptom från nervsystemet och hudbesvär (rodnad, hudavflagning, ökad svettning) tycks vara de effekter som uppkommer vid lägst dos av akrylamid. Undersökningar på olika arter (råttor, möss, hundar och apor) visar toxiska effekter av akrylamid vid likartade doser. För akrylamid är LOEL för lätta reversibla skador på perifera nerver hos råtta 1 mg/kg kroppsvikt och dag, medan NOEL uppskattats till 0,2 – 0,5 mg/kg och dag. WHO rekommenderar utifrån detta ett ADI-värde för människa på 12 ug/kg och dag. Det amerikanska naturvårdsverket, EPA, rekommenderar 0,2 ug/kg och dag baserat på samma data men med användande av högre säkerhetsfaktorer. Det finns många rapporter som beskriver neurologiska effekter av akrylamid även hos människor. I de allra flesta fall tycks dessa vara reversibla, men exponeringen är dåligt känd. I en studie på kinesiska arbetare kunde de neurologiska effekterna relateras till halten hämoglobinaddukter i blod. NOEL angavs till 0,3 – 1 nmol/g globin, vilket motsvarar ett beräknat upptag på 11 – 38 ug/kg kroppsvikt och dag. N-metylolakrylamid är också nervskadande, men först vid högre koncentrationer. LOEL var 12,5 mg/kg och dag i ett försök med råttor.

Reproduktionseffekter

Inverkan av akrylamid på fortplantningen har undersökts i djurförsök. Missbildningar har inte påvisats, men däremot har effekter i form av nedsatt fertilitet, spermiepåverkan och ökad incidens av tidig fosterdöd iakttagits. Det förefaller som om akrylamid påverkar hanarnas fertilitet hos råttor och möss. NOEL för denna effekt anges till 5 mg/kg och dag för råtta och 9 mg/kg och dag för mus. När WHO gjorde sin riskbedömning av akrylamid 1985 fanns inte tillräckligt underlag för att bedöma effekterna på fortplantningen. I de nyare EPA-(1990) och EU-(1997)-dokumenten konstateras att neurologiska symptom uppträder vid lägre doser och därför bedöms vara den kritiska effekten. Det finns inga studier avseende toxiska effekter av akrylamid på fortplantningen hos människa.

Cancer

Akrylamid har givit upphov till cancer i djurförsök (signifikant förhöjda tumörfrekvenser hos råtta vid tillförsel av 2 mg/kg och dag under 2 år). Tumörpanoramat talar för att den cancerframkallande effekten till viss del skulle kunna hänföras till hormonell påverkan, men eftersom akrylamid också kan åstadkomma skador på arvsmassan måste man räkna med att det kan finnas en risk för cancer även vid låga doser genom en direkt genotoxisk inverkan. Olika ansatser för att beräkna cancerriskens storlek vid låga doser har också gjorts. Den mest använda modellen för cancerframkallande ämnen i allmänhet är den modell som används av EPA i USA. Den förutsätter att dos-responskurvan är linjär i lågdosområdet och beräknar den övre statistiska gränsen för cancerrisken. WHO har i sina dricksvattenkriterier tillämpat samma modell, men kommer till en lägre risk eftersom man inte använt den artomvandlingsfaktor som EPA gör. Törnqvist och medarbetare vid Stockholms Universitet har utvecklat en alternativ modell, som bygger på användning av hämoglobinaddukter som mått på intern dos av akrylamid. Den använder sig också av en multiplikativ modell för att beräkna risken för cancer hos människa utifrån djurförsöken i stället för den additiva modell som EPA använder. Denna modell gav en något högre beräknad risk än EPA:s modell. Inget försök görs i den bilagda hälsoriskbedömningen att utvärdera de olika mätmetoderna med avseende på relevans och tillförlitlighet. Därför anges den uppskattade risken som ett intervall. Uttryckt som livstidsrisk vid ett dagligt intag av akrylamid av 1 ug/kg och dag blir risken teoretiskt enligt dessa modeller 0,6 – 20

per 1000 exponerade. Om exponeringen sker under exempelvis endast en månad i stället för en livstid antas risken bli 1400 ggr lägre (12 mån x 70 år), dvs. 0,05 – 1,5 per 100 000.

Cancerriskuppskattningarna för arbetare och boende på Hallandsåsen (se nedan) baseras på hämoglobinaddukter som ett mått på upptagen mängd av akrylamid i exponerade grupper. Som omnämnts ovan tyder emellertid preliminära resultat på att N-metylolakrylamid ger samma Hb-addukt som akrylamid vid analysen, vilket skulle innebära att dosen av akrylamid överskattas. Då man i beräkningarna antagit att hela upptaget härrör från akrylamid skulle ett bidrag från N-metylolakrylamiden med dess betydligt lägre cancerframkallande förmåga leda till en överskattning av riskerna.

7.1.2 Iakttagna effekter och riskbedömning

För att kunna bedöma hur stora hälsoriskerna för tunnelarbetare och boende på Hallandsåsen har varit, fordras någon kännedom om exponeringsnivåer. Normalt sett är det mycket svårt att beräkna hur mycket av en miljöförorening som människor kan ha utsatts för genom hudkontakt, inandning eller förtäring av förorenad föda eller vatten. Genom en metod utarbetad vid Stockholms Universitet, med vilken man kan mäta dosen av akrylamid genom dess bindning till hämoglobin i blod hos exponerade individer, har man dock kunnat uppskatta den ungefärliga dos som individerna varit utsatta för. Halterna av akrylamid i förorenat brunnsvatten har också undersökts. Nedan kommenteras de riskbedömningar som har kunnat göras utifrån hälsoundersökningar av tunnelarbetare och boende utförda av Yrkes- och miljömedicinska kliniken vid Lunds Universitetssjukhus, hämoglobinadduktmätningar gjorda vid Institutionen för Miljökemi, Stockholms Universitet, samt vad som är känt utifrån den vetenskapliga litteraturen om toxiska effekter av akrylamid och N-metylolakrylamid.

Arbetare vid tunnelbygget

Neurotoxicitet. Som framgår av den bilagda sammanfattningen av undersökningsresultaten, är de medicinska undersökningarna av en del av arbetarna ännu ej slutförda. Bland 223 undersökta arbetare fanns det ett klart samband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och symptom från perifera nervsystemet (inkluderande ökad svettning och hudavflagning i händerna). De vanligaste symptomen var stickning-

ar/domningar i händer, fötter och underben. Bland de 45 högst exponerade arbetarna hade 30 % tecken på perifer nervpåverkan.

Hämoglobinaddukter har hittills mätts i blod från 77 tunnelarbetare och visat ett starkt samband med Rhoca Gil-exponering, skattad genom intervjuer. För vissa av arbetarna förflöt mer än en månad från det att de slutade arbeta med Rhoca Gil tills dess att blodprov för adduktanalys kunde tas. Eftersom mängden addukter kontinuerligt minskar efter upphörd exponering genom att de röda blodkropparna omsätts, har detta resulterat i att det uppmätta adduktvärdet i viss mån underskattar den addukthalt arbetarna kan antagas ha haft då exponeringen upphörde. Utifrån en tidigare studie på kinesiska arbetare hade slutsatsen dragits att lätta neurologiska symptom kan uppträda efter några månaders exponering för akrylamid i doser som leder till addukthalter av storleksordningen 1 nmol/g globin (motsvarande ett upptag på 38 ug/kg och dag). Av hittills undersökta tunnelarbetare har en stor del haft hämoglobinaddukthalter högre än så (16% av dem som valdes ut slumpmässigt). Några av de högst exponerade hade addukthalter som översteg 4 nmol/g globin. I den grupp på 47 personer som remitterades till neurofysiologisk undersökning var medianvärdet tiofaldigt förhöjt (0,44 nmol/g globin) jämfört med en kontrollgrupp (0,04 nmol/g globin). Det skall dock noteras att en del av addukthalten hos tunnelarbetarna sannolikt berott på exponering för N-metylolakrylamid, som ju är mindre giftig än akrylamid.

Törnqvist och medarbetare har använt hämoglobinadduktmätningarna för att beräkna upptagen dos av akrylamid/N-metylolakrylamid. Medianvärdet från de först undersökta 77 arbetarna var 0,24 nmol/g globin, vilket beräknades motsvara ett genomsnittligt dagligt upptag på ca 10 ug/kg och dag. Om man på ett förenklat sätt jämställer upptagen dos med administrerad dos, så kan jämförelser göras med de djurförsök där akrylamid tillförts via dricksvattnet eller på annat sätt. Det genomsnittliga beräknade upptaget ligger då 100 ggr under den dos där lätta neurotoxiska effekter uppträtt hos försöksdjur (1 mg/kg och dag under 3 månader), men i nivå med, eller över det rekommenderade högsta dagliga intaget för allmänbefolkning. De högsta addukthalterna, 4 nmol/g globin, motsvarar ett upptag på 0,15 mg/kg och dag. Eftersom de högst exponerade arbetarna ändå hade neurologiska symptom, så tyder detta på att människan är känsligare än försöksdjur för de neurotoxiska effekterna av akrylamid /N-metylolakrylamid när exponeringen anges i mg/kg kroppsvikt och dag. Under en del av tiden kan upptaget hos de exponerade tunnelarbetarna dock ha varit betydligt högre; den uppmätta addukthalten är ett uttryck för genomsnittligt upptag och för den tid som förflutit sedan exponeringen skett (genom att de röda

blodkropparna omsätts kontinuerligt och att ev Hb-addukter därvid försvinner från cirkulationen).

Som jämförelse kan också mätningar som refererats av EPA (1990) nämnas. Arbetare som utförde tätningsarbete av avloppsledningar undersöktes på fyra olika arbetsplatser både med avseende på halten akrylamid i luft och akrylamid deponerad på hud. Hudupptaget befanns då vara mycket viktigare än exponering genom inandning. Det beräknade upptaget i denna studie har angivits variera mellan 0,016 och 0,13 mg/kg och dag. Av de studerade arbetarna hade en symptom på perifera nervskador (hudavflagning), och två andra arbetare uppgav sig ha haft hudavflagning i händerna tidigare. Nervskador hos tunnelarbetare som använt akrylamid innehållande tätningsmedel har beskrivits tidigare från såväl USA som Italien.

Reproduktionstoxicitet. Den beräknade genomsnittliga exponeringen hos tunnelarbetarna ligger ca 1000 ggr lägre än de halter av akrylamid som givit påverkan på spermier, ökad tidig fosterdöd eller nedsatt fertilitet i djurförsök (50 ggr lägre för de få individerna med allra högst exponering).

Cancer. De kvantitativa cancerriskuppskattningar, som gjorts med hjälp av olika modeller och som refererats i IMM:s särskilda hälsoriskbedömning, kan alla ses som försiktiga i den meningen att de troligen inte underskattar cancerrisken för människa vid låga doser av akrylamid. Om dessa modeller tillämpas på den beräknade genomsnittliga exponeringen på ca 10 ug/kg och dag hos tunnelarbetarna, och exponeringen förutsätts ha skett under två månader totalt, blir den beräknade cancerrisken 0,1 – 5 per 10 000. Dessa risksiffror innebär att 1 – 50 av 100 000 exponerade personer teoretiskt skulle kunna drabbas av cancer till följd av akrylamidexponeringen eller, alternativt, att den individuella cancerrisken för en exponerad person skulle öka med 0,001 – 0,05 %. En så liten ökning av cancerrisken måste anses vara försumbar för individen jämfört med den höga risk som vi alla löper att drabbas av cancer under vår livstid (ca 30 %). Det bör dock påpekas att cancerrisken skulle ha blivit proportionellt sett högre ju längre exponeringen pågått och att riskerna blev små tack vare att arbetet med Rhoca Gil avbröts efter relativt kort tid.

Ärftliga genetiska skador. De kvantitativa uppskattningarna av risk för framkallade ärftliga sjukdomar, som redovisats i IMM:s hälsoriskbedömning har applicerats på hudexponering vid tätningsarbete med den av Törnqvist beräknade genomsnittliga exponeringen för tunnelarbetarna på Hallandsåsen, ca 10 ug/kg och dag. Man kunde då uppskatta antalet ärftliga genetiska skador (till följd av genmutationer) till 0,05 – 3,2 per miljon barn till akrylamidexponerade fäder. Beräkningar

baserade på kromosomala förändringar (möjligen till följd av protaminalkylering) ledde till ett skattat antal av 0,2 – 24 skador per miljon. De senare beräkningarna gäller dock för skador orsakade i sena spermiestadier, som bara kommer till uttryck under de exponerade spermiernas livstid. Dessa beräkningar är visserligen osäkra, men de pekar ändå på en försumbar risk för de exponerade tunnelarbetarna.

Boende på Hallandsåsen

Risker med de inträffade utsläppen. På grund av sin höga vattenlöslighet kan oreagerad akrylamid och N-metylolakrylamid lätt sprida sig i naturen via yt- och grundvatten. Detta är också vad som har skett på Hallandsåsen. För omkringboende är det framför allt kontaminerat vatten som varit den viktigaste orsaken till exponering. Förutom riskerna med att dricka sådant vatten måste även risker förknippade med bad eller annan kontakt med vattnet beaktas eftersom föroreningarna lätt tas upp genom huden.

När N-metylolakrylamid/akrylamid hade påvisats i vissa brunnar i oktober 1997 (detektionsgräns 5 ug/liter) fastställde kommunen med hjälp av expertis från SGU två riskområden, varav det största sträckte sig längs Vadbäcken. Socialstyrelsen rekommenderade att vattnet inom det av kommunen avgränsade riskområdet inte borde användas för hushållsändamål (dryck, matlagning, personlig hygien m.m.) annat än maskindisk och maskintvätt (1997-10-13, Dnr 32-9505/97). Livsmedelsverket rekommenderade i PM 1997-10-17 och 1997-10-31 (Dnr 3296/97) att vattnet inom riskområdet inte borde användas till dryck eller matlagning förrän analyser utvisat att akrylamidhalten låg under WHO:s riktvärde (0,5 ug/l). Man ansåg att samma gränsvärde för akrylamid i dricksvatten bör gälla för djur som för människor. Vidare rekommenderades befolkningen att avstå från konsumtion av vilt samt att djur som druckit lindrigt påverkat vatten (ej Vadbäcken) skulle omfattas av en karenstid på 60 dagar innan mjölk och kött användes som livsmedel. Man bedömde att storbladiga grönsaker, rotfrukter och potatis, som bevattnats med kraftigt förorenat vatten ur Vadbäcken, ej borde konsumeras. Grödor som bevattnats med brunnsvatten bedömdes ej ha förhöjda akrylamidhalter.

Totalt har vatten från 310 brunnar analyserats, varvid N-metylolakrylamid/akrylamid påvisats i 29 av dessa. Fram tills dess att restriktionerna upphörde i mars 1998 har Båstads kommun levererat dricksvatten med tankbil till de hushåll inom riskområdet som hade egna brunnar.

När utsläppet av N-metylolakrylamid /akrylamid konstaterats, startade Yrkes- och miljömedicinska kliniken vid Universitetssjukhuset i Lund hälsoundersökningar av boende på Hallandsåsen, vilka misstänkte att de utsatts för utsläppet. Sammanlagt undersöktes 196 personer från 75 hushåll mellan 10 oktober och 6 november, 1997. Av dessa var 23 personer från hushåll med påvisad förekomst av N-metylolakrylamid /akrylamid i sitt brunnsvatten, 17 personer med både uppmätt förorening i brunnsvatten och hudkontakt med förorenat bäckvatten, samt 67 personer med kontakt med förorenat bäckvatten som enda kända exponeringskälla. I flera fall rapporterade de boende nytillkomna hudbesvär eller magbesvär, som de i några fall klart förknippade med sitt tappvatten eller kontakt med förorenat vattendrag. Vid utvärderingen av dessa besvär sågs dock inget samband med den aktuella exponeringen. Det fanns heller inte något samband mellan skattad exponering för akrylamid/N-metylolakrylamid och nytillkomna besvär från nervsystemet.

Hämoglobinaddukter av akrylamid har analyserats hos de 20 boende på Hallandsåsen som bedömdes ha varit mest exponerade, varav 13 med exponering för förorenat tappvatten och 7 som haft hudkontakt med vattnet i Vadbäcken. Jämfört med en oexponerad kontrollgrupp var adduktnivån något förhöjd (medianvärde i kontrollgruppen 0,04 nmol/g globin jämfört med 0,05 resp 0,07 nmol/g globin i de båda exponerade grupperna). Denna förhöjning motsvarar ett beräknat upptag om 2,5 – 5 ug/kg och dag. Detta är 2 – 4 ggr lägre än det beräknade medianvärdet för upptaget hos de 77 undersökta tunnelarbetarna och ligger under det ADI-värde som rekommenderats av WHO (12 ug/kg/dag), men över det som rekommenderats av EPA (0,2 ug/kg/dag). Dessa rekommendationer avser att skydda hela befolkningen mot negativa hälsoeffekter vid ett dagligt intag av angiven mängd akrylamid under en hel livstid. I fallet Hallandsåsen skedde dock exponeringen under endast drygt 2 månader (från 4 augusti 1997 då injekteringen av Rhoca Gil började i stor skala till den 14 oktober, då användningen av förorenat vatten stoppades).

WHO:s och EPA:s ADI-värden omfattar inte eventuella cancerrisker. Efter korrigering för exponering av akrylamid via tobaksrök hos rökare har som mest förhöjningar på 0,05 – 0,1 nmol/g globin jämfört med oexponerade personer uppmätts (medelvärde i hela gruppen 0,01 nmol/g). Detta har bedömts medföra en försumbart liten ökning av cancerrisken.

WHO:s rekommenderade gränsvärde för akrylamid i dricksvatten är 0,5 ug/liter. Detta gränsvärde är satt vid den halt som vid en beräknad konsumtion av 2 l vatten per dag under en livstid skulle kunna ge upp-

hov till en cancerrisk på 1 på 100 000 exponerade (0,001 %). WHO har då använt en modell som ger 7 ggr lägre risk än vad EPA räknar med och 25 ggr lägre risk än vad Törnqvist och medarbetare beräknat. Den riskbedömning som Socialstyrelsen gjorde i december 1997 (G Nordberg och E Bergmark) avsåg dock användning under ett års tid av vatten innehållande 5 ug/l, som då var den analytiska detektionsgränsen. Man beräknade att upptaget via huden i samband med karbad skulle kunna bli betydligt större än upptaget genom dricksvatten. I ett antaget värsta fall skulle karbad kunna ge ett maximalt upptag på 2,4 ug/kg kroppsvikt (förutsätter fri diffusion till jämvikt, 100 % upptag, vilket sannolikt är kraftigt överskattat). Detta upptag skulle i så fall vara 5 – 17 ggr större än intaget via dricksvatten (0,14 ug/kg för en vuxen som dricker 2 l vatten per dag och 0,5 ug/kg för ett barn på 10 kg som dricker 1 l vatten per dag). Cancerrisken vid användning av brunnsvatten innehållande 5 ug/l akrylamid för hushållsändamål (bad + dryck), under en tid av ett år, skulle enligt Socialstyrelsens beräkningar bli 0,003 % med WHO:s risksiffra och 0,02 % med EPA:s risksiffra. Några risker för andra effekter bedömdes ej föreligga vid sådana exponeringsnivåer.

Sammanfattningsvis bedöms alltså att inga fysiska hälsorisker ha förelegat för befolkningen på Hallandsåsen till följd av utsläppen av N-metylolakrylamid/akrylamid under den begränsade tid (drygt 2 månader) som förflöt innan användningen av förorenat brunnsvatten stoppades.

7.1.3 Risker med fortsatta utsläpp från tunneln

De största riskerna för fortsatt påverkan på miljön sammanhänger med ev läckage av ej polymeriserad akrylamid och N-metylolakrylamid från sprängmassor och från berget runt tunneln. Andelen icke polymeriserat material kan med tillgänglig information inte beräknas eller bedömas med någon större noggrannhet. Upp till 5 – 15 % av kemikalierna kan enligt Naturvårdsverkets uppskattning ha förblivit i icke polymeriserad form. I slutet av januari beräknade den av Banverket tillsatta miljögranskninggruppen att ca 1% icke polymeriserat material fanns kvar i berget. Någon återbildning av betydelse av akrylamid i samband med nedbrytning av polyakrylamid bedöms inte vara möjlig under de förhållanden som råder i berget. Akrylamid och N-metylolakrylamid bryts ned av mikroorganismer, men i grundvatten är denna process långsam. Det kan dock förväntas att halterna i grundvattnet så småningom klingar av.

Läckagevatten från tunneln renas nu med ozon. Det är ännu svårt att bedöma hur fullständig denna rening kommer att bli. Det är dock viktigt att reningen fullföljs så långt möjligt innan grundvattnet höjs. Annars kan rester av akrylamid och N-metylolakrylamid spridas över stora områden med grundvattnet.

Efter de akuta utsläppen under hösten 1997 har halterna av N-metylolakrylamid/akrylamid i förorenade vattendrag och brunnar minskat. Samtidigt har analysmetodiken förfinats så att halter av akrylamid och N-metylolakrylamid över 0,5 ug/l nu kan analyseras. Halterna i vattenprover från brunnar på Hallandsåsen överskrider f.n. inte detta värde, förutom i något enstaka fall. Socialstyrelsen har därför 1998-03-06 bedömt att vatten från brunnar kan användas för hushållsändamål om halten akrylamid respektive N-metylolakrylamid inte överskrider 0,5ug/l. Livsmedelsverket delar denna bedömning och anser att vatten från flertalet tidigare förorenade brunnar åter kan användas utan restriktioner. Samma riktvärde bör gälla för N-metylolakrylamid som för akrylamid, även om det förra är mindre toxiskt. Man bedömer vidare att utförda växtodlingsförsök tyder på att akrylamid inte tas upp via rötterna eller ansamlas i växten. Trots detta avråder man med hänvisning till försiktighetsprincipen från bevattning med vatten från påverkade brunnar och med vatten från Vadbäcken.

7.1.4 IMM:s slutsatser

Mot bakgrund av att det sedan länge är väl belagt att akrylamid är ett ämne med allvarliga hälsoeffekter betecknar IMM det som anmärkningsvärt att det har använts i så stora kvantiteter som varit fallet vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har varit otillräckliga på arbetsplatsen och arbetarna har exponerats för Rhoca Gil och förorenat vatten i sådan utsträckning att det lett till neurologiska symtom hos många av dem. Eftersom exponeringen varit relativt kortvarig, bedöms dock riskerna för andra hälsoeffekter såsom cancer, ärftliga genetiska skador och påverkan på fortplantningen som försumbara.

Stora mängder akrylamid och N-metylolakrylamid har läckt ut till omgivningen och förorenat vattendrag och brunnar. Eftersom det förorenade brunnsvattnet inte använts under längre tid än ett par månader bedöms dock hälsoriskerna för de människor som exponerats också vara försumbara.

Tunnelvattnet renas nu från rester av akrylamid och N-metylolakrylamid och halterna i tidigare förorenade brunnar har, utom i något

enstaka fall, sjunkit under gränsvärdet 0,5 ug per liter, varför restriktionerna för användning har hävts. Det är dock viktigt att kontrollprogrammet med mätningar fortsätter under tillräckligt lång tid för att säkerställa att inga nya föroreningar tillkommer när grundvattenivån åter höjs.

Sammanfattningsvis konstaterar IMM att användningen av de stora kvantiteterna av tätningsmedlet Rhoca Gil vid tunnelbygget i Hallandsåsen varit oacceptabel ur yrkes- och miljömedicinsk synpunkt. Att de faktiska hälsoeffekterna ändå blivit begränsade beror på att utsläppen upptäcktes i så god tid att exponeringen endast ägde rum under en relativt kort tidsperiod.

7.2 Grundvatten

På uppdrag av kommissionen har Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) sammanställt de geologiska förhållandena på Hallandsåsen och den omgivningspåverkan som grundvattensänkningen medfört. Vidare har SGU genomfört en översiktlig modellstudie och med stöd av denna bedömt den framtida situationen och möjligheterna att återställa grundvattnets nivå. I detta avsnitt sammanfattas SGU:s utredning vad gäller grundvattenförhållandena. Utredningen i sin helhet redovisas i bilaga 2.

När arbetena avbröts på hösten 1997 överskred inläckaget av grundvatten i tunnlarna den tillåtna mängden enligt vattendomarna. Vid mätning den 6 oktober 1997 var inläckaget i norra påslaget 35 l/s, mellanpåslaget 11 l/s och södra påslaget 9 l/s. Dräneringen av berggrundvattnet har medfört förändringar av grundvattennivåer och strömningsförhållanden på Hallandsås och sannolikt också i vattenbalansen i området.

7.2.1 Allmänt

Vattnets kretslopp

Grundvattnet ingår i det hydrologiska kretsloppet. En del av den nederbörd som faller avdunstar från marken och öppna vattenytor (evaporation), men också i stor utsträckning från växterna (transpiration). En liten del av nederbörden rinner mer eller mindre direkt till sjöar och vattendrag och ytterligare en del tränger ned, infiltrerar, i

marken. Det infiltrerade vatten som inte tas upp av växterna bildar grundvatten.

Grundvattenbildningens storlek bestäms av markens infiltrationskapacitet och den effektiva nederbörden (skillnaden mellan nederbörd och avdunstning), även kallad nettonederbörd. Huvuddelen av den effektiva nederbörden är tillgänglig för grundvattenbildning, med undantag för en mindre del, som rinner av från markytan till sjöar och vattendrag. När de övre marklagren har nått en viss vattenmättnad, sjunker överskottet vidare ned i marken och bildar grundvatten. Genom tyngdkraftens inverkan rör sig sedan grundvattnet från högre terrängavsnitt mot lägre. Vilka vägar det tar och hur fort strömningen sker, beror på grundvattenytans lutning samt jordlagrens och berggrundens genomsläpplighet.

Höjdområden utgör i allmänhet inströmningsområden för grundvatten. Områden där grundvattnets strömning är uppåtriktad brukar benämnas utströmningsområden. I de fall trycknivån ligger högre än marknivån, s.k. artesiska förhållanden, kan källor och våtmarker bildas. Grundvatten strömmar också ut i bottnen av sjöar och vattendrag.

Grundvattennivån stiger när nederbörden är större än avdunstningen plus avrinningen. När nederbörden är mindre sjunker grundvattennivån. I flerårsperspektiv är emellertid vattenmängden i grundvattenmagasinen i princip oförändrad, såvida man inte lokalt pumpar eller dränerar bort för mycket vatten så att den naturliga balansen störs.

Naturresursen grundvatten

Grundvattnet har över lag en god beskaffenhet. Kvaliteten kan emellertid variera under året och från år till år. Förändringarna beror främst på variationer i nederbörd och temperatur med tiden. Vanligen har grundvattnet en låg, jämn temperatur, är fritt från organiska föroreningar och innehåller ämnen som lösts ut ur marken och som är nyttiga för människor, djur och växter. Eftersom nästan allt ytvatten bildas av grundvatten beror vattenbeskaffenheten i sjöar och vattendrag främst på det tillrinnande grundvattnets kvalitet.

De största grundvattentillgångarna förekommer i de stora sand- och grusavlagringar som bildades i samband med den senaste nedisningen samt i viss sedimentär berggrund, t.ex. sydvästra Skånes kalksten och Kristianstadslättens glaukonitsandsten. Hälften av den kommunala vattenförsörjningen i Sverige baseras på grundvatten. Grundvattentillgångarna i tätare jordlager, t.ex. morän, och i urberget är betydligt

mindre, men kan ändå utgöra en viktig lokal resurs för enskild vattenförsörjning och för bevattningsändamål.

Grundvattnets nivåvariationer

Grundvattnets mängd och beskaffenhet varierar alltid mer eller mindre. Variationen i mängd kan mätas som förändringar i grundvattenytans trycknivå och är beroende av tidsvariationer i grundvattenbildningen. De relativt regelbundna växlingarna i temperatur, nederbörd och växtlighet under året ger säsongsvariationer i grundvattenytans nivå. Svängningarnas storlek, årsamplituden, är beroende av grundvattenmagasinets porvolym. I kristallin berggrund och i morän utgör volymen av sprickor respektive porer en liten del av magasinen vilket medför att en måttlig förändring av mängden grundvatten ger en stor förändring i grundvattenytans nivå. Årsamplituder på flera meter är vanliga och förändringarna sker relativt snabbt.

Grundvattnet på Hallandsås

Vattenbalans

Av den nederbörd som faller på Hallandsås avdunstar mer än hälften. Hallandsås höjdområden utgör typiska inströmningsområden där huvuddelen av den effektiva nederbörden bildar grundvatten i jordlagren. En brant och varierade topografi samt ofta tunna jordlager medför en kort uppehållstid för grundvattnet i jordlagren innan utströmning sker till våtmarker, källor och vattendrag.

En stor grundvattenbildning under vinter och vår samt en snabb genomströmning i jordlagren medför att ytvattenavrinningen från Hallandsåsen under denna period är stor. Avrinningen sker i ett stort antal små och stora vattendrag med upprinning på Hallandsåsen.

Endast en begränsad del av det vatten som infiltreras i marken tillförs berggrunden. Detta beror på berggrundens, i jämförelse med jordlagrens, vanligen låga genomsläpplighet och betydligt mindre magasinerande förmåga. Grundvattenbildning från jordlagren till berggrunden sker när grundvattnets trycknivå i jordlagren överstiger det i berggrunden. Förutsättningarna varierar med den effektiva nederbörden vilket innebär att den mesta infiltrationen normalt sker under vinter och vår. I områden med moränjordar på Hallandsåsen kan relativt stora mängder

grundvatten magasineras i jordlagren och infiltrera till berggrunden särskilt om moränen är av sandig sammansättning. Även våtmarker och vattendrag kan ha en viss betydelse för grundvattenbildningen till berggrunden eftersom viss infiltration kan ske från dessa till berget direkt eller via mellanliggande jordlager.

I de utredningar som berör tunnelbygget genom Hallandsåsen har 100 mm/år angivits som ett riktvärde för grundvattenbildningen till berggrunden. Den dränering av bergmassan som inläckaget till tunnlarna ger upphov till medför sannolikt att grundvattenbildningen ökar; upp till 150 mm/år bedömdes som rimligt vid grundvattenmodelleringen.

Vattentäkter

Den kommunala vattenförsörjningen är baserad på grundvatten. Sammanlagt är ca 6500 fastigheter anslutna till det kommunala ledningsnätet. Båstads tätort förses i allt väsentligt med vatten från två vattentäktsområden, belägna i södra delen av samhället och vid Eskilstorp. Vid båda dessa platser utvinns grundvattnet ur jordlagren.

Båstads kommunala förbrukning uppgår till ca 1,8 miljoner m^3/år. Av denna mängd utvinns ca 1,3 miljoner m^3 på Bjärehalvön och Hallandsåsen, varav 1,1 miljoner m^3 ur bergborrade brunnar. De resterande ca 0,5 miljonerna m^3/år utvinns vid Eskilstorp norr om Hallandsåsen.

Grundvattenuttaget för bevattningsändamål är mycket stort. Sannolikt finns ca 250 brunnar för jordbruksbevattning på Bjärehalvön. Det sammanlagda bevattningsuttaget är svårt att beräkna och kan också variera betydligt från år till år. Det årliga bevattningsuttaget ligger förmodligen i intervallet 1,5 – 3,5 miljoner m^3. Bevattningsbrunnarna är nästan uteslutande bergborrade. Grundvatten används även i viss utsträckning för uppvärmningsändamål.

Det totala grundvattenuttaget från Bjärehalvön och Hallandsåsen torde årligen variera mellan 3 och 6 miljoner m^3 (100 – 200 l/s). Huvuddelen av grundvattnet utvinns ur berggrunden.

Grundvattennivåer

Enligt förundersökningen till tunnelbygget befann sig grundvattennivån i bergborrade brunnar längs tunnelsträckningen vanligen mindre än 10 m under markytan. Utmed de branta sluttningarna mot Sinarpsdalen

befanns grundvattennivåerna stå lägre, vanligen 15 – 25 m under markytan. I utströmningsområdena nedanför Hallandsåsen förekom artesiska förhållanden (se ovan under Vattnets kretslopp) i berggrunden på grund av de grundvattentryck som byggs upp vid grundvattenbildningen på Hallandsåsen. Grundvattennivåerna i grävda brunnar längs tunnelsträckningen påträffades ofta 1 – 3 m under markytan.

I bilaga 5 till SGUs rapport redovisas en bedömning av grundvattnets trycknivåer på Bjärehavön och Hallandsåsen före tunnelbygget. I bilaga 6 redovisas nivåerna i en tvärsektion över det planerade norra påslaget. Sektionens läge framgår av bilaga 5. Överensstämmelsen mellan topografi och grundvattnets trycknivå framgår tydligt av bilagorna.

Grundvattenströmning

På Hallandsåsen styrs grundvattenströmningen i jordlagren och berggrundens övre, ofta mer uppspruckna, delar främst av de lokala topografiska förhållandena. Även grundvattnets regionala, djupare, strömning i berggrunden styrs till stor del av topografin. Höjdområdena på Hallandsåsen kan betraktas som inströmningsområden av regional karaktär varifrån grundvattnets strömning sker mot omgivande mer låglänta områden.

Enskilda sprickor och sprickzoner med betydligt större genomsläpplighet än omgivande bergmassa utgör de huvudsakliga transportvägarna för grundvattnet. De hydrauliska förhållandena kan vara mycket komplicerade. I anslutning till gångar av diabas har t.ex. en ökad vattenföring i berggrunden påvisats. Diabaserna, vilka kan stå som branta skivor i berggrunden, är ofta så täta att de kan utgöra barriärer för grundvattenströmningen. Även gångar av amfibolit har visat sig ha en viss motsvarande betydelse även om dessa generellt har en låg vattengenomsläpplighet på grund av vittring och leromvandling.

Berggrundens hydrauliska egenskaper

I samband med förundersökningen av tunnelbygget utfördes bl.a. 25 provborrningar längs den planerade tunnelsträckningen. Borrhålens djup varierade från 30 till 140 m. Uttagskapaciteten varierade mellan 0 (torrt) och 30 000 l/tim. Utvärdering av hydrauliska tester i borrhålen visade på stor variation i genomsläpplighet och vattenföring, kopplad till de olika geologiska förutsättningarna längs tunnelsträckningen.

En mindre sprickfrekvens och omfattande vittring och leromvandling vid den norra respektive södra randzonen bedömdes medföra en jämförelsevis liten genomsläpplighet i berggrunden. Från randzonerna och in mot Hallandsåsens centrala delar ökar sedan berggrundens genomsläpplighet. Längs hela den centrala delen av tunnelsträckningen bedömdes berggrundens genomsläpplighet generellt vara mycket stor, med hänsyn till ett antal kraftigt uppspräckta, brantstående, zoner med stor vattenföring.

I anslutning till förundersökningen korttidsprovpumpades två av de mest vattenförande provborrhålen. Under den korta pumptiden, ca två veckor, noterades en tydlig påverkan av grundvattennivåerna inom ett relativt stort område, upp till två km från uttagsbrunnarna. Dessutom påvisades en god hydraulisk kontakt mellan bergborrade brunnar och grävda brunnar i jordlagren.

Grundvattnets kemi

I anslutning till förundersökningen för tunnelbygget genomfördes provtagning och analys av grundvattnet i 16 borrade brunnar. Grundvattnet i berggrunden befanns vara svagt alkaliskt, pH var i allmänhet över 7,5, med relativt höga järn- och manganhalter. Hårdheten varierade mellan ca 4° och 6° dH. Järnhalterna översteg vanligen 1 mg/l.

7.2.2 Iakttagna effekter

Grundvattnet

Vattendom

1992 erhöll Banverket tillstånd av Vattendomstolen att leda bort grundvatten från två enkelspårstunnlar genom Hallandsåsen. Tillståndet avser bortledning av maximalt 3,5 l/s per km tunnelsträcka eller sammanlagt 33 l/s från de båda tunnlarna samt att släppa ut läckvattnet till Stensån och Vadebäcken med 26 respektive 7 l/s. Domslutet avser såväl byggskede som färdigbyggd tunnel.

I ytterligare en vattendom 1995 erhölls tillstånd att leda bort grundvatten från ett mellanpåslag mitt på Hallandsåsen. Tillståndet avser,

förutom de tidigare tillåtna 33 l/s för hela tunnelsträckningen, bortledning av inträngande grundvatten i mellanpåslaget och anslutande arbetstunnel under byggskedet med maximalt 15 l/s samt att efter rening infiltrera läckvattnet till Vadebäckens och Vadbäckens vattensystem.

Vattenbalans

När tunnelarbetena avbröts hösten 1997 var inläckaget till norra tunnelpåslaget 35 l/s, mellanpåslaget 11 l/s och södra påslaget 9 l/s, totalt 55 l/s, mätning gjordes den 6 oktober 1997. Således översteg inläckaget av grundvatten till tunnlarna de tillåtna mängderna enligt erhållna vattendomar. Vid norra påslaget var inläckaget avsevärt större än det tillåtna.

Dräneringen av berggrundvatten till tunneln har sannolikt medfört en förändring i områdets vattenbalans genom att grundvattenbildningen från jordlagren till berggrunden har ökat. Detta medför att grundvattentillgången i jordlagren minskar och därmed även utflödet av grundvatten till våtmarker, källor och vattendrag vilket i sin tur medför att ytvattenavrinningen från Hallandsåsen i motsvarande grad minskar.

Grundvattennivåer och grundvattenströmning

Tunnlarna genom Hallandsåsen fungerar som horisontalbrunnar dit grundvattnet strömmar från omgivande berglager. Efterhand som tunnelbygget fortskridit har betydande sänkningstrattar utbildats och grundvattnets strömning närmast de utförda tunneldelarna har helt förändrats. Genom berggrundens varierande sprickighet, lervittring och strukturer kan avsänkningen vara olika stor i närbelägna bergborrade brunnar.

Av *bilaga 7* till SGUs rapport framgår grundvattensituationen i nuläget, mars 1998. Grundvattennivåerna redovisas som nivåkurvor med 30 m ekvidistans. Grundvattenströmningen sker vinkelrätt mot nivåkurvorna, från högre till lägre nivåer. I *bilaga 8* till rapporten redovisas nulägets grundvattennivåer i berggrunden längs samma tvärsektion som i *bilaga 6* till rapporten. Den stora avsänkningen vid norra tunnelpåslaget, ca 75 m framgår liksom att grundvattendelaren väster om tunneln förskjutits betydligt närmare Sinarpsdalen. I oktober 1997 var avsänkningen mer än 100 m. Sedan dess har emellertid grundvattennivåerna stigit i samband med vinterns grundvattenbildning. Vid den branta

sluttningen mot Sinarpsdalen har grundvattensänkningen uppmätts till ca 10 m i en observationsbrunn.

Vid norra påslaget kan en mindre avsänkning märkas i vissa riktningar på upp till 2-3 km avstånd från de inre tunneldelarna. Vid mellanpåslaget kan en mindre avsänkning märkas i vissa riktningar på upp till en km avstånd. Vid södra påslaget är avsänkningen i berggrunden stor i direkt anslutning till tunnelns inre del, men är i övrigt mer begränsad.

Tunnelbygget har även medfört att grundvattennivåerna i jordlagren sänkts av. Detta har inte minst visat sig i form av ett stort antal sinade grävda brunnar på Hallandsåsen. Av ca 70 brunnar som ersatts eller fördjupats sedan tunnelbygget påbörjades var mer än 50 jordbrunnar. Det är i huvudsak i anslutning till det norra påslaget som grundvattensänkningen i berggrunden medfört en påverkan på brunnar i jordlagren. Närmare 40 brunnar inom en radie av ca en km från tunneln har ersatts varav ungefär hälften jordbrunnar och hälften bergborrade brunnar. I anslutning till det södra påslaget har ca 30 grävda brunnar ersatts men dessa bedöms i huvudsak vara påverkade genom dränering i anslutning till schaktarbeten för tunnelpåslaget. Inga brunnar har, enligt tillgängligt underlag, ersatts vid mellanpåslaget.

Omgivningspåverkan

Efterhand som tunneldrivningen fortsatt har problem med vattenförsörjningen uppkommit för ett stort antal fastigheter. Banverket har i dessa fall fördjupat tidigare borrade brunnar eller ersatt grävda brunnar genom brunnsborrning, alternativt har anslutning skett till det kommunala nätet. På grund av de stora avsänkningarna av grundvattennivån som uppkommit har ersättningsbrunnarna ofta utförts till stort djup, 150 – 200 m under markytan.

Enligt uppgifter från lokalbefolkningen har även ett flertal källor, bäckar och dammar sinat, särskilt vid norra tunnelpåslaget. Några säkra uppgifter som stöder detta föreligger inte men det bedöms som uppenbart att en påverkan av vattentillgången kan ha skett, åtminstone under delar av året. Källor, bäckar och våtmarker ligger normalt i utströmningsområden och är därför beroende av tillförseln av grundvatten. Omfattningen av grundvattenpåverkan hittills kan säkerligen jämställas med en naturlig följd av torrår. Det är också viktigt att beakta att 1996 och 1997 är att betrakta som torrår.

Tunnelbygget har således påverkat grundvattenförhållandena i betydande omfattning på Hallandsåsen. Däremot har inte grundvattennivåer och strömningsförhållanden på Bjärehalvön påverkats.

Spridningen av akrylamid och N-metylolakrylamid

Tätning med akrylamidbaserade injekteringsmedel (Rhoca Gil m.fl.) har genomförts vid alla tre påslagen.

Föroreningsspridningen från tunnelbygget uppmärksammades när kor som drack av vattnet i Vadbäcken förgiftades. Detta vatten utgjordes nästan enbart av läckvatten från mellanpåslaget med i början mycket höga koncentrationer av akrylamid som avbördats till upprinningsområdet för Vadbäcken.

För att avgöra om läckvattnet även kunde förorena grundvattnet och påverka nedströms liggande grundvattentäkter genomförde SGU i oktober 1997 en inventering av brunnar längs Vadbäcken. Det visade sig att grundvattnets trycknivå i vissa områden stod upp till tre m lägre än i den intilliggande bäcken. Detta medförde en infiltration av kontaminerat bäckvatten till grundvattnet och därmed en föroreningsspridning till närliggande brunnar. Det var i första hand grävda brunnar i omedelbar anslutning till Vadbäcken som påverkades.

Från norra tunnelpåslaget avbördades det kontaminerade läckvattnet till Stensån. Det betydligt större vattenflödet i Stensån medförde en utspädning av föroreningarna och en snabb transport av dessa till Laholmsbukten. Vid södra påslaget var föroreningshalterna generellt för små för att medföra någon påverkan vid utsläpp av läckvatten till Vadebäcken. Några vattentäkter som påverkats av utsläppen kunde inte påvisas.

Föroreningshalterna har efter påbörjad rening av läckvattnet från tunnlarna avtagit kraftigt. I "Information från Livsmedelsverket" (PM 3 1998-03-12) anges att halterna i såväl brunnar som vattendrag på Hallandsåsen minskat avsevärt och att vattnet från flertalet tidigare förorenade brunnar utmed Vadbäcken åter kan användas utan restriktioner.

Ca 150 000 ton schaktmassor från tunnelbygget har bedömts kunna vara förorenade av akrylamid. Huvuddelen av massorna är upplagda vid Stensån, norr om norra påslaget. Under upplaget har en viss kontaminering av grundvattnet påvisats. Massor från mellanpåslaget har också använts till delar av den nya banvallen söder om Helsingborg.

I de tunneldelar som tätats med akrylamidbaserade injekteringsmedel kontamineras berggrundvattnet när det rinner in mot tunnlarna och bildar läckvatten. Dessutom hålls föroreningarna till viss del kvar i ber-

get bakom en tätskärm av härdat injekteringsmedel. Så länge en dränering av tunneln sker förhindras spridningen av föroreningar ut i bergmassan, för vidare transport till omgivande vattentäkter och/eller recipienter. Saneringsarbeten med målsättningen att successivt tappa av och behandla det förorenade grundvattnet pågår.

7.2.3 Bedömningar för framtiden

SGU har beskrivit den förväntade framtida grundvattensituationen. Dels har effekterna av en fullständig tätning av utförda tunneldelar belysts och dels har grundvattenförhållandena för en färdigbyggd tunnel med tillåtligt inläckage enligt vattendom studerats. Som stöd för bedömningarna har en grundvattenmodellering utförts.

Modelleringen är översiktligt gjord och bygger på en förenklad bild av de geologiska och hydrogeologiska förhållandena. Ett regionalt angreppssätt har använts vilket innebär att modellen inte tar hänsyn till lokala avvikelser. SGU har dock bedömt resultaten tillräckliga för att ge en helhetsbild av de framtida förutsättningarna och har dragit vissa preliminära slutsatser.

Vattenbalans

Vid tätning av det nuvarande inläckaget till tunneldelarna kommer systemets vattenbalans att, med en viss fördröjning, återhämtas till det ursprungliga. Dräneringen av grundvattenmagasinet upphör vilket också kommer att medföra en ökad grundvattentillgång i jordlagren liksom en ökad utströmning av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag.

För en färdigbyggd tunnel med ett inläckage enligt nuvarande vattendom kommer en successiv dränering av bergmassan att ske, tills dess att ett jämviktstillstånd uppnås mellan inläckaget till tunneln och grundvattenbildningen till omgivande berggrund. Grundvattentillgången i jordlagren, inom tunnelns påverkansområde, kommer att vara mindre än före tunnelbygget liksom utströmningen av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag.

Grundvattennivåer och grundvattenströmning

Vid en fullständig tätning av nuvarande inläckage återställs grundvattnets trycknivåer, med en viss fördröjning, till de ursprungliga. Åter-

hämtningstiden bedöms enligt modellberäkningarna uppgå till mindre än två år för södra tunnelpåslaget och mellanpåslaget samt något längre för norra påslaget, ca 2 – 3 år.

Om tunneln utförs enligt vattendom dvs. med ett maximalt inläckage av 3,5 l/s och km, totalt 33 l/s, erhålls en minskad avsänkning vid norra påslaget. För övriga tunnelsträckningen bibehålls alternativt ökar avsänkningen. Modellberäkningarna visar att det kan dröja upp till 10 år innan avsänkningstratten kring tunneln fullt utvecklats. Den stationära grundvattensänkningen kan förväntas överstiga 10 m inom ett ca 25 km^2 stort område runt tunnelbygget. I direkt anslutning till tunneln kan grundvattensänkningen lokalt överstiga 20 m.

Omgivningspåverkan

Återfyllnaden av grundvattenmagasinet till de ursprungliga nivåerna kan medföra vissa förändringar i berggrundvattnets kvalitet jämfört med före grundvattensänkningen. Grundvattnets naturliga innehåll av järn och mangan kan, åtminstone i ett inledningsskede, öka utöver de redan höga halterna, vilket kan påverka vattenkvaliteten i enskilda borrade brunnar i omgivningen.

För en färdig tunnel med ett inläckage av grundvatten som motsvarar nuvarande tillåtna mängder erhålls en grundvattensänkning i berggrunden med mer än 10 m inom ett avstånd av som mest ca 2 km. Trycksänkningen inom påverkansområdet medför en fortvarigt minskad grundvattentillgång i jordlagren vilket i sin tur påverkar utströmningen av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag. Även om de naturliga variationerna kan vara stora bedöms att källor och grävda brunnar oftare kommer att sina liksom uttorkningen av våtmarker och vattendrag. Utströmningsområdena utgör ofta värdefulla naturtyper med en specifik mångfald som är beroende av tillförseln av grundvatten och av mättade jordlager. Om tillförseln av ytligt utströmmande grundvatten upphör kan sannolikt det ekologiska systemet långsiktigt påverkas.

7.2.4 SGU:s slutsatser

Utförda modellberäkningar visar enligt SGU att en betydande grundvattensänkning inom ett ca 25 km^2 stort påverkansområde kan förväntas för en färdig tunnel, även om de tillåtna mängderna inläckande grundvatten inte överskrids. Den minskade utströmningen av ytligt

grundvatten till källor, våtmarksområden och vattendrag på Hallandsåsen bedömer SGU kunna medföra en långsiktig påverkan på det ekologiska systemet i vissa utströmningsområden. Ett bättre beslutsunderlag behövs dock med avseende på ekologiskt känsliga miljöer och naturvärden på Hallandsåsen och hur dessa långsiktigt kan påverkas av grundvattensänkningen.

Framtida påverkan av grävda och borrade brunnar bedöms vara ett mindre problem då dessa kan ersättas, och i stor omfattning redan har ersatts, med djupare bergborrade brunnar alternativt kommunalt vatten. Det är dock viktigt att beakta att brunnar som idag inte är påverkade, med tiden kan komma att påverkas av grundvattensänkningen.

7.3 Övrigt

7.3.1 Vegetationsförändringar m.m.

I regeringens beslut 1992-03-05 om expropriationstillstånd för Banverket angavs bland annat som villkor att Banverket i samråd med länsstyrelsen skulle upprätta och bekosta ett kontrollprogram avseende grundvatten, ytvatten och naturmiljö. Nödvändiga förundersökningar skulle genomföras innan mera betydelsefulla exploateringsarbeten påbörjades.

Något kontrollprogram med direkt avseende på naturmiljön upprättades dock inte. Det innebär att detaljerade kunskaper saknas i vissa fall om tillståndet på åsen innan tunnelbygget påbörjades, och därmed försvåras möjligheterna att bedöma eventuella ekologiska effekter av en grundvattensänkning på Hallandsåsen.

Ekologiska institutionen vid Lunds Universitet genomförde hösten 1997, på uppdrag av Banverket, en översiktlig vegetationsinventering Ett förslag till uppföljningsprogram avseende ekologiska effekter för i första hand de kommande fyra åren har vidare arbetats fram. De stora dragen i vegetationskarteringen visar ett mycket småskaligt, mosaikartat landskap. Orsakerna till småskaligheten är flera; dels medför den kuperade terrängen på åsen en rik variation i fuktighetsförhållandena, dels är marken uppdelad i relativt små enheter. Dessutom förekommer olika igenväxningsfaser i landskapet.

Det finns många faktorer som komplicerar bilden när det gäller att mäta eventuella effekter av en grundvattensänkning på Hallandsåsen. Ett antal förändringsprocesser som påverkar förhållandena men som inte har med tunnelbygget att göra är igenväxning, kvävenedfall, vä-

derleken, insektsangrepp och sjukdomar samt ändrade gödslingsförhållanden.

Vid bedömningen av eventuell långsiktig påverkan på det ekologiska systemet har exempelvis SGU i sin rapport framhållit att hänsyn måste tas till att effekterna av de kraftigt avsänkta grundvattennivåerna under 1996 till 1998 säkerligen kan jämställas med en serie av torrår som naturligt kan inträffa och påverka grundvattentillgången i jordlagren och berggrunden.

Generellt kan man förvänta sig mindre effekter ju högre upp i avrinningssystemen man kommer. Det är i utströmningsområden, vilka skulle kunna bli avskurna från sitt vattenflöde vid en grundvattensänkning, man kan förvänta sig de största effekterna på vegetationen, eftersom dessa områden är påverkade både av nederbörden och av grundvattentillströmningen. I inströmningsområden, vilka är försörjda enbart med nederbördsvatten, kan man däremot förvänta sig en mera begränsad effekt.

Även om de naturliga variationerna kan vara stora bedömer SGU att källor och grävda brunnar i området oftare kommer att sina liksom att våtmarker och vattendrag kan torka ut. Utströmningsområdena utgör ofta värdefulla naturtyper med en specifik mångfald som är beroende av tillförseln av grundvatten. Om tillförseln av ytligt utströmmande grundvatten upphör kan sannolikt det ekologiska systemet långsiktigt påverkas.

Generellt bör de långsiktiga vegetationsförändringarna i de områden som drabbas av större markvattenförändringar vara en förskjutning från arter som trivs i våtare miljöer till "torrare" arter. De växtgrupper som är mest känsliga för förändrade hydrologiska förhållanden är mindre växter t.ex. gräs och örter. Träd och buskar, vars rötter tränger längre ned i marken, har lättare att klara sig vid en sänkning av grundvattenytan. I det långa perspektivet är det av fundamental betydelse om vattensänkningarna i någon mån blir permanenta eller om det sker en fullständig återgång till grundvattenförhållandena före bygget.

På djursidan blir många av effekterna av grundvattenförändringar beroende av effekterna på vegetationen. En djurgrupp som kan förväntas missgynnas i sin helhet är groddjur.

7.3.2 Lantbruket m.m.

Jordbruket i Bjärebygden är främst inriktat mot färskvaruproduktion av grönsaker. Potatis är den största grödan.

Lantbrukarna i det drabbade området, vilket totalt utgör några procent av Bjärehalvöns yta, har påverkats både av grundvattensänkningen (kap 7.2) och Rhoca Gil-användningen. Grundvattensänkningen har främst drabbat boende vid norra påslaget (Lyaområdet). Omkring 1000 djur beräknas ha befunnit sig inom de tre riskområdena, Vadbäcken samt södra- och norra påslaget. Djur från 14 besättningar har druckit direkt ur bäcken. Klara symtom på akrylamidpåverkan fanns hos några djur i en besättning på totalt 23 djur som druckit direkt ur ett dike med koncentrerat läckvatten från mellanpåslaget. Fem djur i denna besättning avlivades på plats i ett tidigt skede och 11 fördes till slakt och destruktion. Sju fördes till Sveriges Lantbruks Universitet (SLU) för uppföljning och återhämtade sig. Ca 355 djur från ytterligare 13 besättningar som druckit ur Vadbäcken har slaktats och destruerats. Det var endast de fem först avlivade korna och två av de som fördes till SLU som hade direkta symtom av akrylamidförgiftning. Livsmedelsverkets bedömning var att kött eller mjölk antogs vara otjänligt i det fall djuret hade druckit kraftigt påverkat vatten, dvs. direkt ur Vadbäcken. Sådant kött eller mjölk fick inte saluhållas enligt livsmedelslagen.

Av samtliga de djur som druckit vatten direkt ur Vadbäcken och därför enligt Livsmedelsverkets rekommendationer behövde slaktas och destrueras fanns ca 270 nötkreatur, 30 suggor och slaktsvin, 40 får och ett 30-tal dovhjortar.

Totalt nio mjölkleverantörer, fyra inom Vadbäcksområdet och fem inom Lyaområdet, utestängdes under upp till två månader från mjölkhämtning. Ställningstagandena gjordes inledningsvis av de berörda mejerierna, Arla ek förening och Skånemejerier. Agerandet fick senare stöd i Livsmedelsverkets promemoria. Uppskattningsvis kasserades 330 000 kg mjölk.

Skånemejerier valde att dra tillbaka 100 ton matfett från handeln på grund av att det inte kunde uteslutas att grädde från Vadbäcksområdet ingick i produkten. Enligt Livsmedelsverkets promemoria av den 17 oktober bedömdes det emellertid inte föreligga någon hälsorisk i tillverkade produkter som kunde innehålla mjölk från djur som druckit av påverkat vatten.

Den karenstid på 60 dagar som Livsmedelsverket rekommenderade för djur som druckit eventuellt påverkat vatten innebar bland annat att nötkreatur avsedda för slakt, som gått på bete, behövdes tas in i stall fram till leverans. Detta medförde problem med plats i stallar och ökad foderåtgång. De slaktsvin som inte kunde levereras när de uppnått slaktvikt blev för feta och kom i en sämre slaktklass. Därutöver blev det även här problem med plats i stallarna och ökad foderåtgång.

Grönsaker och rotfrukter inklusive potatis som bevattnats med vatten från Vadbäcken kunde, enligt Livsmedelsverkets bedömning, inte saluhållas och måste således kasseras. Sockerbetor kunde dock skördas och användas planenligt. Bedömningen är att Vadbäcken under kommande säsong inte kan användas för vattning av djur och bevattning av grödor.

Generellt märktes visst köpmotstånd mot livsmedelsprodukter från hela Bjärehalvön. Huruvida avsättningen av dessa produkter långsiktigt kommer att påverkas är i dagsläget svårt att bedöma. En första indikation på detta fås i samband med försäljningen av färskpotatis under försommaren.

Mot bakgrund av misstanke om påverkan på viltet har jakten varit begränsad under hösten/vintern. Älgjakten ställdes in helt. Detta har inneburit att älgstammen ökat i området.

7.3.3 Övrigt näringsliv

Båstad är ett av södra Sveriges största turistmål sommartid och besöksnäringen är viktig i området. Bedömningen från turistnäringen är att bland besökare som väl känner till Båstad märks inga större förändringar mot föregående år. Däremot föreligger en betydande osäkerhet beträffande gruppen nya besökare. Det finns tecken som tyder på en minskad besöksfrekvens i år. Således har t.ex. antalet stugbokningar i området, enligt Turistbyrån, minskat med 22 % vid månadsskiftet mars/april jämfört med motsvarande tid förra året. Vissa anläggningar bedömer dock att bokningsläget är i princip oförändrat mot förra året. Huruvida de skillnader som finns kommer att bestå är i dagsläget svårt att bedöma. I takt med att situationen i Båstad förändras kan sena beställningar leda till att besöksnäringen inklusive handeln endast får begränsade minskningar. Näringen bedömer allmänt att områdets image skadats.

Några påtagliga förändringar har inte påvisats när det gäller de allmänna prisnivåerna för fastigheter på Bjärehalvön. Däremot upplevdes marknaden som något trög under det mest intensiva skeendet.

Fram till 16 april i år har 156 yrkanden om ersättning kommit in till den skaderegleringsgrupp som Banverket och Skanska upprättat. 117 ärenden har färdigbehandlats och 39 ärenden är under beredning.

T.o.m den 3 april har ersättningar om totalt 12 206 670 kr betalats ut. Av beloppet utgör 11 074 053 kr skadeersättningar, 663 357 kr

analyser och värderingar m.m. samt 469 260 kr ombudskostnader. Beslut finns om utbetalning av ytterliggare 665 547 kr.

Bilageförteckning

Bilaga 1.	Direktiven.
Bilaga 2.	Undersökning från Sveriges Geologiska Undersökning jämte bilagor 1-9 (Kartor).
Bilaga 3.	Att bygga i Berg – Uppsats från SveBeFo.
Bilaga 4.	Undersökning från Institutet för Miljömedicin jämte bilagorna. – Hälsoundersökning av tunnelarbetare. – Hälsoundersökning av boende.

4–18-0847

Bilaga 1

Kommittédirektiv

Kommission med anledning av tunnelbygget genom Hallandsåsen

Dir. 1997:124

Beslut vid regeringssammanträde den 20 oktober 1997.

Sammanfattning av uppdraget

Regeringen tillkallar en kommission med anledning av det som inträffat som en följd av byggandet av en järnvägstunnel genom Hallandsåsen.

Kommissionen skall

- redovisa de kemikalie-, vatten-, och övriga miljöfrågor inklusive hushållningsfrågor samt frågor om livsmedel och arbetsmiljö, som har samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen,
- utvärdera orsaken till de skador på och olägenheter för miljön som har uppkommit och i det sammanhanget analysera besluten, inklusive beslutsprocessen, och dess bakgrund samt myndigheternas roll,
- utvärdera hur arbetsmiljöarbetet har organiserats och bedrivits och hur samverkan har skett med arbetstagarna och deras representanter
- beskriva, analysera och dra slutsatser av uppgifts- och informationshanteringen hos myndigheter och andra berörda,
- lämna förslag till de åtgärder som enligt kommissionen behöver vidtas för att liknande händelser skall kunna undvikas i framtiden.

Kommissionen skall också undersöka och vid behov lämna förslag i frågan om en särskild beredskapsplan för centrala myndigheter behöver utarbetas. En sådan plan skulle innehålla bl.a. krav på inbördes samråd mellan myndigheterna innan sådana beslut fattas som kan ha väsentlig betydelse för enskilda.

Det är vidare regeringens avsikt att bereda kommissionen tillfälle att yttra sig över ärenden som har samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen.

Kommissionens arbete skall bedrivas på ett sådant sätt att pågående förundersökning och annat parallellt utrednings- och tillsynsarbete inte försvåras. Kommissionen skall inte uttala sig i frågor om ansvar och ersättning som kan komma under domstols prövning.

Bakgrund

Frågan om en tunnel genom Hallandsåsen blev aktuell under senare delen av 1980-talet, när länsstyrelserna i Hallands, Kristianstads, och Malmöhus län tillsammans med Båstads kommun och Statens järnvägar utredde en lämplig sträckning

för en tunnel genom Hallandsåsen. Banverkets södra region gav år 1989 Sydkraft i uppdrag att göra en förstudie av de tekniska förutsättningarna för en tunnel genom åsen. En banutredning färdigställdes 1990 och färdiga bygghandlingar fanns 1991.

Som en följd av regeringens proposition Näringspolitik för tillväxt (prop. 1990/91:87, TU24, rskr. 286) anvisade riksdagen 10 miljarder kronor för trafikens spårutbyggnad. Ett av projekten som angavs var en utbyggnad av Västkustbanan med dubbelspår. Genom ett regeringsbeslut den 27 juni 1991 anvisades totalt 900 miljoner kronor för en dubbelspårig järnväg mellan Hemmeslöv och Förslöv. Beslutet innefattar den aktuella tunneln. Genom regeringsbeslut den 24 mars 1994 fastställdes en tioårig investeringsplan för järnvägsnätet där Västkustbanan med den tidigare fastställda sträckningen ingick som en del av beslutet.

Banverket har i ett beslut av regeringen den 5 mars 1992 fått tillstånd till expropriation av mark för omläggning av Västkustbanan i tunnel genom Hallandsåsen. I beslutet föreskrev regeringen flera miljövillkor. Bl.a framgår av beslutet att Banverket skall iaktta allmän aktsamhet så att naturvårdens, kulturmiljövårdens och friluftslivets intressen så långt möjligt skyddas för påtaglig skada. Dessutom föreskrevs att arbetet med tunneln skall utföras så att påverkan på grund- och ytvatten minimeras samt att verket i samråd med länsstyrelsen skall upprätta och bekosta ett kontrollprogram för grundvatten, ytvatten och naturmiljö.

Banverket har fått tillstånd från Växjö tingsrätt, Vattendomstolen, genom två deldomar av den 24 november 1992 och den 23 maj 1995. I båda domarna anges villkor till skydd för miljön som Banverket skall iaktta. Den 18 juni 1997 överlämnade domstolen enligt 3 kap. 3 § andra stycket vattenlagen med eget yttrande till regeringen frågan om tillstånd till ytterligare grundvattenavledning från Hallandsåsen för järnvägstunneln genom åsen. Ärendet bereds för närvarande i Regeringskansliet.

I sammanhanget noteras att Banverket nu har begärt och även fått anstånd med att avge slutligt yttrande i fråga om tillåtlighet enligt 3 kap. vattenlagen med hänsyn till de händelser som har inträffat vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. Enligt Banverket innebär det inträffade att förutsättningarna för det fortsatta arbetet har förändrats. Vidare har Banverket anfört att verket avser att i samråd med berörda myndigheter göra en miljörevision av projektet innan yttrandet avges. Banverket har vidare i sin ansökan om anstånd uppgivit att verket avser att i november 1997 ge in en ny ansökan enligt vattenlagen till vattendomstolen.

Vissa av arbetena har av länsstyrelsen prövats enligt naturvårdslagen (1964:822). Den 12 december 1995 meddelade Länsstyrelsen i Kristianstads län Banverket tillstånd till att utföra det s.k. mellanpåslaget till tunnlar, ta i anspråk visst arbetsområde samt utföra schaktning och fyllning för breddning av och utbyggnad av mötesplatser på tillfartsvägen till arbetsområdet. Beslutet överklagades till regeringen som den 11 juli 1996 avslog överklagandet i den del det prövades i sak.

Arbetet med tunneln försenades avsevärt. Skanska AB övertog 1995 totalentreprenaden för projektet. För att påskynda arbetet har förutom påslagen på den norra och södra sidan en arbetstunnel, mellanpåslaget, borrats från toppen av åsen ner till en plats där de båda tunnlarna är avsedda att löpa.

För att täta tunneln började Skanska våren 1997 använda kemiska tätningsmedel som enligt uppgift innehåller kemiska produkter som metylolakrylamid, akrylamid och formaldehyd.

Sedan den närliggande Vadbäcken i Båstads kommun uppvisat onormalt skum i september 1997 inträffade fiskdöd i bäcken. I oktober 1997 förlamades boskap som druckit vatten från bäcken.

Analyserade prover visar enligt uppgift från Båstads kommun att vattnet i bäcken innehöll höga halter av giftiga ämnen. Ett antal enskilda brunnar har också förorenats.

För närvarande pågår undersökningar av allmänna och enskilda vattentäkter inom kommunen. Vidare pågår omfattande geologiska och hydrologiska undersökningar runt Vadbäcken.

Miljölagstiftningen

Hallandsåsen med angränsande kustområden är med hänsyn till de natur- och kulturvärden som finns i områdena i sin helhet av riksintresse enligt 3 kap. lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser m.m. Exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön får komma till stånd i dessa områden endast om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden.

Åsens naturskydd regleras närmare genom naturvårdslagen.

Kemikaliehanteringen regleras generellt genom lagen (1985:426) om kemiska produkter. Reglerna innebär i korthet en skyldighet att vidta de åtgärder och iaktta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att hindra eller motverka skada på människa eller i miljön. Vidare föreskriver lagen en skyldighet för den som hanterar kemikalier att ha tillgång till bl.a. toxikologisk kunskap. Bestämmelser om skyldigheter vid kemikaliehantering finns också i arbetsmiljölagen (1977:1160).

Arbetsmiljön och arbetsgivarens skyldigheter regleras generellt genom arbetsmiljölagstiftningen och föreskrifter som meddelats med stöd av den, t.ex. föreskrifterna (AFS 1996:6) om internkontroll av arbetsmiljön. I arbetsmiljölagen finns vidare bestämmelser som riktar sig till den som tillverkar, importerar eller överlåter ett ämne som kan föranleda ohälsa eller olycksfall.

Miljöbrott är straffsanktionerade i flera lagar däribland brottsbalken, arbetsmiljölagen och lagen om kemiska produkter.

I regeringens lagrådsremiss om miljöbalk föreslås att större trafikanläggningar, bl.a. en järnvägsanläggning av aktuellt slag, skall föregås av en tillåtlighetsprövning av regeringen. I en sådan prövning kan regeringen väga samman olika intressen och lämna straffsanktionerade villkor om t.ex. kemikaliehanteringen för att tillåta verksamheten.

Vidare kommer allmänhetens ställning att stärkas jämfört med i dag genom att reglerna om miljökonsekvensbeskrivning byggs ut i väsentliga avseenden. En proposition om miljöbalk i enlighet med lagrådsremissen i dessa delar planerar regeringen att överlämna till riksdagen runt årsskiftet 1997/98.

Till miljöbalkens regler om miljökonsekvensbeskrivningar kopplas också lagen (1995:1649) om byggande av järnväg enligt enligt förslag i Miljöbalksutredningens betänkande (SOU 1996:32) om följdlagstiftning till miljöbalken. Betänkandet bereds för närvarande i Regeringskansliet.

Uppdraget

Händelsernas art och omfattning är av den karaktären att det framstår som nödvändigt att göra en bred genomgång av det som inträffat vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. En kommission bör därför tillkallas.

Kommissionen skall bedriva sitt arbete i tre steg.

Inledningsvis skall kommissionen redovisa de kemikalie-, vatten-, och övriga miljöfrågor, inklusive hushållningsfrågor samt frågor om livsmedel och arbetsmiljö, som har samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen. I redovisningen skall ingå bl.a en beskrivning av händelseförloppet och resultatet av de undersökningar som genomförs. Konsekvenser för såväl allmänheten som för dem som arbetar med tunnelbygget skall redovisas.

Därefter skall kommissionen utifrån de beslut som har fattats i fråga om järnvägstunneln utvärdera orsakerna till de skador på och olägenheter för miljön som uppkommit. Därvid skall kommissionen kartlägga och analysera hur miljöfrågorna har hanterats i det sammanhanget. Detta arbete, som rör hela beslutsprocessen, innefattar också en kartläggning av de bevekelsegrunder som kan ha lett fram till de skilda besluten och en bedömning av ansvarsförhållandet mellan myndigheterna och mellan tillsynsmyndigheterna på central, regional och lokal nivå. Kommissionen skall också bedöma myndigheternas agerande och om samråd har skett i tillräcklig utsträckning och om expertsakkunskap anlitats i tillräcklig omfattning.

En särskild fråga för kommissionen är att beskriva, analysera och dra slutsatser av uppgifts- och informationshanteringen hos myndigheter och andra berörda. Kommissionen skall därvid bedöma också om beredskapsorganisationen har fungerat tillfredsställande. Detta inkluderar även hur informationen till allmänheten har fungerat. Frågan omfattar alltså såväl den inbördes hanteringen som förhållandet till allmänheten.

Kommissionen skall även utvärdera hur arbetsmiljöarbetet har organiserats och bedrivits och hur samverkan i det sammanhanget skett med arbetstagarna och deras representanter.

Utifrån vad kommissionen sålunda funnit, skall kommissionen som ett tredje steg överväga och lämna förslag

till de åtgärder som enligt kommissionen behöver vidtas för att liknande händelser skall kunna undvikas i framtiden.

Kommissionen skall dessutom undersöka och vid behov lämna förslag i frågan om en särskild beredskapsplan behöver utarbetas för centrala myndigheter. En sådan plan skulle innehålla krav på bl.a. samråd innan beslut fattas som kan vara av väsentlig betydelse för enskilda.

Kommissionen skall bestå av ordförande och ledamöter. Till kommissionen skall knytas sekreteriat, sakkunniga och experter i tillräcklig omfattning.

Kommissionen skall samråda med berörda statliga myndigheter och Båstad kommun. Kommissionen skall också på ett lämpligt sätt bereda allmänheten insyn i sitt arbete. Vidare skall kommissionen samråda med Miljöbalks-utredningen (M 1993:04) och beakta det arbete som pågår i Regeringskansliet med de skilda etapperna i miljöbalksprojektet.

Kommissionens arbete skall bedrivas på ett sådant sätt att pågående förundersökning och annat parallellt utrednings- och tillsynsarbete inte försvåras. Kommissionen skall inte uttala sig i frågor om ansvar och ersättning som kan komma under domstols prövning.

Det är vidare regeringens avsikt att bereda kommissionen tillfälle att yttra sig över ärenden som har samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen.

Kommissionen skall senast den 17 november 1998 till regeringen redovisa resultatet av sitt arbete. Kommissionen skall dock senast den 15 maj 1998 ge en lägesbeskrivning av sitt pågående arbete.

För kommissionens arbete gäller regeringens direktiv till samtliga kommittéer och särskilda utredare att redovisa regionalpolitiska konsekvenser (dir. 1992:50), pröva offentliga åtaganden (dir. 1994:23), redovisa jämställdhetsaspekter (dir. 1994:124) samt redovisa konsekvenserna för brottsligheten och det brottsförebyggande arbetet (dir. 1996:49). De ekonomiska konsekvenserna av åtgärder och förslag skall redovisas. Förslag till finansiering skall lämnas.

(Miljödepartementet)

Förord

Tunnelbygget genom Hallandsås avbröts hösten 1997 efter upptäckten av att restprodukter från injekteringsmedel som använts i tunnlarna kontaminerat omgivande yt- och grundvatten. Förutom hanteringen och spridningen av giftiga produkter uppdagades en situation med kraftigt avsänkta grundvattennivåer i anslutning till tunnelbygget, sinade brunnar och en minskad ytvattenavrinning i området. Det totala inläckaget av grundvatten till tunnlarna översteg gällande vattendom för hela tunnelbygget trots att endast en tredjedel av tunnelsträckningen var utförd.

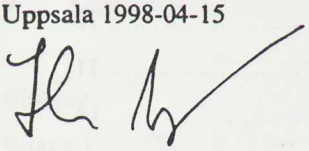
Sveriges geologiska undersökning (SGU) har för Miljödepartementets Tunnelkommission sammanställt de geologiska förhållandena på Hallandsås och den omgivningspåverkan grundvattensänkningen medfört. Som stöd för bedömningen av den framtida situationen och möjligheterna att återställa grundvattnets nivå har även en översiktlig modellstudie genomförts. Grundvattenmodelleringen ger vissa preliminära svar på vad som kan förväntas om tunneln tätas fullt ut eller om ett inläckage enligt gällande vattendom tillåts.

Arbetet har genomförts av Hugo Wikman och Ulf Sivhed (berggrundsgeologi), Esko Daniel (jordartsgeologi) samt Johan Anderberg, Ove Gustafsson och Mattias Gustafsson (hydrogeologi). Grundvattenmodelleringen har genomförts av hydrogeolog Bo Thunholm i samråd med ovan nämnda personer.

Arbetet omfattar en sammanställning och presentation baserad på SGUs tidigare undersökningar och geologiska information, Banverkets Miljögranskningsgrupps geodatabas samt tidigare utredningar i anslutning till tunnelbygget.

SVERIGES GEOLOGISKA UNDERSÖKNING

Uppsala 1998-04-15



Johan Anderberg

Miljödepartementet
Tunnelkommissionen

Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten

Innehållsförteckning

Förord

Innehållsförteckning

Sammanfattning

1 Inledning 6

2 Berggrund 6

2.1 Inledning 6

2.2 Bergarter och bergartsfördelning 7
2.2.1 Gnejser 8
2.2.2 Gnejsgraniter 8
2.2.3 Amfiboliter 9
2.2.4 Kambrisk sandsten 9
2.2.5 Diabaser 9
2.2.6 Trias- och jurabergarter 10
2.2.7 Kritabergarter 10

2.3 Strukturgeologi 10

2.4 Tektonisk utveckling 11

2.5 Vittring 14

3 Jordarter 14

3.1 Inledning 14

3.2 Jorddjup 15

3.3 Jordarter 16
3.3.1 Morän 17
3.3.2 Isälvssediment 17
3.3.3 Glacial lera 17
3.3.4 Svallsediment 18
3.3.5 Svämsediment 18
3.3.6 Torv 18

4 Hydrogeologi 18

4.1 Allmänt om grundvatten 18
4.1.1 Vattnets kretslopp 18
4.1.2 Naturresursen grundvatten 19
4.1.3 Grundvattnets nivåvariationer 20

4.2 Grundvattnet på Bjärehalvön och Hallandsås 21
4.2.1 Vattenbalans 21
4.2.2 Vattentäkter 23
4.2.3 Grundvattennivåer 24
4.2.4 Grundvattenströmning 25
4.2.5 Berggrundens hydrauliska egenskaper 26
4.2.6 Grundvattnets kemi 27

4.3 Nulägesbeskrivning 28
4.3.1 Vattendom 28
4.3.2 Vattenbalans 28
4.3.3 Grundvattennivåer och grundvattenströmning 28
4.3.4 Omgivningspåverkan 30

4.4 Framtida förutsättningar 31
4.4.1 Grundvattenmodell 32
4.4.2 Vattenbalans 33
4.4.3 Grundvattennivåer och grundvattenströmning 34
4.4.4 Omgivningspåverkan 35
4.4.5 Slutsatser 36

5 Geologins betydelse 37

6 Litteratur 38

Bilagor:

Bilaga 1 Översiktskarta
Bilaga 2 Berggrundskarta
Bilaga 3 Jordartskarta
Bilaga 4 Observationspunkter
Bilaga 5 Grundvattenkarta, före tunnelbygget
Bilaga 6 Grundvattennivåer i sektion, före tunnelbygget
Bilaga 7 Grundvattenkarta, nuläget
Bilaga 8 Grundvattennivåer i sektion, nuläget
Bilaga 9 Grundvattenkarta, framtida situation

Sammanfattning

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har på uppdrag av Tunnelkommissionen sammanställt och beskrivit berg-, jord- och grundvattenförhållandena på Bjärehalvön och Hallandsås samt betydelsen av dessa för tunnelbygget genom Hallandsås. Grundvattensänkningen i anslutning till utförda tunneldelar har jämförts med den ursprungliga situationen före tunnelbygget. En bedömning av den framtida grundvattensituationen har gjorts baserad på en översiktlig modellstudie. För både nuläget och den förväntade framtida situationen har grundvattensänkningens påverkan på omgivningen belysts, i första hand med avseende på grundvattentillgång, vattenomsättning och eventuellt långsiktig påverkan på det ekologiska systemet.

Hallandsås är en urbergshorst som bildats genom upprepade förkastningar längs en del av den s.k. Tornquistzonen, en omfattande deformationszon som skär över Skåne i ungefär VNV-OSO-lig riktning. Störningarna har resulterat i en spröd uppsprickning av berget efter branta sprickor. Uppsprickningen av berggrunden har medfört att vittringen lokalt kunnat gå på djupet och leromvandla berget. Spröda zoner omväxlande med leromvandlade kan därför förväntas. Uppsprickningen av berggrunden har också medfört att denna är betydligt mer vattenförande än vad som är normalt för svenskt urberg.

Jorddjupet på Hallandsås är i allmänhet litet, mindre än 5 m. Lokalt förekommer talrika berggrundsblottningar. Större jorddjup har dock påvisats i vissa delar, framför allt i sprickdalarna. Dominerande jordart är den sandiga morän som täcker berggrundsytan. De stora torvmarkerna på Hallandsås utgörs av mossar och kärr. Mossarnas torvmäktighet varierar mellan 1 m och 8 m. Jordlagrens sammansättning och utbredning har en stor betydelse för både den ytliga vattenomsättningen på Hallandsås och för grundvattenbildningen till berggrunden.

Det totala grundvattenuttaget, för bl.a. vattenförsörjning och bevattning, från Bjärehalvön och Hallandsås har uppskattats till mellan 100 och 200 l/s. Huvuddelen av dessa uttag görs i bergborrade brunnar belägna på Bjärehalvön. Uttaget kan jämföras med de drygt 50 l/s som i nuläget dräneras från tunnelbygget genom Hallandsås. Mer än 70 enskilda grävda och borrade brunnar har fått ersättas med djupare brunnar eller med kommunalt vatten p.g.a. den kraftiga grundvattensänkning som tunnelbygget medfört fram till idag. Dessutom har tunnelbygget sannolikt medfört en minskad vattenomsättning i källor, våtmarker och vattendrag inom vissa delar av Hallandsås, särskilt i anslutning till norra tunnelpåslaget.

Den förväntade framtida grundvattensituationen har beskrivits med utgångspunkt från två olika händelseförlopp. Dels har (1) effekterna av en fullständig tätning av redan utförda tunneldelar belysts och dels har (2) situationen för en färdigbyggd tunnel som uppfyller gällande vattendom (3,5 l/s och km) studerats. Som stöd för bedömningarna har en grundvattenmodellering utförts. Denna är översiktlig och tar inte hänsyn till lokala avvikelser. Resultaten bedöms dock ge en god bild av den framtida grundvattensituationen i regional skala varför vissa preliminära slutsatser kunnat dras.

Vid en fullständig tätning av det nuvarande inläckaget (1) bedöms grundvattennivåerna återställas till de ursprungliga inom ca 2 - 3 år. Någon långsiktig påverkan på det ekologis-

ka systemet bedöms inte som sannolik. Däremot kan grundvattnets naturliga innehåll av järn och mangan förväntas öka under återuppfyllnaden vilket kan påverka vattenkvaliteten i närliggande borrade brunnar.

För en färdig tunnel med ett inläckage av grundvatten som motsvarar det tillåtna (2) erhålls en grundvattensänkning i berggrunden som överstiger 10 m, på ett avstånd av upp till 2 km från tunneln och inom ett ca 25 km^2 stort påverkansområde. Det kan dock dröja närmare 10 år innan avsänkningstratten fullt utvecklats. Vattentillgången i både grävda och borrade brunnar inom påverkansområdet kan komma att minska liksom vattenomsättningen i källor, våtmarker och vattendrag på Hallandsås. Det minskade utflödet av ytligt grundvatten kan medföra att värdefulla naturtyper som är beroende av utflödet och av mättade jordlager långsiktigt påverkas. Ett bättre beslutsunderlag behövs dock med avseende på grundvattensänkningens långsiktigt negativa inverkan på ekologiskt känsliga miljöer och naturvärden på Hallandsås.

Utförda modellberäkningar visar att en färdigbyggd tunnel kan medföra en betydande grundvattensänkning (mer än 10 m) inom ett ca 25 km^2 stort påverkansområde, även om tillåtet inläckage enligt vattendom inte överskrids. Däremot ges inte svar på möjligheterna att tekniskt täta tunneln mot det inläckande grundvattnet. Möjligheterna att reducera grundvattensänkningen till en miljömässigt acceptabel nivå är helt beroende av om inläckaget kan minskas i motsvarande omfattning. Problem med vattenförande sprickzoner bedöms som mycket sannolika även vid en fortsatt tunneldrivning.

Det är viktigt att skilja på effekterna av inläckande grundvatten under byggskedet och efter det att tunneln färdigställts. En större grundvattensänkning i byggskedet bedöms kunna accepteras om denna är lokal och begränsad i tiden. Det viktiga är att den långsiktiga grundvattensänkningen som en tunnel genom Hallandsås medför inte skapar en, ur miljösynpunkt, oacceptabel påverkan. Inför ett eventuellt fortsatt tunnelbygge föreslås att dessa frågor utreds närmare, t.ex. i en fördjupad miljökonsekvensbeskrivning.

Sammanfattningsvis kan konstateras att geologin på Hallandsås är komplicerad och att en rad geologiska och hydrogeologiska faktorer påverkar genomförandet av byggprojektet. Kvalificerad information avseende berg-, jord- och grundvattenförhållanden, liksom en god kännedom om hur dessa samverkar, är en grundläggande förutsättning för ett fortsatt tunnelbygge genom Hallandsås, med rätt teknik och på ett miljömässigt sätt.

1 Inledning

Banverket har planerat att i samband med en omläggning av Västkustbanan leda järnvägen i en tunnel genom Hallandsås. Järnvägstunneln avses utföras som två 8,5 km långa parallella tunnelschakt mellan Båstad och Förslöv. Innan tunnelbygget stoppades bedrevs arbetet från tre fronter och i parallella tunnlar. Den då utsprängda tunnelsträckan var vid norra tunnelpåslaget närmare 1200 m, vid mellanpåslaget mindre än 50 m och vid södra påslaget ca 1700 m.

I geologiskt hänseende är Hallandsås och Bjärehalvön delar av samma urbergshorst. Geografiskt brukar däremot området öster om Sinarpsdalen kallas Hallandsås och området väster därom Bjärehalvön, se *bilaga 1*. Dessa benämningar har använts i denna rapport.

Hallandsås utgörs av den ca 30 km långa och 6 - 10 km breda delen av urbergshorsten som sträcker sig från Sinarpsdalen i väster till trakten av Örkelljunga i öster. De högsta delarna ligger mer än 200 m ö.h. Hallandsås utgör en markerad höjd med mycket branta sluttningar på såväl norra som södra sidan, samt mot Sinarpsdalen i väster.

Bjärehalvön består av den västligaste delen av urbergshorsten och sträcker sig från Sinarpsdalen i öster till Kattegatt i väster. Den är ca 10 km lång i såväl nord-sydlig som väst-östlig riktning. De högsta delarna ligger på 170 - 180 m ö.h. Bjärehalvöns norra sida, från Båstad till Hov hallar, är mycket brant, medan den södra sidan är betydligt flackare.

2 Berggrund

2.1 Inledning

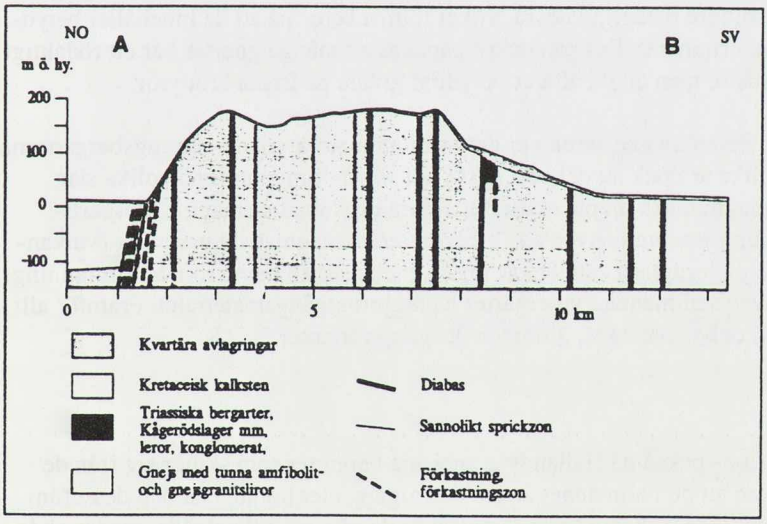
Ett av de mest utmärkande dragen i Skånes natur är dess åsar som visar att landskapet ligger i ett övergångsområde med omväxlande urberg och sedimentär berggrund. Åsarna är ho-star (uppskjutande urbergsribbor) som bildats genom upprepade förkastningar i berggrunden längs en bred zon som skär över Skåne i ungefär VNV–OSO-lig riktning och som utgör en del av den s.k. Baltiska urbergssköldens södra gränsområde. Denna mycket omfattande deformationszon, som kan följas mot sydost ända ner mot Svarta havet, kallas vanligen Tornquistzonen. Störningarna längs Tornquistzonen var aktiva för mer än 300 miljoner år sedan och fram till tertiär. Vissa indikationer antyder att zonen kanske började anläggas redan under kambrium, för ca 550 miljoner år sedan.

En annan mycket omfattande tektonisk störningszon i södra Sverige, den s.k. Protoginzonen, har en ungefär nord-sydlig riktning och är således ungefär vinkelrät mot Tornquistzonen. Zonen kan sägas dela södra Sverige i två halvor där den västra domineras av s.k. sydvästsvenska gnejser och den östra av graniter. Deformationszonen kan följas i urberget från Romeleåsen i söder genom Småland rakt upp mot och förbi Vättern. Den är betydligt äldre än Tornquistzonen och började sannolikt bildas för mer än 1700 miljoner år sedan. Upprepade störningar har sedan förekommit längs denna zon.

Urbergets tillkomst på Hallandsås ligger långt tillbaka i tiden och de omfattande omvandlingar (regionalmetamorfos) som drabbat detsamma var avslutade för ca 900 miljoner år sedan. Vid denna tidpunkt höjdes hela berggrundsblocket väster om Protoginzonen och då hade bergarterna i princip fått sitt nuvarande utseende. De mer genomgripande händelser som ägde rum därefter hänför sig till sedimentation, intrusion av diabasmagma, förkastningar samt vittring.

2.2 Bergarter och bergartsfördelning

Följande beskrivning grundar sig till övervägande delen på den detaljkartering i skala 1:50 000 av kartområdet Halmstad SV som Wikman och Bergström (SGU, 1987) utförde i slutet av 1970-talet och som utmynnade i en karta med beskrivning. Kartan, som återges i sina huvuddrag i *bilaga 2*, täcker Bjärehalvön den del av Hallandsås som ligger väster om motorvägen (E6). Den visar fördelningen av de olika bergarterna inom det aktuella området. Det bör härvid påpekas att kartan grundar sig på observationer gjorda på de ställen där berggrunden går i dagen (hällar, blottningar). Eftersom hällfrekvensen delvis är mycket låg blir osäkerheten i kartbilden stor i vissa områden. På grundval av vad som bl.a. framkommit vid tunnelarbetet har kartbilden på den södra sidan av Hallandsås kompletterats med ny information beträffande sedimentära s.k. Kågerödslager, sannolikt begränsade av förkastningar. En schematiserad bild av ett tvärsnitt i NO–SV-lig riktning genom Hallandsås återges i *figur 2.1*.



Figur 2.1 Tvärsnitt längs tunnelsträckningen genom Hallandsås. Profilens läge framgår av bilaga 2.

Hallandsås är den nordligaste av de skånska urbergshorstarna och kan därmed sägas utgöra nordgränsen för Tornquistzonen. Särskilt Hallandsås branta nordsida bildar en topografiskt mycket skarp gräns. Norr om förkastningsbranten överlagras urberget av unga kritabergarter (kretaceisk kalksten). Södra begränsningen av Hallandsås är mindre brant och inte så tydligt topografiskt markerad. Även i söder förekommer sedimentära bergarter vars utbredning och kontakter mot urberget är dåligt kända eftersom berggrunden inte är blottad.

På Bjärehalvön förekommer norr om Torekov ett par mindre områden med sandsten av kambrisk ålder som ligger direkt ovanpå det vittrade urberget.

2.2.1 Gnejser

Den kristallina berggrunden (äldre än 570 miljoner år) på Hallandsås tillhör den sydvästsvenska gnejsregionen som österut sträcker sig fram till den i inledningen omtalade Protoginzonen. Som framgår av namnet domineras området av gnejser av olika slag, d.v.s. bergarter som ursprungligen sett annorlunda ut, men som genom omvandling och deformation bl.a. erhållit en parallellstruktur (skiffrighet). Denna markeras främst av mörka, skiviga mineral som glimmer, vilka i samband med omvandlingarna orienterats parallellt i bergarten.

Vanligast bland gnejserna är relativt ljusa, grå till gråröda, finkorniga s.k. ådergnejser, bergarter i vilka ofta förekommer strimmor eller ådror som nästan uteslutande består av mineralen fältspat och kvarts. Dessa ådror är vanligen något grovkornigare än gnejsernas grund-massa i övrigt och de har bildats i samband med regionalmetamorfos (omvandling i regional skala under höga tryck och temperaturer). Ådrorna är inte alltid raka utan kan vara vindlande och veckade. Ibland kan de också vara mer eller mindre tydligt avgränsade mot ursprungsbergarten. Ådrorna har uppstått antingen genom att moderbergarten smält upp partiellt eller också att material tillförts från andra källor, vanligen granitiska smältor. Förutom ovanämnda gnejser förekommer också här och var partier med markant röda gnejser. Gnejsigheten är ofta mindre påtaglig i dessa, vilket främst beror på att de innehåller betydligt färre mörka glimmermineral. Det kan också påpekas att många gnejser har ett rödaktigt utseende i vittrat tillstånd, men att de ofta är betydligt gråare på friska brottytor.

Den kraftiga omvandlingen av gnejserna gör det svårt att avgöra vilka ursprungsbergarterna varit. Det mest sannolika är dock att det i de flesta fall rör sig om graniter av olika slag. Dessa brukar kallas magmatiska djupbergarter eftersom de stelnat ur magma (bergartssmälta) på ett visst djup i jordytan. Även s.k. ytbergarter av magmatiskt ursprung (vulkaniska bergarter bildade på jordytan) kan tänkas ingå i gnejsmassan men i mindre omfattning. Till en viss del kan även sedimentära ytbergarter ha utgjort utgångsmaterialet. Framför allt gäller detta för en del, delvis bandade, glimmerrika gnejsvarianter.

2.2.2 Gnejsgraniter

I mindre omfattning finns också på Hallandsås gnejsiga bergarter som skiljer sig från de tidigare nämnda genom att de i allmänhet är grovkornigare, mer homogena och dessutom sällan ådergnejsomvandlade. Liksom övriga gnejser är de ofta grå till gråröda, medan rödare varianter uppträder underordnat. De förekommer dels som något större områden, dels som diffusa partier eller gångar i gnejsberggrunden. Dessa bergarter har med all sannolikhet utgjorts av granitbergarter från början och de kallas av denna anledning för gnejsgraniter.

Skillnaden mellan gnejser och gnejsgraniter är mestadels inte särskilt tydlig, men här och var förekommer kontakter mellan de båda bergartstyperna som visar att det åtminstone i en del fall är klara ålderskillnader mellan dem. På Hallands Väderö, där berggrunden är bättre

blottad, finns exempel på ådergnejser som redan varit omvandlade innan gnejsgraniterna trängde in (intrusion, vilket innebär att magma tränger in i, intruderar, äldre berggrund).

2.2.3 Amfiboliter

Karakteristiskt för gnejsberggrunden, inte bara på Hallandsås utan även i hela det sydvästsvenska gnejsområdet, är förekomsten av mörkt grönaktigt grå till svarta tunna sliror, band eller lager av amfibolit. Med amfibolit menas en omvandlad bergart som till stor del består av mineralen hornblände (tillhör mineralgruppen amfiboler) och plagioklas. Amfiboliternas kemiska sammansättning skiljer sig från gnejsernas därigenom att andelen kiselsyra (SiO_2) är betydligt lägre. I geologiska sammanhang brukar man säga att amfiboliterna, liksom i princip alla mörka magmatiska bergarter, är basiska. Gnejs och granit däremot brukar kallas sura och har ett högt innehåll av kiselsyra. Amfiboliterna kallas också för metabasiter eller grönstenar.

Kontakterna mot gnejserna är inte sällan diffusa och lokalt är amfiboliterna, precis som gnejserna, ådrade med nybildade fältspatådror. I tvärsnitt genom berggrunden kan man se att amfiboliterna lokalt är veckade konformt (parallellt) med gnejserna. Större delen har bildats ur basisk magma som sannolikt stelnat i sprickor i berggrunden. Detta bildningssätt gäller i än högre grad för de amfibolitgångar som ibland kan ses skära över gnejsernas och de äldre amfiboliternas strukturer. Dessa yngre amfiboliter är till skillnad från de äldre inte så ådrade. Observationer visar att det finns åtminstone två generationer av yngre amfiboliter på Hallandsås.

2.2.4 Kambrisk sandsten

Under äldre kambrium (540 - 570 miljoner år) var stora delar av Baltiska skölden täckt av ett omfattande grundhav i vilket avsattes sand och leror. Dessa överlagrades senare av andra sediment, främst leror, under kambrisk, ordovicisk och silurisk tid (540 - 410 miljoner år). Sedimenttäcket blev åtminstone 1 - 2 km mäktigt. Till följd av tryck och temperatur blev de kambriska sedimenten cementerade med kvarts. De fick därmed en mycket stor motståndskraft mot erosion och vittring.

Vid stranden norr om Torekov går kambrisk sandsten i dagen längs en sträcka av ca 4,5 km. Lagren stupar svagt mot N–NO. Området är genomsatt av ett antal smärre förkastningar vilket tillsammans med lagrens stupning fått till följd att samma lagerföljd upprepas längs hela kustlinjen. Sandstenen har en maximal mäktighet av 150 m i Skåne. I Torekovsområdet har emellertid som mest 27,5 m av densamma genomborrats.

2.2.5 Diabaser

Ett mycket karakteristiskt kännetecken för Tornquistzonen är den rikliga förekomsten av diabasgångar. De följer zonens riktning och har uppstått när basisk magma trängde upp och stelnade i zonens spricksystem. Genom radiometriska åldersbestämningar är det känt att detta skedde under tidsperioderna karbon - perm, dvs för runt 300 miljoner år sedan. Det stora flertalet diabaser är grå till mörkt grå och finkorniga med en bredd som sällan överstiger 50 m. Avvikande typer finns, bl.a. porfyritisk diabas samt röd till rödgrön s.k.

Kullait. Förekomsterna består inte alltid av en enda bred gång utan kan vara uppdelade på flera smalare. Breda gångar har också i allmänhet ett antal smala sidogångar. Smala gångar kan också ha från den normala helt avvikande riktningar. Detta kan t.ex. bero på att magman har trängt in längs gnejsernas skiffrighetsplan. Sådana gångar kan därför ligga nästan horisontellt.

2.2.6 Trias- och jurabergarter

Strax norr om södra tunnelpåslaget har ett tunt täcke med Kågerödslager påträffats vid borrningsarbeten. Kågerödslagren är uppbyggda av röda leror och konglomerat och bildades i det ökenklimat som rådde i området under yngre delen av trias. De överlagras av leriga och sandiga bergarter, som med hjälp av pollen och sporer har daterats till allra yngsta trias. Kågerödslagren underlagras av urberg. Urbergsytan påträffas här på nivån ca 30 - 40 m ö.h. På Hallandsås sydflank överlagras urberget av triassiska och jurassiska (200 - 225 miljoner år) bergarter som successivt ökar i tjocklek söderut.

2.2.7 Kritabergarter

I norr avgränsas Hallandsås genom förkastningar mot Båstadsbäckenets kalkstensavlagringar. Dessa är daterade till yngre krita och har en tjocklek av mer än 100 m. Äldre kalkstenar, daterade till allra äldsta delen av yngre krita, och eventuellt även till yngsta delen av äldre krita, har påträffats nära Hallandsås.

2.3 Strukturgeologi

Med strukturgeologi avses strukturer i berggrunden som orsakats av rörelser och deformation i berggrunden i en submikroskopisk till regional skala. Den planstruktur, som betingas av skivformade mineralkorn (mest glimmer), och som man finner i omvandlade bergarter som gnejs och glimmerskiffer kallas vanligen skiffrighet eller foliation. För det mesta är skiffrigheten inom det västsvenska gnejsområdet, liksom också på Hallandsås, relativt flack. Detta innebär att vinkeln mot horisontalplanet (vanligen kallad stupning) mestadels är jämförelsevis liten, ca 10 - 40°. En följd av detta är också att skiffrighetens riktning (vanligen kallad strykning och som är riktningen på den tänkta linje skiffrighetsplanet bildar med horisontalplanet), kan variera väldigt snabbt. Här och var är skiffrighetens stupning betydligt brantare, vilket bl.a. beror på de veckstrukturer som förekommer här och var i gnejsberggrunden.

Förutom foliation förekommer ibland en annan, delvis stänglig (lineär) struktur som syns bäst i de röda gnejsvarianterna. Den markeras främst av att kvartskornen är utvalsade och tillplattade. Denna struktur är kännetecknande för bergarter som omvandlats under mycket höga tryck och temperaturer (granulitisk metamorfos). De stängliga strukturer som kan uppmätas på Hallandsås är vanligen flacka och har en stupning som pekar västerut.

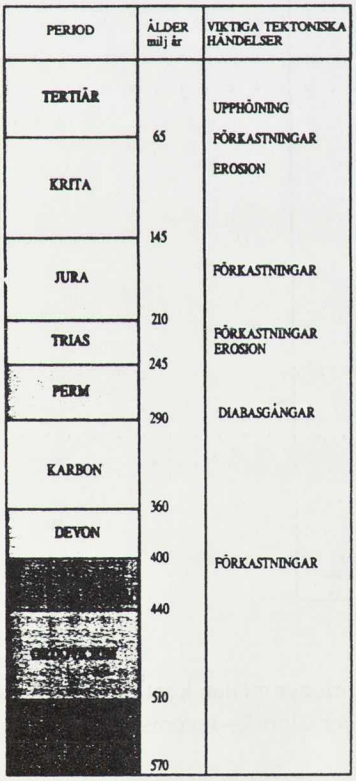
Medan de äldre amfiboliterna är konforma med gnejserna är de yngre ofta mer skivformade och skär över gnejsernas och de äldre amfiboliternas i allmänhet flacka strukturer. Inom det aktuella området av Hallandsås har dessa gångar ofta en ungefär NNO–SSV-lig riktning. Stupningen är ofta betydligt brantare och avviker vanligen inte särskilt mycket från 90°.

Riktningen på dessa gångar är ungefär densamma som för Protoginzonen, men huruvida gångarna direkt kan kopplas till denna zon och de händelser som där ägt rum är inte klarlagt.

Medan flertalet äldre strukturer i berggrunden bildats genom plastisk deformation har Tornquistzonens spricksystem bildats genom spröd deformation. Riktningen på diabasgångarna följer sprickzonens riktning och är NV–SO-lig till VNV–OSO-lig. Stupningen är vanligen nästan vertikal eller brant mot NO eller SV, eventuellt med en viss övervikt för stupningar åt det senare hållet. Kontakterna mellan diabaserna och urberget har ofta agerat som svaghetszoner, längs vilka rörelser ägt rum som lett till utbildning av myloniter (finkrossat berg) eller breccior (fragmenterat berg). Brecciorna kan ibland av vara cementerade av kalcit (kalciumkarbonat).

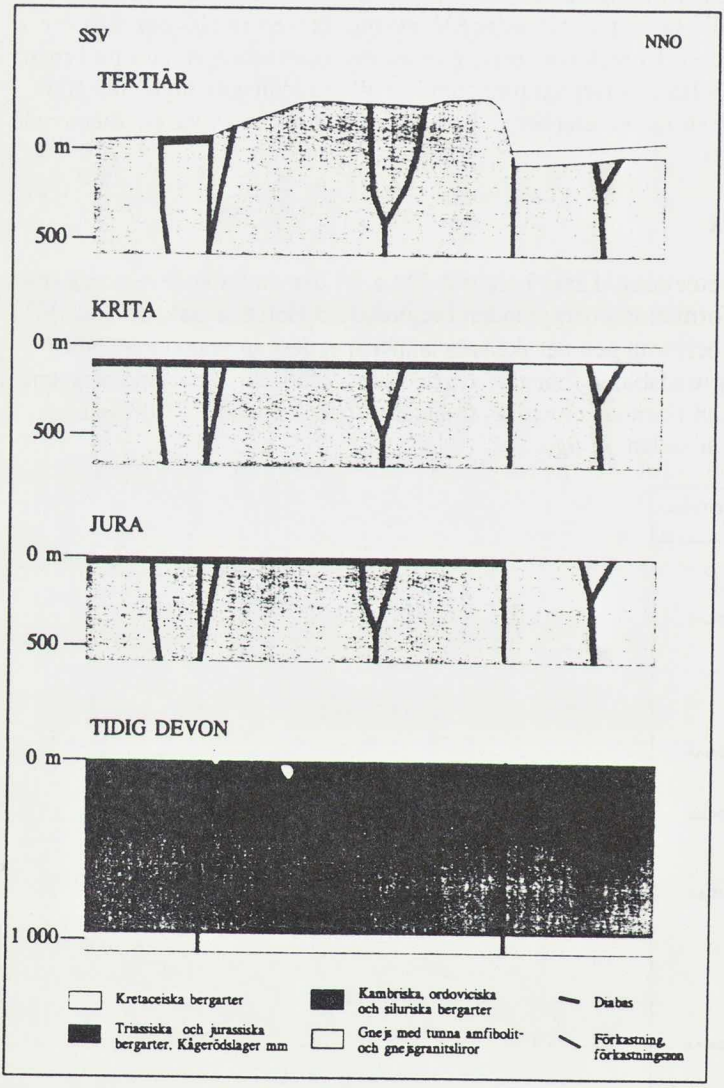
2.4 Tektonisk utveckling

Som tidigare nämnts kännetecknas Skånes berggrund bl.a. av den omfattande tektonik (historien om rörelser och deformation i berggrunden i regional till global skala) som förekommit i Tornquistzonen och som gett det skånska landskapet dess särprägel med NNV–SSO-ligt orienterade berggrundsblock (horstar) avgränsade av förkastningar. Spricksystem och förkastningsrörelser kan i denna zon spåras så långt tillbaka i tiden som till kambrisk tid för 500 - 570 miljoner år sedan, se *figur 2.2*.



Figur 2.2
Geologiska tidsperioder och viktiga tektoniska händelser

Figur 2.3 ger en bild av hur Hallandsås påverkats tektoniskt från kambrium till och med tertiär. Figuren kan ej ge en exakt bild av de olika förkastnings- och spricksystemens utformning och läge. De dominerande sprickriktningarna är NNV–SSO och NNO–SSV. Dessa riktningar sammanfaller relativt väl med Hallandsås norra och södra avgränsningar i det aktuella området men även med Sinarpsdalens riktning. Det senare ger en indikation på att Sinarpsdalen kan utgöra en vittrad förkastningszon.



Figur 2.3 Tektonisk utvecklingsmodell för Hallandsås

De tektoniska rörelserna har i många fall sitt ursprung i kollisioner mellan kontinentplattor. Kollisionerna kan ha skett på mycket nära håll som t.ex. under silurisk–devonisk tid eller på stort avstånd som under krita–tertiär tid.

Den första omfattande tektoniska händelse som påverkat Hallandsås är den kaledoniska orogenesen under silurisk–devonisk tid (ca 400 miljoner år). I samband med denna anlades med stor säkerhet ett förkastnings- och spricksystem som under senare tektoniska skeden åter har aktiverats.

Ett för området mycket viktigt skede är händelserna under perm–karbon (ca 300 miljoner år) då berggrunden inom Tornquistzonen utsattes för tensionsrörelser. Berggrunden förkastades, sprack upp och intruderades av diabasgångar. Hallandsås befinner sig i den nordligaste delen av detta område.

Under trias, och troligtvis även tidigare, utsattes området för upphöjning och erosion. Äldre bergarter (kambriska, ordoviciska och siluriska, 570 - 410 miljoner år) vittrade och eroderades. Av dessa finns i dag endast kambrisk sandsten kvar på ett fåtal platser. De tensionskrafter som påverkade området har i andra delar av Skåne gett upphov till N–S och NV–SO-ligt orienterade förkastnings- och spricksystem.

Den tektoniska aktiviteten under juratid var omfattande i Skåne. Det är emellertid okänt om, och i så fall i vilken omfattning, Hallandsås påverkades.

Under yngre krita och tertiär tid påverkades den skånska berggrunden av omfattande tektoniska rörelser inom Tornquistzonen och angränsande områden. Detta innebar bl.a. att Hallandsås höjdes upp. Under samma tid utbildades Hallandsås nordliga avgränsning genom förkastningsrörelser mot Båstadsbäckenets avlagringar från kritatid. Här påträffas äldre överkretaceiska kalkstenar närmast Hallandsås för att avlösas av yngre längre åt norr. Detta tyder på att övergången mellan Hallandsås och Båstadsbäckenet är en förkastningszon. Urbergsytan under krittäcket är belägen ca 100 m under dagens havsyta.

Åt sydväst avgränsas Hallandsås av ett förkastningsystem med upphöjda och nedsänkta berggrundsblock. Exempel på detta är det nedförkastade partiet med triassiska bergarter vid södra tunnelpåslaget, som avgränsas åt både nordost och sydväst av uppförkastade urbergsblock. Förkastningssystemet (yngre krita–tertiär i ålder) sträcker sig längs en uppskattningsvis uppemot 2 km bred zon, som löper i NV–SO-lig riktning genom Grevie och V Karup ut mot kusten i nordväst och vars södra del tangerar Förslöv. Som en följd av den omfattande blocktektoniken påträffas urberget på olika nivåer sydväst om förkastningszonen. Norr om Torekov förekommer den några m över havsytans nivå, täckt av kambrisk sandsten. Söder om södra påslaget påträffas urberget på ca 40 m över dagens havsyta. Dessa uppgifter skall jämföras med att urberget påträffas på uppemot 175 m över havsytan i norra delen av tunnelområdet.

De ovan beskrivna tektoniska krafterna har gett upphov till förkastningsrörelser och även en omfattande uppsprickning av berggrunden. Detta har emellertid skett selektivt vilket medför att delar av berggrunden kan vara i det närmaste opåverkade, medan andra kan vara helt uppspruckna och genomsatta av sprickor och förkastningar.

2.5 Vittring

Hallandsås har vid skilda tillfällen utsatts för olika typer av vittring. Det tidigare kilometertjocka täcket av kambriska, ordoviciska och siluriska bergarter vittrade och eroderade bort helt eller delvis före yngsta trias. Nästa dramatiska episod är förkastningsrörelserna under yngsta krita–tertiär tid. Under denna tid höjdes Hallandsås och de kritavlagringar samt äldre bergarter som bör ha täckt åtminstone delar av urbergshorsten eroderades bort.

Den traditionella lervittringsmodellen för Skåne innebär att i det varma och torra klimat som var förhärskande under yngre trias påverkades urberget genom omvandling till smektitiska leror. Vid övergången till jura förändrades klimatet från varmt och torrt till varmt och fuktigt. Denna klimattyp är idealisk för kaolinomvandling av berggrunden. Dessa olika typer av klimat har emellertid även förekommit under krita och tertiär tid, vilket medför att det är svårt att med säkerhet fastställa vittringens ålder. Det faktum att delar av berggrunden kan ha leromvandlats och sedan täckts och skyddats av yngre sedimentära bergarter som sedermera eroderats bidrar också till att försvåra en säker datering.

På Hallandsås har i huvudsak två typer av lervittring konstaterats.Vanligast förekommande är smektitomvandling av amfiboliter. Smektit är ett lermineral med svällande egenskaper. På urbergsytan och i djupa sprickor dominerar däremot kaolinvittring. De större svaghetszonerna längs Hallandsås har naturligt nog varit särskilt mottagliga för vittring, som här har kunnat tränga djupare ner i berggrunden. Bergartskontakter mellan framför allt amfiboliter och gnejser har också varit platser där vittringen kunnat bli intensivare och djupare. Även en del diabaskontakter kan ha varit mer utsatta för vittring.

3 Jordarter

3.1 Inledning

Bjärehalvön och Hallandsås berggrund är till övervägande del täckt av jordarter som, geologiskt sett, är mycket unga bildningar. De är bildade under den allra senaste delen av kvartär tid, som inleddes för ca 2,5 miljoner år sedan. Endast undantagsvis påträffas äldre jordarter i södra Sverige, och vanligen är de då dolda under yngre avlagringar. Kvartärperioden präglas av kraftiga temperatursvängningar och upprepade nedisningar på jorden. Den senaste istiden började för ca 115 000 år sedan och upphörde för ca 10 000 år sedan. Skåne blev isfritt för drygt 13 000 år sedan, då också huvuddelen av de skånska jordarna bildades.

Under istiden orsakade landisens stora tyngd en kraftig nedpressning av jordskorpan samtidigt som världshavets nivå sjönk p.g.a. att vattnet bands i ismassan. Vid isens avsmältning minskade trycket på jordskorpan som åter höjdes samtidigt som havsytans nivå steg. Samspelet mellan landhöjning och havets nivåförändring ledde till att havet under en kort period nådde 55 - 60 m över nuvarande nivå, den högsta marina gränsen (MG) i nordvästra Skåne.

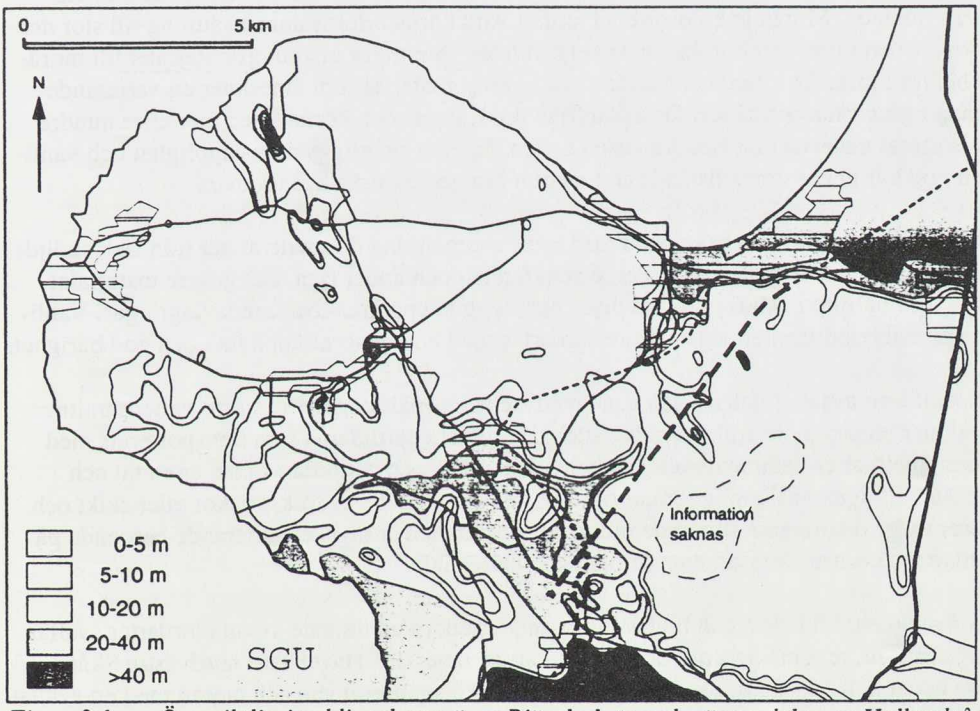
Jordarterna på Hallandsås kan delas in i två huvudgrupper med hänsyn till ålder och bildningssätt. Av dessa är den äldre gruppen, de glaciala jordarterna, bildade av landisen och dess smältvatten under landisens avsmältningsfas. Den yngre gruppen, de postglaciala

jordarterna, är bildade efter landisens avsmältning och nybildas delvis fortfarande. Främst pågår nybildning av jordarter längs den nuvarande kusten samt i torvmarkerna.

Beskrivningen till jordarterna grundar sig i huvudsak på information som samlats in under den kartering av områdets jordarter som SGU utförde under åren 1989 - 1992. Kartläggningen och jordarterna har beskrivits av Ringberg (SGU, 1995) medan jordartskartan ännu inte är tryckt utan bara finns tillgänglig som databas. En del information om jordarterna står även att finna i bl.a. Hummels beskrivning (SGU, 1877) till den äldre geologiska kartan över Bjärehalvön.

3.2 Jorddjup

I *figur 3.1* redovisas en översiktlig jorddjupskarta, som främst bygger på brunnsuppgifter som hämtats ur SGUs brunnsarkiv.



Figur 3.1 Översiktlig jorddjupskarta över Bjärehalvön och västra delen av Hallandsås. Sammanställningen bygger i huvudsak på information från SGUs brunnsarkiv och jorddatabas.

Inom stora delar av Bjärehalvön och Hallandsås är jorddjupet relativt litet och berggrundsblottningarna lokalt talrika. I dessa områden överstiger jorddjupet mycket sällan 5 m. Med tanke på den tektonik och vittring som påverkat området är det dock möjligt att jordfyllda, djupa berggrundssprickor kan förekomma helt lokalt. Uppgifter om isolerade, mycket stora jorddjup måste tolkas med viss försiktighet.

Större jorddjup, 40 - 60 m, förekommer mera allmänt på Laholmsslätten norr om Hallandsås, men också inom de södra delarna av Bjärehalvön. Stora jorddjup (25 - 55 m) finns också på Hallandsås i närheten av Förslöv där det förekommer mäktiga, komplexa, jordlagerföljder. Det största kända jorddjupet i området (76 m) har påträffats i samband med brunnsborrningar vid Möllehusen nordost om Torekov.

3.3 Jordarterna på Hallandsås

De viktigaste och mest utbredda jordarterna inom området redovisas på jordartskartan i *bilaga 3*. På kartan redovisas utbredningen av glaciala jordarter (morän, isälvssediment och glacial lera) samt postglaciala jordarter (svallsediment, svämsediment och torvjordar). De processer som medverkat vid jordartsbildningen kan helt kort beskrivas enligt följande.

Morän bildas genom att landisen tog upp och bearbetade delar av underliggande berggrund och äldre jordarter. I samband med isens avsmältning avsattes materialet under och vid isens randzon. Morän är en osorterad jordart vars kornstorlekssammansättning till stor del styrs av den i området dominerande berggrunden som utgör ursprungsmaterialet till moränen. Grundmassan i moränen består av finkornigt material som innesluter en varierande mängd grus, sten och block. Ofta påträffas skikt, linser och körtlar med mer eller mindre välsorterat material i morän. Jordarten har en låg eller måttlig genomsläpplighet och vanligen god bärighet i torrt tillstånd samt relativt bra geotekniska egenskaper.

Isälvssediment bildades i samband med isens avsmältning då smältvattnet från isen sköljde ur, sorterade och deponerade material som fanns i och under isen. Det grövre materialet avsattes i hålrum i och framför landisen och byggde upp grus- och sandavlagringar. Vanligen är isälvssedimenten välsorterade jordarter med hög genomsläpplighet och god bärighet.

Glacial lera avsattes också i samband med isens avsmältning men i större vattensamlingar med mer eller mindre stillastående vatten. De minsta partiklarna som transporterats med isens smältvatten sedimenterade där och bildade ler- och siltjordar. Leran är en tät och nästan helt ogenomsläpplig jordart om den inte genomsätts av torksprickor eller skikt och linser av grovkornigare sorterade sediment. Bärigheten är mycket varierande beroende på jordartens kornstorlekssammansättning och vattenhalt.

Svallsediment bildades (och bildas fortfarande) genom att tidigare avsatta jordarter svallas och sköljs ur genom vågornas och strömmarnas inverkan. Havet har i nordvästra Skåne som högst nått 55 - 60 m över nuvarande nivå, och svallsediment och morän med ett svallat ytskikt påträffas upp till denna nivå. Till största delen består svallsedimenten av mycket välsorterad sand och grus, men även omfattande områden med strandklapper förekommer längs kusten. Liksom isälvssedimenten har svallsedimenten mycket hög genomsläpplighet.

Svämsediment avsätts utmed vattendragen i samband med perioder med hög vattennivå. Såväl sammansättning som egenskaper är mycket växlande hos svämsedimenten.

Torv, som bildas genom ansamling av döda växtdelar, förekommer främst i lokala lågområden, sprickdalar och sänkor på de högre, skogsklädda delarna av Hallandsås.

3.3.1. Morän

Moränen på Bjärehalvön och på Hallandsås saknar till största delen egna ytformer och präglas i stället av den underliggande berggrundsytans former. Lokalt förekommer dock moränanhopningar i form av låga drumliner, d.v.s. moränhöjder orienterade parallellt med den dominerande isrörelsen från nordost. Mindre områden med småkullig morän förekommer på de högre liggande delarna av Hallandsås. I trakten av Grevie och Förslöv förekommer större moränhöjder med stora jorddjup, se även *figur 3.1*. I höjderna påträffas dock isälvssand och -grus under en täckande morän. Små, mot isrörelseriktningen tvärställda moränryggar förekommer bl.a. i Sinarpsdalen.

Den ytligt liggande moränen är till allra största delen sandig (sandig-moig enligt SGUs tidigare nomenklatur). Moränens grundmassa (material < 20 mm i diameter) domineras av sandfraktionen som vanligen uppgår till 50 - 60 viktsprocent. Lerhalten i moränen understiger vanligen 5 % bortsett från en del mindre områden med lerig morän väster och nordväst om Förslöv. I den leriga moränen kan lerhalten vara upp till ca 15 %. Lerig morän har också påträffats under lerfri morän vid det södra påslaget i samband med tunneldrivningen, och enligt äldre uppgifter kan lerig morän finnas under lerfri morän uppe på de högre delarna av Hallandsås. Halten sten och block i moränmassan är måttlig, men mycket stora variationer förekommer. Övergångsformer mellan morän och rösberg är sannolikt inte ovanlig i terrängtypen. Moränens ytblockighet är "normal" eller låg.

Moränen är i huvudsak uppbyggd av urberg. I trakten av Torekov domineras moränen dock av den lokalt anstående sandstenen och man kan påträffa kalkförande morän på norra sluttningen av Hallandsås. Skifferförande morän har påträffats under andra moräntyper vid södra tunnelpåslaget.

3.3.2. Isälvssediment

Isälvssedimenten har liten utbredning i området. Ett stråk med grus och sand följer Sinarpsdalen tvärs över höjdområdet och slutar i ett naturskönt område med rullstensåsar och kullar som tillsammans bildar "Grevie åsar". Området består av 5 - 6 parallella, upp till 20 m höga ryggar med grus och stenigt grus. I gruset och sanden förekommer rikligt med kalkfragment från Båstadstrakten vilket visar att isälvssedimenten transporterats med smältvatten som strömmade under och i isen från nordost mot sydväst. Bortsett från Grevie åsar förekommer större mängder isälvssediment endast under moränen i de stora kullarna i trakten av Grevie och Förslöv.

3.3.3. Glacial lera

Väster om Förslöv, på nivåer under 35 - 40 m ö.h., finns ett större område med glacial lera som sträcker sig ut mot Skälderviken och som i de kustnära delarna täcks av svallsand. Glacial lera förekommer även på Laholmsslätten. Även där är den delvis täckt av svallsediment.
Leran är vanligen skiktad och består av omväxlande silt- och lerskikt. Ett fåtal analyser som gjorts visar att leran väster om Förslöv kan innehålla ca 40 % ler. Än högre är lerhalten i Laholmsslättens glaciala lera.

3.3.4. Svallsediment

Svallsediment förekommer upp till MG, d v s 55 - 60 m ö.h. och består till största delen av grus och sandavlagringar vars mäktighet normalt inte överstiger några meter. Endast undantagsvis har ca 5 m mäktiga svallavlagringar påträffats. Grova svallsediment bestående av grus och klapper bildar vackra strandvallar längs långa sträckor av Bjärehalvöns kustzon. Speciellt tydliga är strandvallarna och även strandhak på nivåer kring och under ca 10 m ö.h.

Längs delar av Bjärehalvöns kust, men framför allt utmed Laholmsbukten täcks svallsedimenten av flygsand som bildar upp till 5 m höga dyner.

3.3.5 Svämsediment

Svämsediment har mycket liten utbredning på Hallandsås och på Bjärehalvön. I högre liggande och mera kuperad terräng är avrinningen i vattendragen god och förutsättningarna för svämsedimentbildning mycket begränsade. Det enda större området, huvudsakligen bestående av svämlera, finns utmed Stensån söder om Skummeslöv.

3.3.6. Torv

Torvmarkerna uppe på Hallandsås utgörs av mossar och kärr. Älemossen som är den största mossen inom området, utgörs av en öppen högmosse med en randskog dominerad av björk. Många av de mindre mossarna och kärren är lokaliserade till sprickdalar i den relativt kuperade terrängen. Mossarnas torvmäktighet varierar mellan 1 m och 8 m. Kärrtorven har vanligen betydligt mindre mäktighet

4 Hydrogeologi

4.1 Allmänt om grundvatten

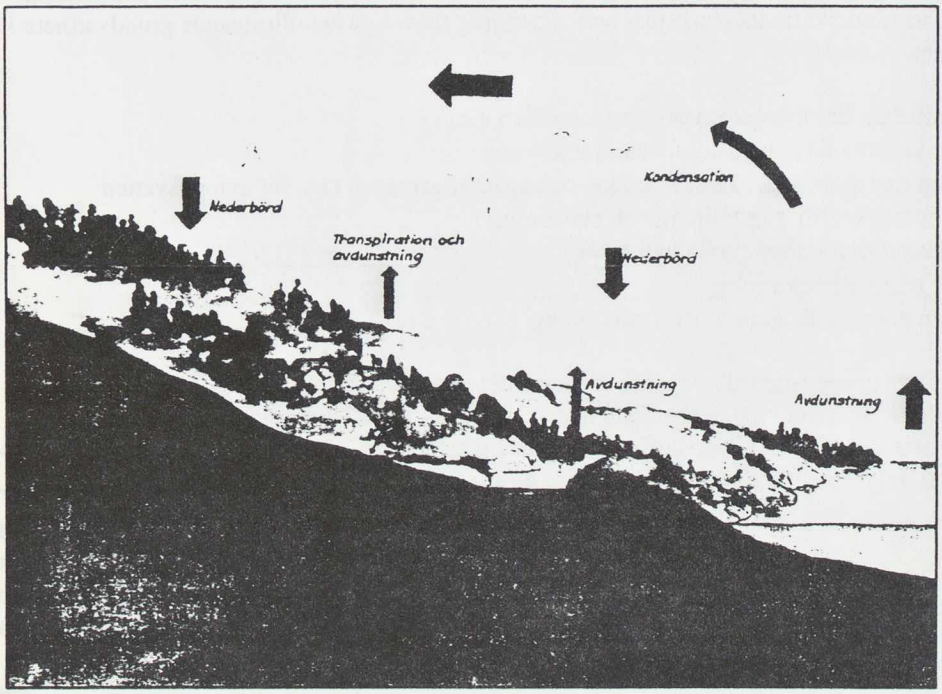
I det följande ges en allmän beskrivning av grundvattnets förekomst, nyttjande och kvalitet.

4.1.1 Vattnets kretslopp

Grundvattnet ingår i det hydrologiska kretsloppet. En del av den nederbörd som faller avdunstar från marken och öppna vattenytor (evaporation), men också i stor utsträckning från växterna (transpiration). En liten del av nederbörden rinner mer eller mindre direkt till sjöar och vattendrag och ytterligare en del tränger ned, infiltrerar, i marken. Det infiltrerade vatten som inte tas upp av växterna bildar grundvatten.

Grundvattenbildningens storlek bestäms av markens infiltrationskapacitet och den effektiva nederbörden (skillnaden mellan nederbörd och avdunstning), även kallad nettonederbörd. Huvuddelen av den effektiva nederbörden är tillgänglig för grundvattenbildning, med undantag för en mindre del, som rinner av från markytan till sjöar och vattendrag. När de övre marklagren har nått en viss vattenmättnad, sjunker överskottet vidare ned i marken och

bildar grundvatten. Genom tyngdkraftens inverkan rör sig sedan grundvattnet från högre terrängavsnitt mot lägre. Vilka vägar det tar och hur fort strömningen sker, beror på grundvattenytans lutning samt jordlagrens och berggrundens genomsläpplighet.



Figur 4.1 Vattnets kretslopp.

Höjdområden utgör i allmänhet inströmningsområden för grundvatten. Områden där grundvattnets strömning är uppåtriktad brukar benämnas utströmningsområden. I de fall trycknivån ligger högre än marknivån, s.k. artesiska förhållanden, kan källor och våtmarker bildas. Grundvatten strömmar också ut i bottnen av sjöar och vattendrag.

Från vattenytorna i sjöar och hav avdunstar vatten som tillsammans med vattenångan från markavdunstning och växternas transpiration bildar moln. Ur molnen faller nederbörd, och på så sätt fullbordas vattnets kretslopp.

Vattentillgången i grundvattenmagasinen ökar och minskar naturligt till följd av variationer i nederbörd och avdunstning. Grundvattennivån stiger när nederbörden är större än avdunstningen plus avrinningen. När nederbörden är mindre sjunker grundvattennivån. I flerårsperspektiv är emellertid vattenmängden i grundvattenmagasinen i princip oförändrad, såvida man inte lokalt pumpar eller dränerar bort för mycket vatten så att den naturliga balansen störs.

4.1.2 Naturresursen grundvatten

Grundvattnet är det vatten som under en viss nivå fyller hålrum, porer och öppna sprickor i jordlagren och berggrunden. Grundvattnet har över lag en god beskaffenhet. Kvaliteten kan

emellertid variera under året och från år till år. Förändringarna beror främst på variationer i nederbörd och temperatur med tiden. Vanligen har grundvattnet en låg, jämn temperatur, är fritt från organiska föroreningar och innehåller ämnen som lösts ut ur marken och som är nyttiga för människor, djur och växter. Eftersom nästan allt ytvatten bildas av grundvatten beror vattenbeskaffenheten i sjöar och vattendrag främst på det tillrinnande grundvattnets kvalitet.

Grundvatten har många användningsområden, t.ex:
- för kommunal och enskild vattenförsörjning
- som transportmedel samt lösnings- och spädningsmedel, t.ex. för avloppsvatten
- i jordbruket för djurhållning och bevattning
- som processvatten i vissa industrier
- för trädgårdsbevattning
- som energikälla genom värmeutvinning

De största grundvattentillgångarna förekommer i de stora sand- och grusavlagringar som bildades i samband med den senaste nedisningen samt i viss sedimentär berggrund, t.ex. sydvästra Skånes kalksten och Kristianstadslättens glaukonitsandsten. Hälften av den kommunala vattenförsörjningen i Sverige baseras på grundvatten (naturligt eller konstgjort).

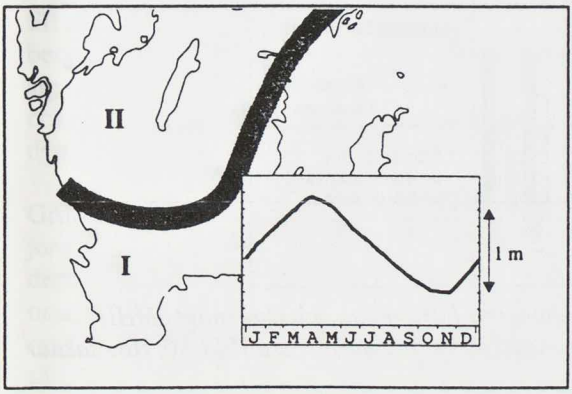
Grundvattentillgångarna i tätare jordlager, t.ex. morän, och i urberget är betydligt mindre, men kan ändå utgöra en viktig lokal resurs för enskild vattenförsörjning och för bevattningsändamål. Enskilda hushåll, som använder vatten från egna grävda eller borrade brunnar för sin vattenförsörjning, omfattar drygt en miljon människor i vårt land. Lika många utnyttjar grundvatten för sitt fritidsboende.

Många olika brunnstyper används för uttag av grundvatten. Man skiljer dock i huvudsak på tre olika utföranden, grävda brunnar, rörbrunnar i jord (filter- och rörspetsbrunnar) och bergborrade brunnar. Vilket utförande som passar beror på önskad kapacitet och på de geologiska förutsättningarna. Kommunala vattentäkter med stora uttag nyttjar vanligen filterbrunnar i jord eller sedimentärt berg. För enskilda hushåll är det oftast fullt tillräckligt med grävda eller bergborrade brunnar. Vilka brunnstyper som används för industri och bevattningsändamål varierar beroende på uttagens storlek.

4.1.3 Grundvattnets nivåvariationer

Grundvattnets mängd och beskaffenhet varierar alltid mer eller mindre. Variationen i mängd, som kan mätas som förändringar i grundvattenytans trycknivå, är beroende av tidsvariationer i grundvattenbildningen. De relativt regelbundna växlingarna i temperatur, nederbörd och växtlighet under året ger säsongsvariationer i grundvattenytans nivå. Hur detta mönster ser ut beror på grundvattenmagasinets geologiska uppbyggnad, storlek och geografiska läge. Svängningarnas storlek, årsamplituden, är beroende av grundvattenmagasinets porvolym. I kristallin berggrund och i morän utgör volymen av sprickor respektive porer en liten del av magasinen vilket medför att en måttlig förändring av mängden grundvatten ger en stor förändring i grundvattenytans nivå. Årsamplituder på flera meter är vanliga och förändringarna sker relativt snabbt.

Grundvattnets trycknivå förändras under året beroende på hur och när nybildningen av grundvatten sker. Nybildningen av grundvatten följer mönster eller regimer som är olika i olika delar av Sverige. I *figur 4.2* nedan har en av SGUs mätstationer (Vellinge) valts ut som ett exempel på det huvudmönster som kan urskiljas i södra Sverige.



Figur 4.2
Grundvattenregim i södra Sverige (I). Snöperioden är så kort, om den ens förekommer, att den inte nämnvärt påverkar grundvattenbildningen. Från en lägsta grundvattennivå tidigt på hösten sker därför en kontinuerlig stigning med de högsta nivåerna på våren.

Variationsmönstret ser inte heller riktigt likadant ut från år till år. Flera torr- eller våtår kan t.ex. följa efter varandra vilket naturligtvis påverkar grundvattennivåerna i både stora och små magasin. Återhämtningen i de små magasinen efter en torrperiod kan ske efter några dagar eller veckor medan den kan ta flera månader eller år i de stora grundvattenmagasinen.

4.2 Grundvattnet på Bjärehalvön och Hallandsås

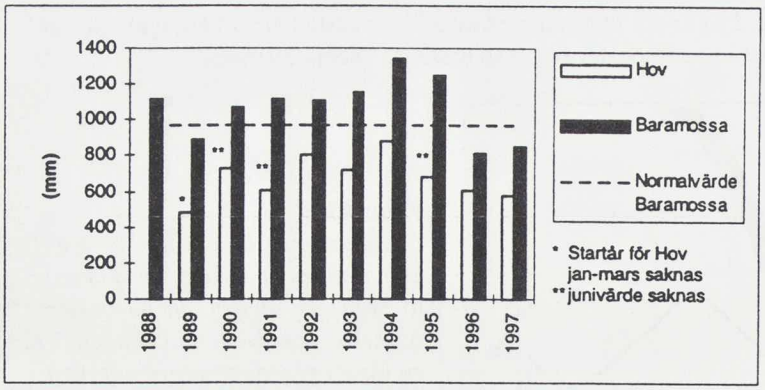
I det följande beskrivs de naturliga grundvattenförhållandena på Bjärehalvön och Hallandsås samt grundvattensituationen så som den bedöms ha varit innan tunnelbygget genom Hallandsås påbörjades.

4.2.1 Vattenbalans

Nederbörden på Bjärehalvön och Hallandsås varierar enligt SMHIs korrigerade 30-årsmedelvärden (1961-90) från ca 800 till 1000 mm/år från de kustnära områdena till Hallandsås höjdområden. På Hallands Väderö är normalvärdet för uppmätt nederbörd endast 584 mm. Vid SMHIs nederbördsstation Baramossa, ca 3 km öster om E6 på Hallandsås, anges normalvärdet till 971 mm/år. Den uppmätta årsnederbörden vid Baramossa och Hov nederbördsstationer under en 10-årsperiod, 1988 - 1997, redovisas i *figur 4.3*. Som framgår av figuren har betydligt mindre nederbörd än normalt fallit under de två senaste åren, 1996 och 1997.

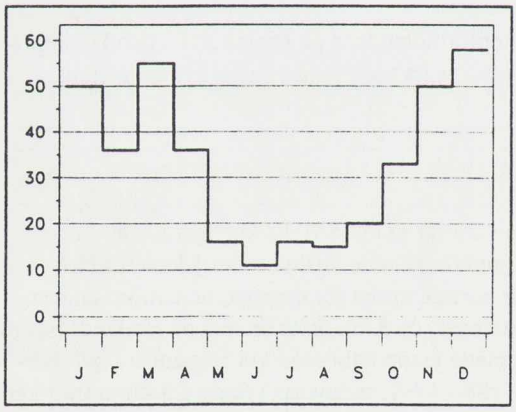
Av den nederbörd som faller på Bjärehalvön och Hallandsås avdunstar mer än hälften. Största delen av den mängd som återstår, d.v.s. den effektiva nederbörden, är tillgänglig för grundvattenbildning. Enligt av SMHI utförda beräkningar uppgår 30-årsmedelvärdet av den effektiva nederbörden till i storleksordningen 350 - 450 mm/år. Detta motsvarar en

medelavrinning i området på mellan 11 och 14 l/s och km^2. Den månadsvisa variationen i effektiv nederbörd på Hallandsås med omgivningar framgår av *figur 4.4.*



Figur 4.3 *Uppmätt nederbörd vid stationerna Baramossa och Hov enligt SMHI. Normalvärdet avser 30-årsmedelvärdet för Baramossa 1961-90. Hov saknar normalvärde.*

Hallandsås höjdområden utgör typiska inströmningsområden där huvuddelen av den effektiva nederbörden bildar grundvatten i jordlagren. En brant och varierade topografi samt ofta tunna jordlager medför en kort uppehållstid för grundvattnet i jordlagren innan utströmning sker till våtmarker, källor och vattendrag. Sådana utströmningsområden är vanligt förekommande i lågpunkter som dalgångar och raviner uppe på Hallandsås samt utmed Hallandsås sluttningar.



Figur 4.4
Bjärehalvön och Hallandsås. Variationer i effektiv nederbörd, mm/månad. Beräknade 30 - års medelvärden enl. SMHI. Årsmedelvärdet uppgår i medeltal till 350 - 450 mm/år.

En stor grundvattenbildning under vinter och vår samt en snabb genomströmning i jordlagren medför att också ytvattenavrinningen från Hallandsås under denna period är stor. Avrinningen sker i ett stort antal små och stora vattendrag med upprinning på Hallandsås, se *bilaga 1.* Den norra och nordvästra delen av Hallandsås dräneras via ett flertal vattendrag, bl.a. Axeltorpsbäcken som via Örebäcken rinner genom Sinarpsdalen till Stensån norr om Hallandsås, som i sin tur mynnar i Laholmsbukten. Avrinningen från den sydvästra delen

av Hallandsås sker till Skälderviken via ett tiotal vattendrag varav de mest betydande utgörs av Möllebäcken, Vadebäcken och Vadbäcken.

Endast en begränsad del av det vatten som infiltreras i marken tillförs berggrunden. Detta beror på berggrundens, i jämförelse med jordlagrens, vanligen låga genomsläpplighet och betydligt mindre magasinerande förmåga. Grundvattenbildningen till berggrunden bestäms till stor del av täckande jordlagers sammansättning och mäktighet samt av hur uppsprucken berggrundens överyta är. Generellt kan man säga att de största sprickorna i berggrunden ger sig till känna i form av dalgångar med förhållandevis mäktiga jordtäcken. Det är vanligen också så att berggrunden är blottad uppe på höjderna, men jordtäckt i lägre belägna områden.

Grundvattenbildning från jordlagren till berggrunden sker när grundvattnets trycknivå i jordlagren överstiger det i berggrunden. Förutsättningarna varierar med den effektiva nederbörden vilket innebär att den mesta infiltrationen normalt sker under vinter och vår. I områden med moränjordar på Hallandsås kan relativt stora mängder grundvatten magasineras i jordlagren och infiltrera till berggrunden, särskilt om moränen är av sandig sammansättning. Stora områden på Hallandsås utgörs också av våtmarker orsakade av lågpermeabelt underlag och tillströmmande grundvatten från omgivande jordlager. Även våtmarker och vattendrag kan ha en viss betydelse för grundvattenbildningen till berggrunden.

I de utredningar som berör tunnelbygget genom Hallandsås har 100 mm/år angivits som ett riktvärde för grundvattenbildningen till berggrunden. Den dränering av bergmassan som inläckaget till tunnlarna ger upphov till medför sannolikt att grundvattenbildningen ökar, upp till 150 mm/år bedömdes som rimligt vid grundvattenmodelleringen.

4.2.2 Vattentäkter

SGUs brunnsarkiv innehåller uppgifter om närmare 190 000 brunnar från hela landet, i huvudsak lämnade av landets brunnsborrarföretag. Dessa är sedan 1976 enligt lag skyldiga att lämna brunnsuppgifter till SGU. Brunnsarkivet innehåller uppgifter om brunnarnas användning, utförande, djup, jordtäckning, uttagskapacitet m.m. Ibland finns även uppgifter om vattenkvalitet. Brunnsborrarens kapacitetsbedömning görs i allmänhet i samband med renspumpningen av brunnen.

Närmare 1000 brunnar på Bjärehalvön och Hallandsås västra del finns registrerade i SGUs brunnsarkiv. Huvuddelen av dessa är borrade i berg, mindre än 100 utgör brunnar i jord. De flesta brunnar borrade sedan 1976 finns med i registret och även många äldre, ca 250 st, men det saknas säkerligen också registrerade uppgifter om många enskilda brunnar i området. Detta gäller särskilt de enskilda vattentäkter som utgörs av grävda brunnar, vilka normalt inte rapporteras in till SGU.

De flesta av brunnarna är belägna på Bjärehalvön och slättområdena utanför Hallandsås. På Hallandsås är förekommande brunnar i huvudsak belägna i dalgångarna samt sluttningarna mot Sinarpsdalen och slättområdena i norr och söder, *se bilaga 4*. Under senare år har åtskilliga djupa brunnar borrats på Hallandsås som ersättning för grävda brunnar och grunda borrade brunnar som sinat på grund av grundvattensänkningen omkring tunneln.

Den kommunala vattenförsörjningen är helt baserad på grundvatten. Sammanlagt är ca 6500 fastigheter anslutna till det kommunala ledningsnätet. Båstads tätort förses med vatten från två vattentäktsområden, belägna i södra delen av samhället och vid Eskilstorp. Vid båda dessa platser utvinns grundvattnet ur jordlagren. Vid Krogstorp finns en källa och vid Ängelsbäck en grusfilterbrunn, där grundvatten också utvinns ur jordlagren. Uttagen från dessa båda vattentäkter har dock varit små under de senaste åren. I övrigt baseras den kommunala vattenförsörjningen på berggrundsvatten.

Båstads kommunala förbrukning uppgår till ca 1,8 miljoner m^3/år, varav ca 1,3 miljoner m^3 utvinns på Bjärehalvön och Hallandsås (varav 1,1 miljoner m^3 ur bergborrade brunnar). De resterande ca 0,5 miljonerna m^3/år utvinns vid Eskilstorp norr om Hallandsås. Av vattenförbrukningen för industriellt bruk märks några uttag i Båstad och Grevie. Viss länspumpning sker också vid stenbrottet i Båstads östra del, nära det norra tunnelpåslaget.

Grundvattenuttaget för bevattningsändamål är mycket stort. Sannolikt finns ca 250 brunnar för jordbruksbevattning på Bjärehalvön. Det sammanlagda bevattningsuttaget är svårt att beräkna och kan också variera betydligt från år till år. Ett antagande att varje bevattningsbrunn använder 250 m^3/dygn och att bevattning i medeltal äger rum under 40 dygn/år ger ett genomsnittligt grundvattenuttag av 2,5 miljoner m^3/år. Eftersom antalet bevattningsdagar sannolikt varierar från år till år mellan 20 och 60 ligger det årliga bevattningsuttaget förmodligen i intervallet 1,5 - 3,5 miljoner m^3. Bevattningsbrunnarna är nästan uteslutande bergborrade.

Grundvatten används även i viss utsträckning för uppvärmningsändamål. Inom samhällena återförs sannolikt det nedkylda vattnet till största delen till grundvattenmagasinen, medan det på landsbygden antagligen pumpas ut i bäckar eller diken. Hur mycket grundvatten som används för detta ändamål är oklart. En bortpumpning av 0,1 - 0,3 miljoner m^3/år förefaller dock inte osannolik.

Det totala grundvattenuttaget från Bjärehalvön och Hallandsås torde därmed årligen variera mellan 3 och 6 miljoner m^3 (100 - 200 l/s). Huvuddelen av grundvattnet utvinns ur berggrunden.

I anslutning till tunnelbygget har inventeringar och inmätningar av enskilda vattentäkter genomförts längs den planerade tunnelsträckningen och dess omgivning, se *bilaga 4*. Ca 170 bergborrade brunnar och 320 grävda brunnar finns registrerade (undantaget ersättningsbrunnar). En del av dessa inventerades i anslutning till utsläppen av akrylamid, särskilt längs Vadbäcken. Dessutom har ett antal källor, dammytor och jordlagerrör registrerats.

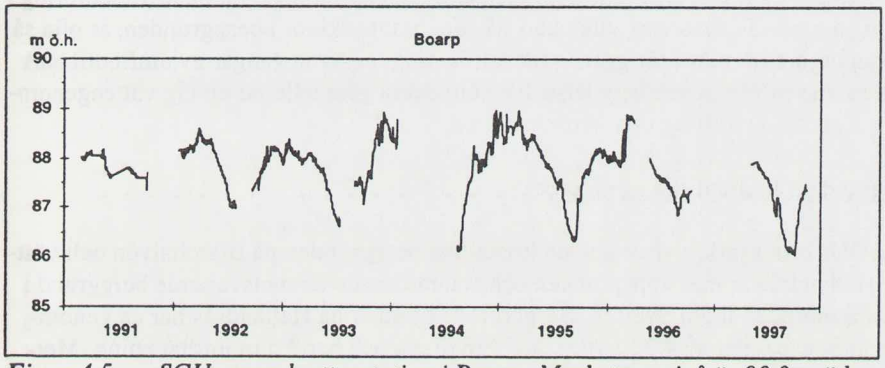
4.2.3 Grundvattennivåer

Grundvattnets naturliga trycknivåer i både jord och berg på Bjärehalvön och Hallandsås följer i hög grad topografin. Enligt förundersökningen till tunnelbygget befann sig grundvattennivån i bergborrade brunnar längs tunnelsträckningen vanligen mindre än 10 m under markytan. Utmed de branta sluttningarna mot Sinarpsdalen befanns grundvattennivåerna

stå lägre, vanligen 15 - 25 m under markytan. I utströmningsområdena nedanför Hallandsås förekom (och förekommer fortvarande) artesiska förhållanden i berggrunden på grund av de grundvattentryck som byggs upp vid grundvattenbildningen på Hallandsås. Grundvattennivåerna i grävda brunnar längs tunnelsträckningen påträffades ofta 1 - 3 m under markytan.

I *bilaga 5* redovisas en bedömning av grundvattnets trycknivåer på Bjärehavön och Hallandsås före tunnelbygget. I *bilaga 6* redovisas nivåerna i en tvärsektion över det planerade norra påslaget. Sektionens läge framgår av *bilaga 5*. Överensstämmelsen mellan topografi och grundvattnets trycknivå framgår tydligt av bilagorna.

Mätningar utmed den planerade tunnelsträckningen på Hallandsås påbörjades av Banverket under 1991. Kontrollprogrammet omfattar i huvudsak de undersökningsborrhål som utfördes i samband med förundersökningen. Från Hallandsås saknas dock långa tidsserier som visar grundvattnets naturliga nivåförändringar under flera år. På Bjärehalvön finns fyra mätstationer som etablerats av SGU under 1990-talet med syftet att följa upp de stora bevattningsuttagens inverkan på Bjärehalvöns grundvattenförhållanden. Stationerna är belägna vid Boarp, Öllöv, Perstorp och Glimminge, se *bilaga 4*.



Figur 4.5 SGUs grundvattenstation i Boarp. Markytans nivå är 90,0 m ö.h.

Mätstationen i Boarp bedöms med hänsyn till läget vara mest representativ för de naturliga variationerna på Hallandsås. Mätdata sedan 1991 redovisas i *figur 4.5*. Liten grundvattenbildning medför låga grundvattennivåer under sommaren medan en påfyllnad sker under höst och vinter. Av figuren framgår också att de två senaste nederbördsfattiga åren, 1996-1997, avspeglas i form av en tydligt ökad grundvattensänkning, särskilt under 1997.

4.2.4 Grundvattenströmning

På Hallandsås styrs grundvattenströmningen i jordlagren och berggrundens övre, ofta mer uppspruckna, delar främst av de lokala topografiska förhållandena. Uppehållstiden för grundvattnet är kort innan utströmning sker till lågpunkter i terrängen som våtmarker, källor och vattendrag.

Även grundvattnets regionala, djupare, strömning i berggrunden styrs till stor del av topografin. Höjdområdena på Hallandsås kan betraktas som inströmningsområden av regional

karaktär varifrån grundvattnets strömning sker mot omgivande mer låglänta områden. I den regionala skalan påverkas strömningen också av större vattenförande sprickzoner, särskilt de dominerande NV–SO-liga sprickzonerna, vilka också avspeglas i topografin som tydliga raviner och dalgångar. Djupgående vittring och leromvandlingen av berget i sprickzonerna kan dock utgöra en begränsande faktor för grundvattnets strömning i dessa.

Den regionala grundvattenströmningen i berggrunden på Bjärehalvön och Hallandsås före tunnelbygget redovisas i *bilaga 5*. Underlaget utgörs av uppgifter från SGUs brunnsarkiv och de nivåmätningar som gjordes i samband med förundersökningen av tunnelsträckningen. Av kartbilden framgår tydligt hur Sinarpsdalen dränerar grundvattnet från de båda höjdområdena, Bjärehalvön och Hallandsås. Från Bjärehalvön sker grundvattenströmningen mot det omgivande havet i sydväst, väster och norr samt mot Sinarpsdalen i öster. Grundvattnet från Hallandsås strömmar mot Skälderviken i sydväst, Sinarpsdalen i väster och Laholmsslätten i norr.

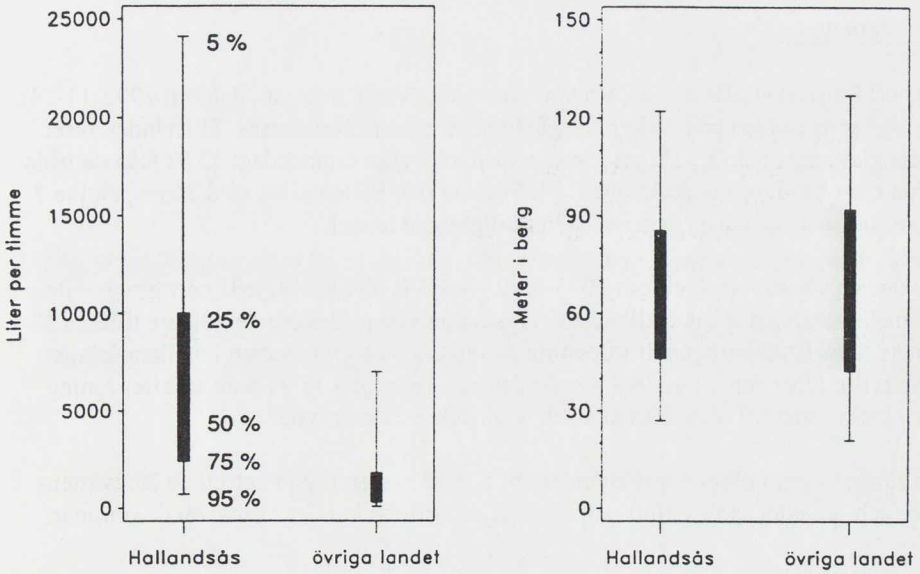
I lokal skala har skillnaderna i berggrundens genomsläpplighet större betydelse. Enskilda sprickor och sprickzoner med betydligt större genomsläpplighet än omgivande bergmassa utgör de huvudsakliga transportvägarna för grundvattnet. De hydrauliska förhållandena kan vara mycket komplicerade. I anslutning till gångar av diabas har t.ex. en ökad vattenföring i berggrunden påvisats. Diabaserna, vilka kan stå som branta skivor i berggrunden, är ofta så täta att de kan utgöra barriärer för grundvattenströmningen. Även gångar av amfibolit har visat sig ha en viss motsvarande betydelse även om dessa generellt har en låg vattengenomsläpplighet på grund av vittring och leromvandling.

4.2.5 Berggrundens hydrauliska egenskaper

Studier av SGUs brunnsarkiv visar att den kristallina berggrunden på Bjärehalvön och västra delen av Hallandsås är mer uppsprucken och vattenförande än motsvarande berggrund i de flesta andra områden inom Sverige. Bergborrade brunnar på Hallandsås har en genomsnittlig (median) kapacitet av 4 320 l/tim, är 70 m djupa och har 3,5 m jordtäckning. Motsvarande värden för urberget i övriga landet är 650 l/tim, 70 m respektive 3 m. Av *figur 4.6* framgår t.ex. också att 25 % av de brunnar som borras på Hallandsås ger 10 000 l/tim eller mer, jämfört med 1 800 l/tim i övriga landet.

I samband med förundersökningen av tunnelbygget utfördes bl.a. 25 provborrningar längs den planerade tunnelsträckningen. Borrhålens djup varierade från 30 till 140 m. Uttagskapaciteten varierade mellan 0 (torrt) och 30 000 l/tim. Utvärdering av hydrauliska tester i borrhålen visade på stor variation i genomsläpplighet och vattenföring, kopplad till de olika geologiska förutsättningarna längs tunnelsträckningen.

En mindre sprickfrekvens och omfattande vittring och leromvandling vid den norra respektive södra randzonen bedömdes medföra en jämförelsevis liten genomsläpplighet i berggrunden. Från randzonerna och in mot Hallandsås centrala delar ökar sedan berggrundens genomsläpplighet. Längs hela den centrala delen av tunnelsträckningen bedömdes berggrundens genomsläpplighet generellt vara mycket stor, med hänsyn till ett antal kraftigt uppspräckta, brantstående, zoner med stor vattenföring.



Figur 4.6 *Jämförelse mellan Hallandsås och övriga landets urberggrund. Till vänster vattenmängd och till höger brunnsdjup i berg, enligt SGUs brunnsarkiv. Figurerna visar s.k. box-plottar med medianvärden, kvartiler och 5- respektive 95-percentiler. T.ex. kan utläsas att 25% av alla brunnar vid Hallandsås ger mer än 10 000 l/tim jämfört med 1 800 l/tim i övriga landet.*

I anslutning till förundersökningen korttidsprovpumpades två av de mest vattenförande provborrhålen, BP8 och BP11, med 3 repektive 8 l/s. Samtidigt med provpumpningen registrerades grundvattennivån i totalt 35 omgivande observationshål och brunnar varav 11 var grävda brunnar. Utvärderingen av provpumpningen visade på bättre vattenförande egenskaper i NV–SO-lig riktning, vilket väl stämmer med riktningen för de dominerande sprickzonerna på Hallandsås. Under den korta pumptiden, ca 2 veckor, noterades en tydlig påverkan av grundvattennivåerna inom ett relativt stort område, upp till 2 km från uttagsbrunnarna. Dessutom påvisades en god hydraulisk kontakt mellan bergborrade brunnar och grävda brunnar i jordlagren.

4.2.6 Grundvattnets kemi

I anslutning till förundersökningen för tunnelbygget genomfördes provtagning och analys av grundvattnet i 16 borrade brunnar. Grundvattnet i berggrunden befanns vara svagt alkaliskt (pH var i allmänhet över 7,5) med relativt höga järn- och manganhalter. Hårdheten varierade mellan ca 4° och 6° dH. Järnhalterna översteg vanligen 1 mg/l.

4.3 Nulägesbeskrivning

4.3.1 Vattendom

1992 erhöll Banverket tillstånd av Vattendomstolen (Växjö tingsrätt, deldom 1992-11-24) att leda bort grundvatten från två enkelspårstunnlar genom Hallandsås. Tillståndet avser bortledning av maximalt 3,5 l/s per km tunnelsträcka eller sammanlagt 33 l/s från de båda tunnlarna samt att släppa ut läckvattnet till Stensån och Vadebäcken med 26 respektive 7 l/s. Domslutet avser såväl byggskede som färdigbyggd tunnel.

I ytterligare en vattendom (deldom 1995-05-23) erhölls tillstånd att leda bort grundvatten från ett mellanpåslag mitt på Hallandsås. Tillståndet avser, förutom de tidigare tillåtna 33 l/s för hela tunnelsträckningen, bortledning av inträngande grundvatten i mellanpåslaget och anslutande arbetstunnel under byggskedet med maximalt 15 l/s samt att efter rening infiltrera läckvattnet till Vadebäckens och Vadbäckens vattensystem.

I vattendomarna ges villkor för tillstånden, bl.a. med avseende på kontroll av läckvattenmängder och -kvalitet samt grundvattnets kvalitet och trycknivåer i omgivande brunnar.

4.3.2 Vattenbalans

När tunnelarbetena avbröts hösten 1997 var inläckaget till norra tunnelpåslaget 35 l/s, mellanpåslaget 11 l/s och södra påslaget 9 l/s, totalt 55 l/s (mätning 971006). Således översteg (och överstiger) inläckaget av grundvatten till tunnlarna de tillåtna mängderna enligt erhållna vattendomar. Vid norra påslaget var inläckaget avsevärt större än det tillåtna.

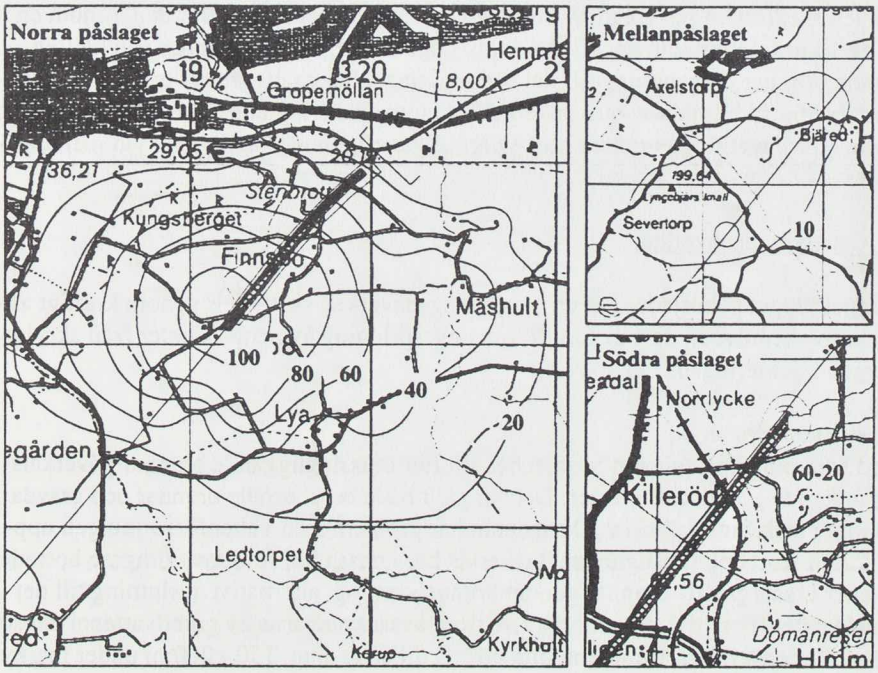
Dräneringen av berggrundvatten till tunneln har sannolikt medfört en förändring i områdets vattenbalans genom att grundvattenbildningen från jordlagren till berggrunden har ökat. Detta medför att grundvattentillgången i jordlagren minskar och därmed även utflödet av grundvatten till våtmarker, källor och vattendrag vilket i sin tur medför att ytvattenavrinningen från Hallandsås i motsvarande grad minskar.

4.3.3 Grundvattennivåer och grundvattenströmning

Tunnlarna genom Hallandsås fungerar som horisontalbrunnar dit grundvattnet strömmar från omgivande berglager. Efterhand som tunnelbygget fortskridit har betydande sänkningstrattar utbildats och grundvattnets strömning närmast de utförda tunneldelarna har helt förändrats. Genom berggrundens varierande sprickighet, lervittring och strukturer kan avsänkningen vara olika stor i närbelägna bergborrade brunnar.

Grundvattnets trycknivåer utmed tunnelsträckningen har sedan tiden före byggstart följts upp enligt ett kontrollprogram. Efter hand som brunnar har sinat och ersättningsborrningar utförts har kontrollprogrammet reviderats. Sedan spridningen av kontaminerat läckvatten från mellanpåslaget påvisades har även ett stort antal brunnar på större avstånd från tunnelsträckningen, i huvudsak längs Vadbäcken, inventerats och infogats i kontrollprogrammet.

I ett antal undersökningsbrunnar har en tätare uppföljning av grundvattnets trycknivåer genomförts. Dessa är fördelade längs tunnelsträckningen och påverkas inte av vattenuttag vilket är fallet med många av de inventerade enskilda vattentäkterna. En sammanvägning av den maximala avsänkningen i dessa och övriga bergborrade brunnar har gjorts för respektive påslag, se *figur 4.7*.



Figur 4.7 Interpolering av största uppmätta avsänkning vid respektive påslag

Avsänkningen i *figur 4.7* representerar situationen under hösten 1997. Sedan dess har grundvattennivåerna stigit i samband med vinterns grundvattenbildning. I direkt anslutning till den norra tunneldelen har nivåerna stigit med 10 - 30 m. Av *bilaga 7* framgår grundvattensituationen i nuläget, mars 1998. Grundvattennivåerna redovisas som nivåkurvor med 30 m ekvidistans. Grundvattenströmningen sker vinkelrätt mot nivåkurvorna, från högre till lägre nivåer.

I *bilaga 8* redovisas nulägets grundvattennivåer i berggrunden längs samma tvärsektion som i *bilaga 6*. Den stora avsänkningen vid norra tunnelpåslaget, ca 75 m (att jämföra med mer än 100 m i oktober 1997), framgår liksom att grundvattendelaren väster om tunneln förskjutits betydligt närmare Sinarpsdalen. Vid den branta sluttningen mot Sinarpsdalen har grundvattensänkningen uppmätts till ca 10 m i en av observationsbrunnarna i kontrollprogrammet.

Vid norra påslaget kan en mindre avsänkning märkas i vissa riktningar på upp till 2-3 km avstånd från de inre tunneldelarna. Vid mellanpåslaget kan en mindre avsänkning märkas i

vissa riktningar på upp till 1 km avstånd. Vid södra påslaget är avsänkningen i berggrunden stor i direkt anslutning till tunnelns inre del, men är i övrigt mer begränsad.

Tunnelbygget har även medfört att grundvattennivåerna i jordlagren sänkts av. Detta har inte minst visat sig i form av ett stort antal sinade grävda brunnar på Hallandsås. Av ca 70 brunnar som ersatts eller fördjupats sedan tunnelbygget påbörjades var mer än 50 jordbrunnar. Det är i huvudsak i anslutning till det norra påslaget som grundvattensänkningen i berggrunden medfört en påverkan på brunnar i jordlagren. Närmare 40 brunnar inom en radie av ca 1 km från tunneln har ersatts varav ungefär hälften jordbrunnar och hälften bergborrade brunnar. I anslutning till det södra påslaget har ca 30 grävda brunnar ersatts men dessa bedöms i huvudsak vara påverkade genom dränering i anslutning till schaktarbeten för tunnelpåslaget. Inga brunnar har, enligt tillgängligt underlag, ersatts vid mellanpåslaget.

4.3.4 Omgivningspåverkan

Sedan tunnelbygget påbörjades har en omgivningspåverkan skett, dels genom kraftigt avsänkta grundvattennivåer, dels genom föroreningsspridning av restprodukter från akrylamidbaserade injekteringsmedel.

Grundvattensänkningen
Efterhand som tunneldrivningen fortsatt har allt fler omkringliggande brunnar påverkats genom sjunkande grundvattennivåer. Det har gällt både bergborrade brunnar och grävda brunnar som i åtskilliga fall sinat. Därigenom har problem med vattenförsörjningen uppkommit för ett stort antal fastigheter. Banverket har i dessa fall fördjupat tidigare borrade brunnar eller ersatt grävda brunnar genom brunnsborrning, alternativt anslutning till det kommunala nätet (Förslöv). På grund av de stora avsänkningarna av grundvattennivån som uppkommit har ersättningsbrunnarna ofta utförts till stort djup, 150 - 200 m under markytan.

Enligt uppgifter från lokalbefolkningen har även ett flertal källor, bäckar och dammar sinat, särskilt vid norra tunnelpåslaget. Några säkra uppgifter som stöder detta föreligger inte men det bedöms som uppenbart att en påverkan av vattentillgången kan ha skett, åtminstone under delar av året. Källor, bäckar och våtmarker ligger normalt i utströmningsområden och är därför beroende av tillförseln av grundvatten. Omfattningen av grundvattenpåverkan hittills kan säkerligen jämställas med en naturlig följd av torrår, vilket måste beaktas vid bedömningen av eventuell påverkan på det ekologiska systemet. Det är också viktigt att beakta att 1996 och 1997 är att betrakta som torrår.

Tunnelbygget har således påverkat grundvattenförhållandena i betydande omfattning på Hallandsås. Däremot har inte grundvattennivåer och strömningsförhållanden på Bjärehalvön påverkats.

Föroreningsspridningen
Tätning med akrylamidbaserade injekteringsmedel (Rhoca Gil m.fl.) har genomförts vid alla tre påslagen. Enligt uppgift användes totalt ca 1500 ton varav 1132 vid norra tunnelpåslaget, 358 vid mellanpåslaget och 17 ton vid södra påslaget.

Föroreningsspridningen från tunnelbygget uppmärksammades när kor som drack av vattnet i Vadbäcken förgiftades. Detta vatten utgjordes nästan enbart av läckvatten från mellanpåslaget med initiellt mycket höga koncentrationer av akrylamid som avbördats till upprinningsområdet för Vadbäcken.

För att avgöra om läckvattnet även kunde förorena grundvattnet och påverka nedströms liggande grundvattentäkter genomförde SGU i oktober 1997 en inventering av brunnar längs Vadbäcken. Det visade sig att grundvattnets trycknivå i vissa områden stod upp till 3 m lägre än i den intilliggande bäcken. Detta medförde en infiltration av kontaminerat bäckvatten till grundvattnet och därmed en föroreningsspridning till närliggande brunnar. Det var i första hand grävda brunnar i omedelbar anslutning till Vadbäcken som påverkades.

Från norra tunnelpåslaget avbördades det kontaminerade läckvattnet till Stensån. Det betydligt större vattenflödet i Stensån medförde en utspädning av föroreningarna och en snabb transport av dessa till Laholmsbukten. Vid södra påslaget var föroreningshalterna generellt för små för att medföra någon påverkan vid utsläpp av läckvatten till Vadebäcken. Några vattentäkter som påverkats av utsläppen kunde inte påvisas.

Föroreningshalterna har efter påbörjad rening av läckvattnet från tunnlarna avtagit kraftigt. I "Information från Livsmedelsverket" (PM 3 1998-03-12) anges att halterna i såväl brunnar som vattendrag på Hallandsås minskat avsevärt och att vattnet från flertalet tidigare förorenade brunnar utmed Vadbäcken åter kan användas utan restriktioner.

Ca 150 000 ton schaktmassor från tunnelbygget har bedömts kunna vara förorenade av akrylamid. Huvuddelen av massorna är upplagda vid Stensån, norr om norra påslaget. Under upplaget har en viss kontaminering av grundvattnet påvisats. Massor från mellanpåslaget har också använts till delar av den nya banvallen söder om Helsingborg.

I de tunneldelar som tätats med akrylamidbaserade injekteringsmedel kontamineras berggrundvattnet när det rinner in mot tunnlarna och bildar läckvatten. Dessutom hålls föroreningarna till viss del kvar i berget bakom en tätskärm av härdat injekteringsmedel. Så länge en dränering av tunneln sker förhindras spridningen av föroreningar ut i bergmassan, för vidare transport till omgivande vattentäkter och/eller recipienter. Saneringsarbeten med målsättningen att succesivt tappa av och behandla det förorenade grundvattnet pågår.

4.4 Framtida förutsättningar

I det följande beskrivs den förväntade framtida grundvattensituationen. Dels har effekterna av en fullständig tätning av utförda tunneldelar belysts och dels har grundvattenförhållandena för en färdigbyggd tunnel med tillåtligt inläckage enligt vattendom studerats. Som stöd för bedömningarna har en grundvattenmodellering utförts.

Modelleringen är översiktligt gjord och bygger på en förenklad bild av de geologiska och hydrogeologiska förhållandena. Ett regionalt angreppssätt har använts vilket innebär att modellen inte tar hänsyn till lokala avvikelser. Resultaten bedöms dock tillräckliga för att

ge en helhetsbild av de framtida förutsättningarna och vissa preliminära slutsatser har också kunnat dras.

4.4.1 Grundvattenmodell

Matematiska modeller kan användas som verktyg för att simulera olika händelseförlopp, t.ex. hur ett uttag av grundvatten påverkar omgivande grundvattennivåer och grundvattenströmning efter en viss tid. Vid all grundvattenmodellering byggs först en begreppsmässig bild, en s.k. konceptuell modell, upp som skall representera de verkliga hydrogeologiska förhållandena. Denna måste sedan kalibreras och verifieras mot kända förhållanden och rimlighetsbedömningar.

Konceptuell modell
Den konceptuella modellen kan betraktas som en förenkling av verkligheten, uppbyggd av information från geologiska kartor och utförda undersökningar. Viktiga delar av modelluppbyggnaden är ansättningen av randvillkor för modellens gränser, de geologiska formationernas avgränsning och hydrauliska egenskaper samt grundvattenbildningen. Modellområdet omfattar Bjärehalvön och västra delen av Hallandsås. Längs kustlinjen antas grundvattnets trycknivå i berggrunden vara lika med havsytans nivå och längs områdets södra och östra gräns (gräns för kartbladet 4 C Halmstad SV) har nivåerna satts med utgångspunkt från uppmätta värden och markytans topografi.

Följande antaganden och förenklingar har gjorts. Berggrundens egenskaper i djupled har antagits vara konstanta. Vidare beaktas enbart berggrundsakviferen, d.v.s. ingen modellering har utförts av grundvattenförhållandena i jordlagren. Topografins betydelse för grundvattennivåer och grundvattenströmning styrs i modellen av en varierande grundvattenbildning, uppdelad i in- och utströmningsområden.

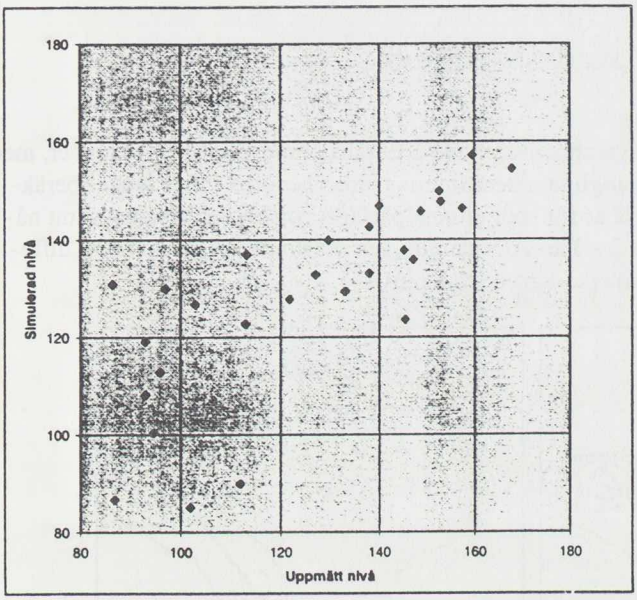
Sammantaget medför detta att en översiktlig modellering i regional skala kunnat göras, baserad på ett 2-dimensionellt angreppssätt. Den numeriska modellen utgörs av ett rutnät där varje cell har storleken 250×250 m. I varje sådan cell utförs beräkningar, eller simuleringar, av grundvattnets trycknivå under olika förutsättningar.

Kalibrering av modellen
Berggrundens genomsläpplighet har bedömts utifrån topografi, tolkade sprickzoner och information från tidigare undersökningar. Berggrundens genomsläpplighet (hydrauliska konduktivitet) inom Bjärehalvön och Hallandsås har tilldelats värden på mellan 3×10^{-7} och $4{,}2\times10^{-5}$ m/s. Sprickzonerna har i allmänhet tilldelats högre värden än den omgivande bergmassan. I anslutning till de norra och södra tunnelpåslagen har dock hänsyn tagits till att påvisade lerfyllnader i sprickorna medför tätande egenskaper.

Grundvattenbildningen till berggrunden har ansatts med utgångspunkt från riktvärden, nulägessituationen samt topografin i området. Under naturliga förhållanden bedöms grundvattenbildningen till berggrunden vara i storleksordningen 100 mm. Hänsyn har dock tagits till att infiltrationen av grundvatten från jordlagren ökar med trycksänkningen i berggrunden, varför de höglänta områdena på Hallandsås och Bjärehalvön tilldelats en grundvattenbildning på upp till 150 mm/år. De låglänta områdena utanför Hallandsås har bedömts utgöra

utströmningsområden med ett uppåtriktat flöde i berggrunden om 10 mm per år. Vissa intermediära områden har tilldelats en grundvattenbildning om 20 mm/år.

Efter uppbyggnaden av en konceptuell modell som på ett trovärdigt sätt representerar grundvattensituationen före tunnelbygget genomfördes en kalibrering av modellen mot uppmätta grundvattennivåer och läckvattenmängder i nuläget. Kalibreringen visade på en tillräckligt god överensstämmelse mellan uppmätta och simulerade värden, se *figur 4.8*. Spridningen förklaras av lokala variationer i berggrunden samt av topografiska effekter som inte beaktas av modellen. Eftersom modellen arbetar med celler av storleken 250×250 m och konstanta egenskaper inom varje cell medför detta att enskilda vattenförande sprickor i lokal skala inte kan hanteras.



Figur 4.8
Jämförelse mellan simulerad och uppmätt grundvattennivå för nuläget.

En känslighetsanalys har utförts avseende berggrundens effektiva porvolym, genom den s.k. magasinskoefficienten. Denna har stor betydelse för beräkningar av icke-stationära förhållanden, t.ex. återhämtningstiden efter läckage och tätning. I modellen har magasinskoefficienten tilldelats värdet 0,5 % i de större sprickzonerna och 0,3 % i den övriga bergmassan. Utförd känslighetsanalys med avseende på grundvattenbildningen visar att denna har en mycket stor betydelse för hur stor grundvattensänkning som kan förväntas.

I övrigt har modellen verifierats mot utfallet av den provpumpning i två borrhål som genomfördes i samband med förundersökningen av tunnelbygget, varvid en god samstämmighet erhölls.

4.4.2 Vattenbalans

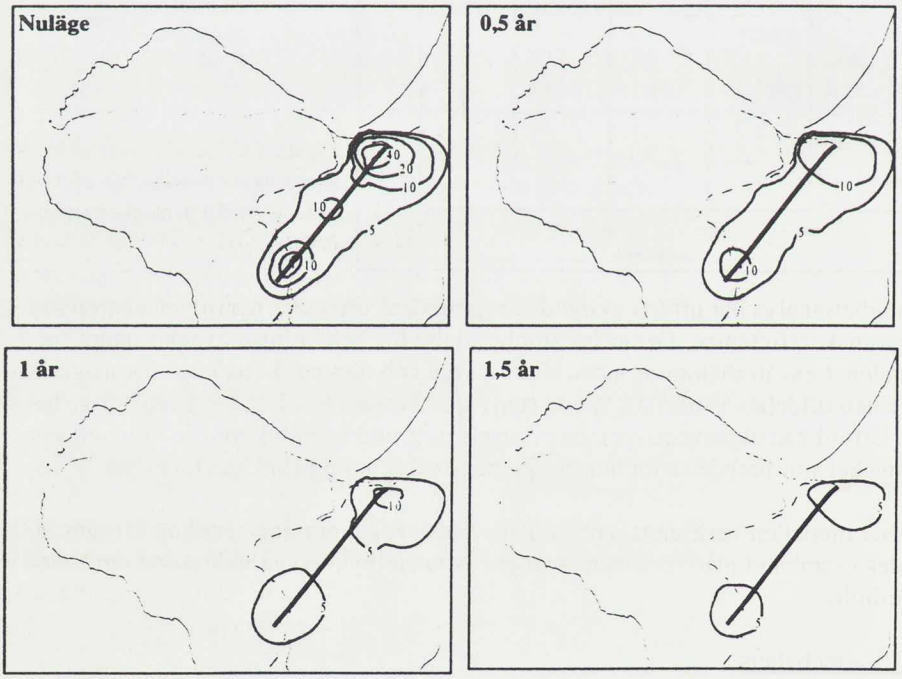
Vid tätning av det nuvarande inläckaget till tunneldelarna kommer systemets vattenbalans att, med en viss fördröjning, återhämtas till det ursprungliga. Dräneringen av grundvatten-

magasinet upphör vilket också kommer att medföra en ökad grundvattentillgång i jordlagren liksom en ökad utströmning av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag.

För en färdigbyggd tunnel med ett inläckage enligt nuvarande vattendom kommer en successiv dränering av bergmassan att ske, tills dess att ett jämviktstillstånd uppnås mellan inläckaget till tunneln och grundvattenbildningen till omgivande berggrund. Jämfört med nuläget medför den mer omfattande tätningen att inläckaget i tunnelns norra del minskar och att inläckaget fördelas mer jämt längs den övriga tunnelsträckningen. Inläckaget av grundvatten och förutsättningarna att täta berget kommer dock att variera betydligt under ett fortsatt tunnelbygge. Grundvattentillgången i jordlagren, inom tunnelns påverkansområde, kommer att vara mindre än före tunnelbygget liksom utströmningen av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag.

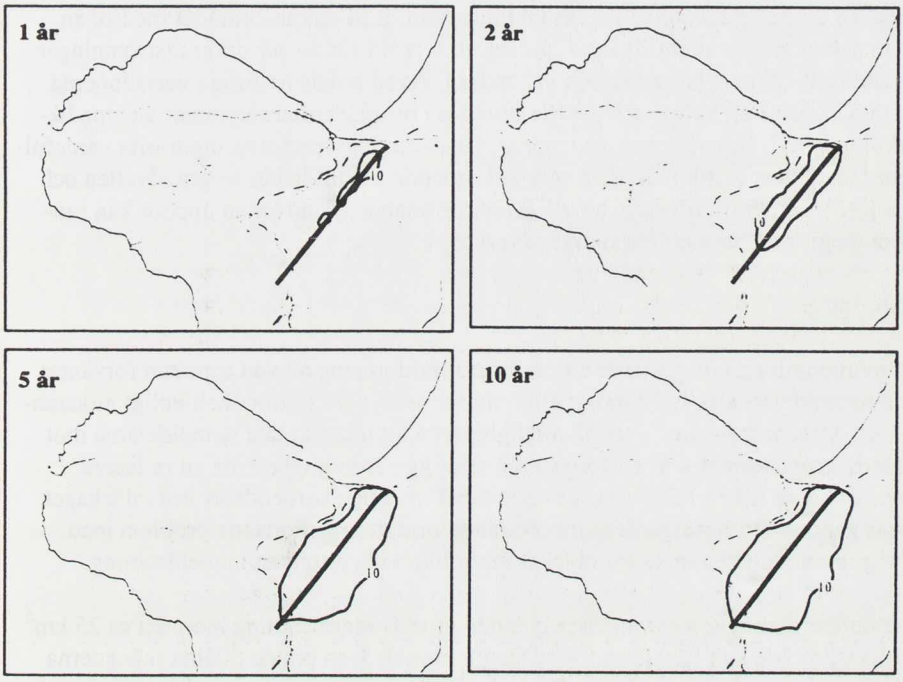
4.4.3 Grundvattennivåer och grundvattenströmning

Tätning av nuvarande inläckage
Vid en fullständig tätning av nuvarande inläckage återställs grundvattnets tryknivåer, med en viss fördröjning, till de ursprungliga. Återhämtningstiden bedöms enligt modellberäkningarna uppgå till mindre än två år för södra tunnelpåslaget och mellanpåslaget samt något längre för norra påslaget, ca 2 - 3 år. Återhämtningen illustreras i *figur 4.9* som differensen mellan opåverkad och påverkad grundvattennivå.



Figur 4.9 Simulerad återhämtning av grundvattennivåer efter fullständig tätning av utförda tunneldelar

Inläckage enligt nuvarande vattendom
Om tunneln utförs enligt vattendom d.v.s. med ett maximalt inläckage av 3,5 l/s och km (totalt 33 l/s) erhålls en minskad avsänkning vid norra påslaget. För övriga tunnelsträckningen bibehålls alternativt ökar avsänkningen. Modellberäkningarna visar att det kan dröja upp till 10 år innan avsänkningstratten kring tunneln fullt utvecklats, se *figur 4.10*.



Figur 4.10 Påverkan vid inläckage enligt vattendom, 33 l/s, för en färdigbyggd tunnel

Simuleringen av grundvattnets sänkning i *figur 4.10* tar inte hänsyn till påverkan under byggskedet vilket ger en viss osäkerhet i utfallet efter 1 och 2 år. Däremot har det ingen nämnvärd betydelse för situationen efter 5 respektive 10 år. Som framgår av modellberäkningarna kan den stationära grundvattensänkningen förväntas överstiga 10 m inom ett ca 25 km^2 stort område runt tunnelbygget. I direkt anslutning till tunneln kan grundvattensänkningen lokalt överstiga 20 m, se även *bilaga 9*.

4.4.4 Omgivningspåverkan

Tätning av nuvarande inläckage
Återfyllnaden av grundvattenmagasinet till de ursprungliga nivåerna kan medföra vissa förändringar i berggrundvattnets kvalitet jämfört med före grundvattensänkningen. Grundvattnets naturliga innehåll av järn och mangan kan, åtminstone i ett inledningsskede, öka utöver de redan höga halterna, vilket kan påverka vattenkvaliteten i enskilda borrade brunnar i omgivningen.

Vid bedömningen av eventuell långsiktig påverkan på det ekologiska systemet måste hänsyn tas till att effekterna av de kraftigt avsänkta grundvattennivåerna under 1996 till 1998

säkerligen kan jämställas med en serie av torrår som naturligt kan inträffa och påverka grundvattentillgången i jordlagren och berggrunden.

Inläckage enligt nuvarande vattendom
För en färdig tunnel med ett inläckage av grundvatten som motsvarar nuvarande tillåtna mängder erhålls en grundvattensänkning i berggrunden med mer än 10 m inom ett avstånd av som mest ca 2 km, se *bilaga 9*. Trycksänkningen inom påverkansområdet medför en fortvarigt minskad grundvattentillgång i jordlagren vilket i sin tur påverkar utströmningen av grundvatten till källor, våtmarker och vattendrag. Även om de naturliga variationerna kan vara stora bedöms att källor och grävda brunnar i området oftare kommer att sina liksom uttorkningen av våtmarker och vattendrag. Utströmningsområdena utgör ofta värdefulla naturtyper med en specifik mångfald som är beroende av tillförseln av grundvatten och av mättade jordlager. Om tillförseln av ytligt utströmmande grundvatten upphör kan sannolikt det ekologiska systemet långsiktigt påverkas.

4.4.5 Slutsatser

Resultatet av modellberäkningarna är en preliminär bedömning av vad som kan förväntas om utförda tunneldelar tätas fullständigt eller om tunnelbygget slutförs helt enligt nuvarande vattendom. Däremot ges inte svar på möjligheterna att tekniskt täta tunneldelarna mot det inläckande grundvattnet. För ett fortsatt tunnelbygge är möjligheterna att reducera grundvattenpåverkan till en miljömässigt acceptabel nivå helt beroende av om inläckaget kan minskas genom tätningsåtgärder i motsvarande omfattning. Fortsatta problem med inläckande grundvatten bedöms som mycket sannolika vid en fortsatt tunneldrivning.

Utförda modellberäkningar visar att en betydande grundvattensänkning inom ett ca 25 km^2 stort påverkansområde kan förväntas för en färdig tunnel, även om de tillåtna mängderna inläckande grundvatten inte överskrids. Den minskade utströmningen av ytligt grundvatten till källor, våtmarksområden och vattendrag på Hallandsås bedöms kunna medföra en långsiktig påverkan på det ekologiska systemet i vissa utströmningsområden. Ett bättre beslutsunderlag behövs dock med avseende på ekologiskt känsliga miljöer och naturvärden på Hallandsås och hur dessa långsiktigt kan påverkas av grundvattensänkningen.

Framtida påverkan av grävda och borrade brunnar bedöms vara ett mindre problem då dessa kan ersättas, och i stor omfattning redan har ersatts, med djupare bergborrade brunnar alternativt kommunalt vatten. Det är dock viktigt att beakta att brunnar som idag inte är påverkade, med tiden kan komma att påverkas av grundvattensänkningen.

Inför diskussionerna avseende ett fortsatt tunnelbygge genom Hallandsås kan det vara viktigt att skilja på effekterna av inläckande grundvatten under byggskedet och för en färdig tunnel. Stora inläckage och grundvattensänkningar i byggskedet behöver inte medföra en stor omgivningspåverkan om dessa är lokala och begränsade i tiden. Det viktiga är att den långsiktiga grundvattensänkningen i anslutning till en färdig tunnel inte medför en, ur miljösynpunkt, oacceptabel omgivningspåverkan. Inför ett eventuellt fortsatt tunnelbygge bör dessa frågeställningar utredas närmare, t.ex. i en fördjupad miljökonsekvensbeskrivning av byggprojektet.

5 Geologins betydelse

Hallandsås, liksom övriga skånska urbergshorstar, är resultatet av omfattande tektoniska rörelser i berggrunden. Dessa störningar går i VNV–OSO-lig riktning och en tunnel genom Hallandsås korsar zonerna ungefär vinkelrätt. De mest markanta deformationerna i berggrunden kan förväntas vid den norra förkastningsbranten, eventuellt också i söder. Störningarna har resulterat i en spröd uppsprickning av berget efter branta sprickor. I spricksystemet har diabaser trängt in, vilka nu står som branta skivor i berggrunden. Vid diabaskontakterna har ofta förnyade rörelser ägt rum. Uppsprickningen av berggrunden har också medfört att vittringen lokalt kunnat gå på djupet och leromvandla berget. Spröda zoner omväxlande med leromvandlade kan därför förväntas.

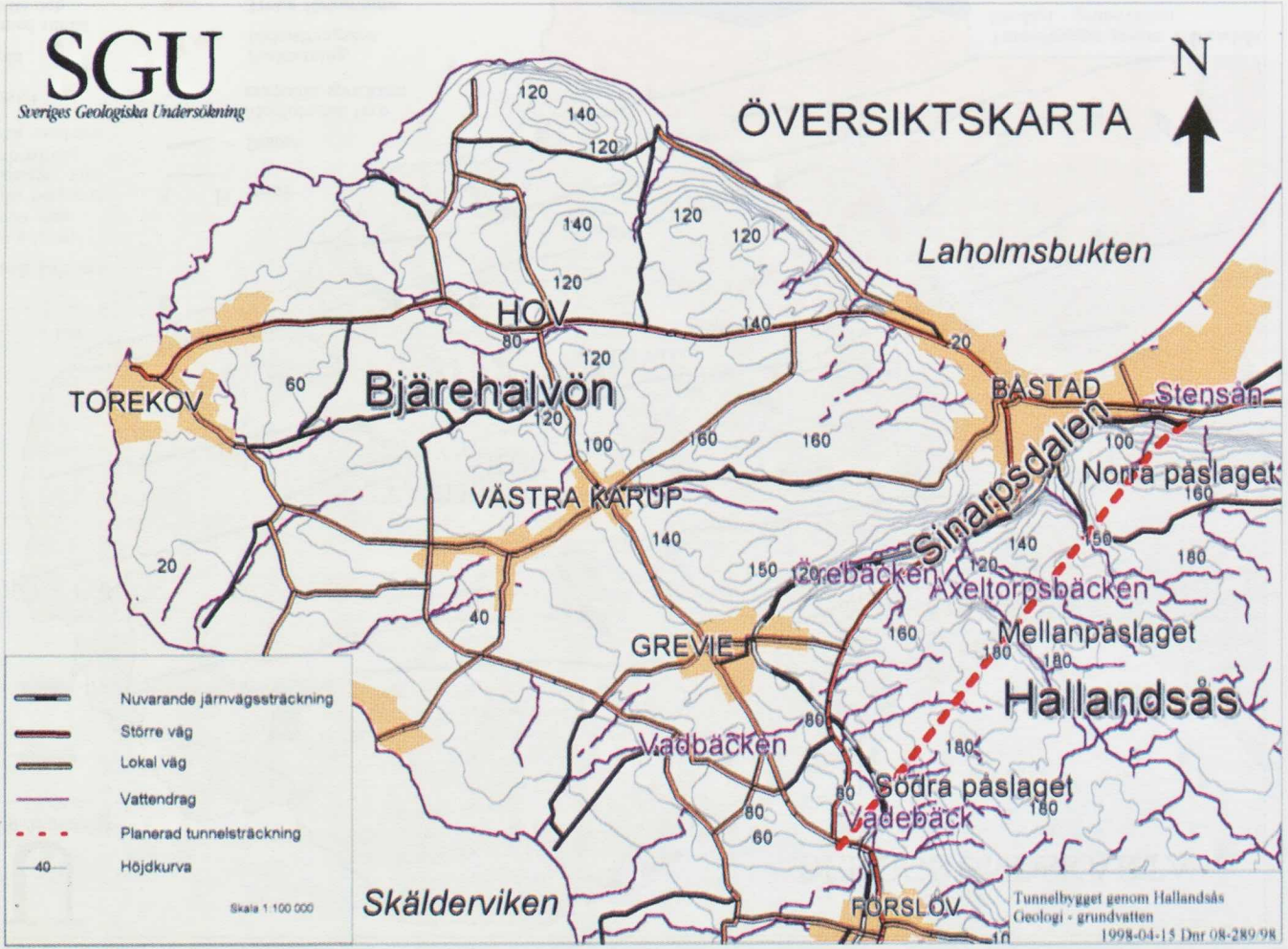
Förutom störningszoner längs med åsen förekommer sprickor och amfibolitgångar som skär över åsen i tunnelns riktning. Även dessa zoner påverkar förutsättningarna för ett tunnelbygge högst väsentligt. Andra faktorer som är av stor betydelse är gnejsernas i allmänhet flacka strukturer. Konformt med gnejserna ligger också en stor del av de äldre amfiboliterna. Frekvensen av dessa är svårbedömd, men av stor vikt eftersom deformation och vittring ofta förekommer vid kontakterna. Undantagsvis kan också flacka, mindre diabasgångar förekomma.

Den tektoniska påverkan medför att berggrunden, förutom en mycket dålig bergkvalitet i vissa delar, är betydligt mer vattenförande än vad som är normalt för svensk urberggrund. Brantstående sprickzoner med en betydligt större genomsläpplighet än omgivande bergmassa utgör de huvudsakliga transportvägarna för grundvattnet. Vattenföringen i dessa sprickor bestäms, förutom av berggrundens egenskaper, bl.a. av topografin, den effektiva nederbörden och av den hydrauliska kontakten mellan berggrunden och täckande jordlager.

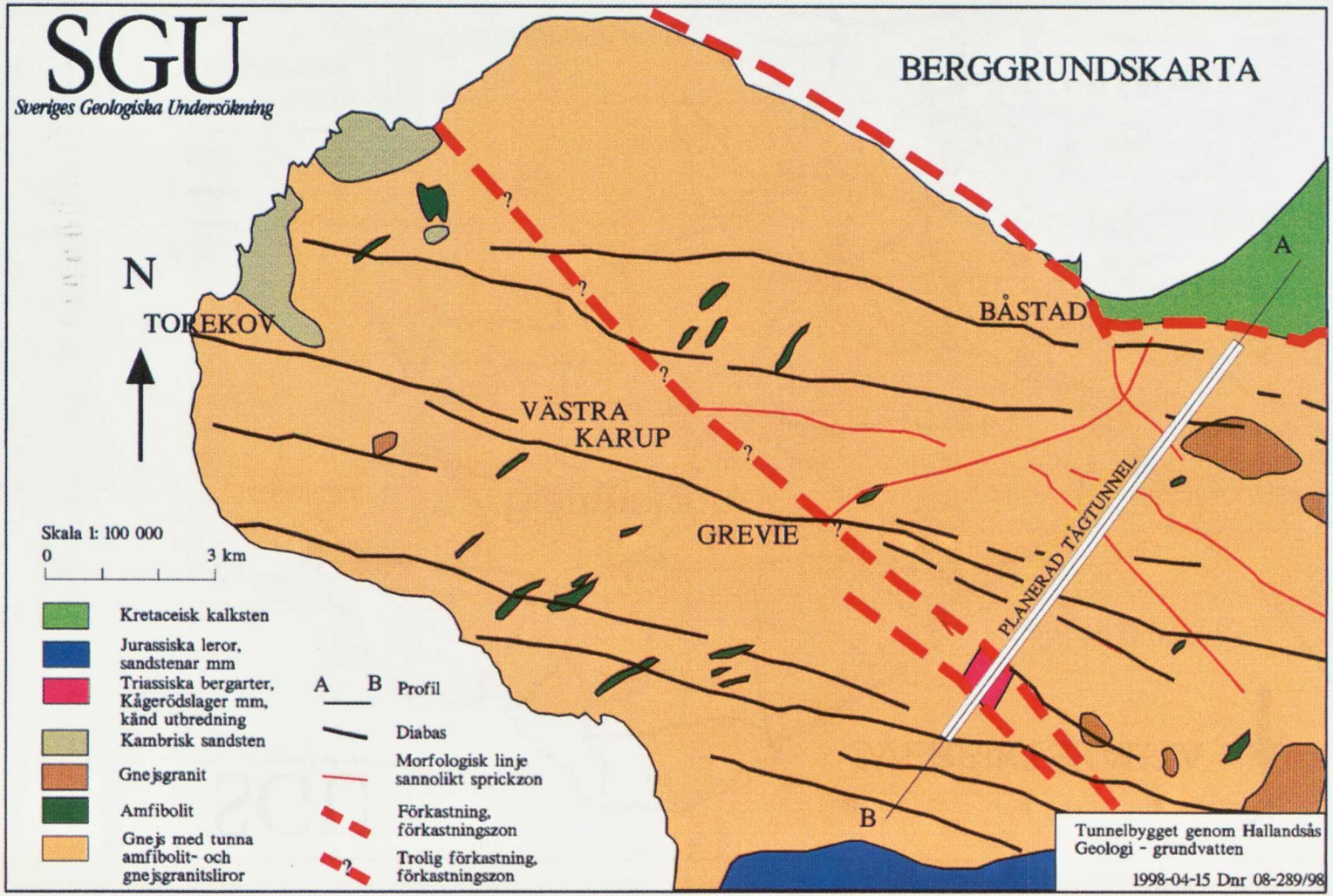
Sammanfattningsvis kan konstateras att geologin på Hallandsås är komplicerad och att det finns en rad geologiska faktorer som är av mycket stor betydelse och som påverkar förutsättningarna att bygga en tunnel genom Hallandsås. Förhållandena är mer besvärliga än vad som normalt kan förväntas i svensk kristallin berggrund, men inte på något sätt unika för Hallandsås. Det kan bara understrykas att kvalificerad geologisk information är en grundläggande förutsättning för genomförandet av mark- och underjordsarbeten, med rätt teknik och på ett miljömässigt sätt.

6 Litteratur

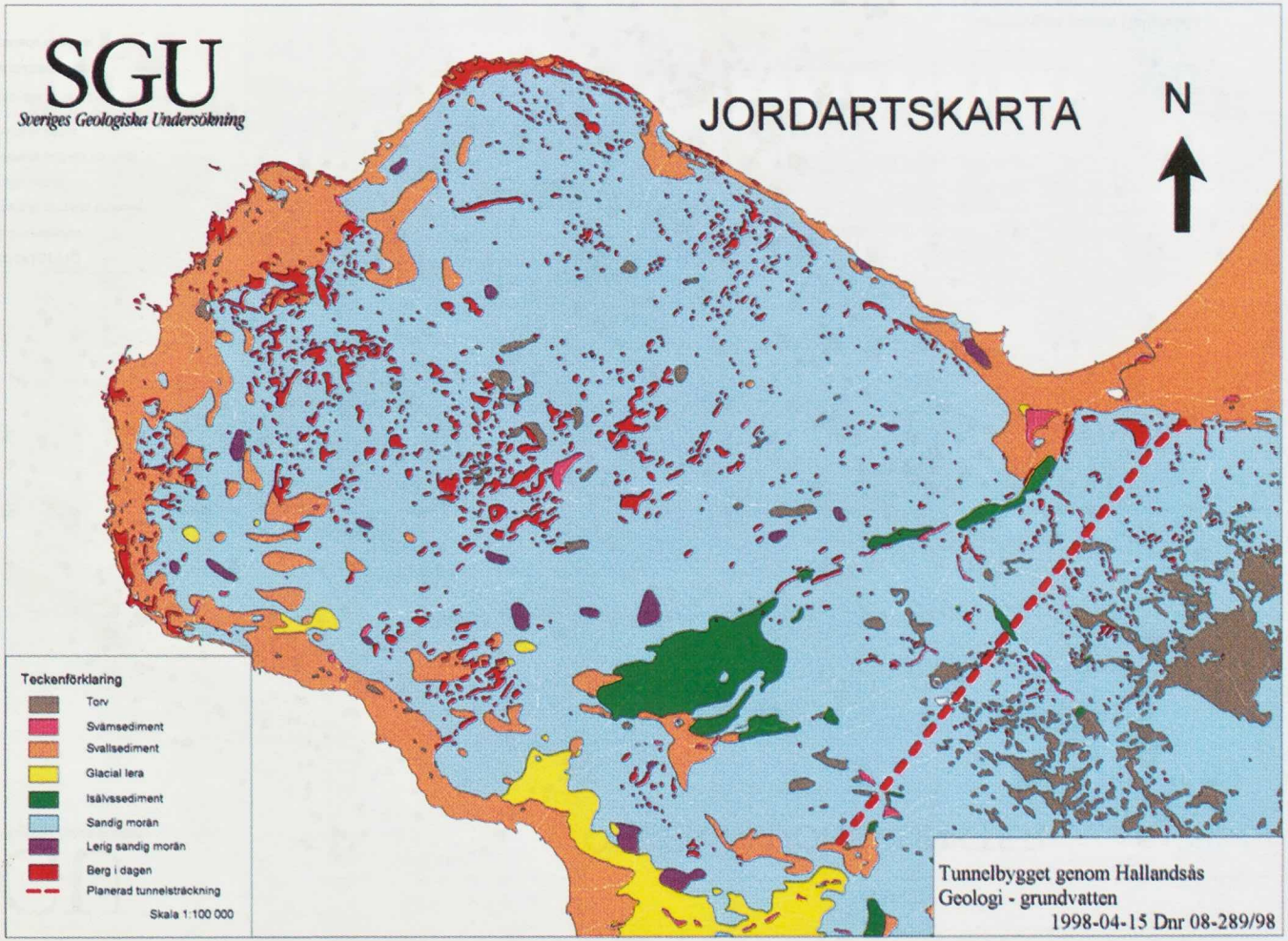
1. SGU: Manus till jordartskartan Halmstad SV (opubl Ae 121).
2. SGU: Underlagsmaterial från pågående arbeten med grundvattenkartan Halmstad SV.
3. SGU: Brunnsarkivsdata.
4. Miljögranskningsgruppen: Geodatabas. In prep.
5. Miljögranskningsgruppen: Miljögranskning Hallandsås. Nulägesbeskrivning. 1998.
6. Bjärebanan: Höghastighetsbana över Hallandsåsen. 1998.
7. Lunds universitet: Tunnelbygget genom Hallandsåsen. Vegetationsinventering och förslag till uppföljningsprogram av ekologiska effekter. Ekologiska institutionen, Växtekologiska avdelningen 1998.
8. Livsmedelsverket: PM 1-3. Akrylamid i dricksvatten och andra livsmedel. 1997-1998.
9. Miljögranskningsgruppen: Geohydrologigruppen. PM 1-4, PM 11-15. 1997-1998.
10. Miljögranskningsgruppen: Geo- och bergteknik. PM 2, PM 5-6, PM 8, PM 11-15. 1997-1998.
11. Tre Byar: Angående tunnelbygget genom Hallandsås - grundvattensänkning. Brev 1998.
12. SGU: Yttrande från Vattendomstolen i Växjö över en ansökan av Staten genom Banverket om tillstånd att utföra ett antal borrade brunnar och temporärt sänka grundvattennivån i anslutning till järnvägstunnel genom Hallandsåsen inom Båstad kommun. Remissvar 1997.
13. SGU: Hydrogeologisk undersökning av området kring mellanpåslaget och Vadbäckens avrinningsområde. Bedömning av påverkansområde och riskklassificering av grundvatten i jordlager och i berg. 1997.
14. SGU: Hydrogeologisk undersökning av norra påslaget. Bedömning av riskområden för grundvattenpåverkan i berg 1997.
15. SGU: Hallandsåstunneln. Hydrogeologisk undersökning av mellanpåslaget och södra påslaget. 1997.
16. Naturvårdsverket: Tunnelbygget genom Hallandsåsen. Översiktlig bedömning av miljöeffekterna. Rapport 4837. 1997.
17. SGU: Beskrivning till jordartskartan Halmstad SV. Serie Ae 121. 1995.
18. Växjö tingsrätt, Vattendomstolen: Deldom. Tillstånd att bortleda grundvatten från en planerad arbetstunnel i Hallandsåsen m m. Vattendomstolen 1995.
19. Sveriges Nationalatlas: Klimat, sjöar och vattendrag. Temavärd SMHI. 1995.
20. Sveriges Nationalatlas: Berg och jord. Temavärd SGU. 1994.
21. Växjö tingsrätt, Vattendomstolen: Deldom. Tillstånd att bortleda vatten från järnvägstunnel genom Hallandsåsen och att utsläppa det bortledda vattnet i Stensån och Vadebäcken. Vattendomstolen 1992.
22. VBB VIAK: Skottorp-Förslöv. Ny järnväg. Förfrågningsunderlag. Primärdata -berg. Banverket 1991.
23. VBB VIAK: Skottorp-Förslöv. Ny järnväg. Förfrågningsunderlag. Geoteknisk undersökning. Banverket 1991.
24. SGU: Beskrivning till berggrundskartan Halmstad SV. Serie Af 133. 1987.
25. SGU: Beskrivning till provisoriska översiktliga berggrundskartan Malmö. Serie Ba 40. 1987.
26. SGU: Geologiska kartan över Båstad. Serie Aa 60. 1877.


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
ÖVERSIKTSKARTA
N
Laholmsbukten
HOV
Bjärehalvön
TOREKOV
BÅSTAD
Stensån
Sinarpsdalen
Norra påslaget
VÄSTRA KARUP
Axeltorpsbäcken
Mellanpåslaget
GREVIE
Hallandsås
Vadbäcken
Södra påslaget
Vadebäck
Skälderviken
FÖRSLÖV
Nuvarande järnvägssträckning
Större väg
Lokal väg
Vattendrag
Planerad tunnelsträckning
Höjdkurva
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

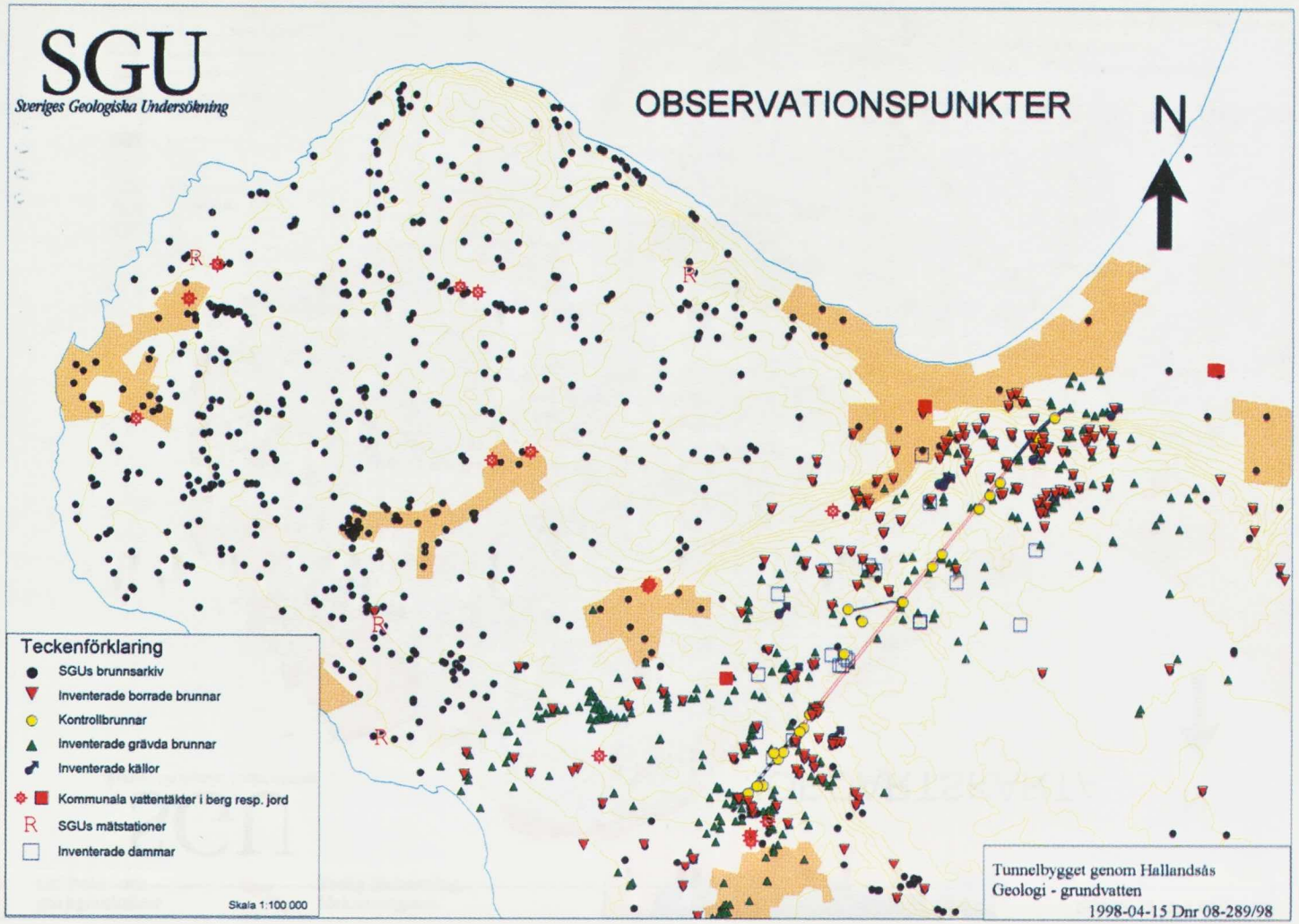
Bilaga 1


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
BERGGRUNDSKARTA
N
TOREKOV
BÅSTAD
VÄSTRA KARUP
GREVIE
A
B
PLANERAD TÅGTUNNEL
Skala 1: 100 000
0
3 km
Kretaceisk kalksten
Jurassiska leror, sandstenar mm
Triassiska bergarter, Kågerödslager mm, känd utbredning
Kambrisk sandsten
Gnejsgranit
Amfibolit
Gnejs med tunna amfibolit- och gnejsgranitsliror
A B Profil
Diabas
Morfologisk linje sannolikt sprickzon
Förkastning, förkastningszon
Trolig förkastning, förkastningszon
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

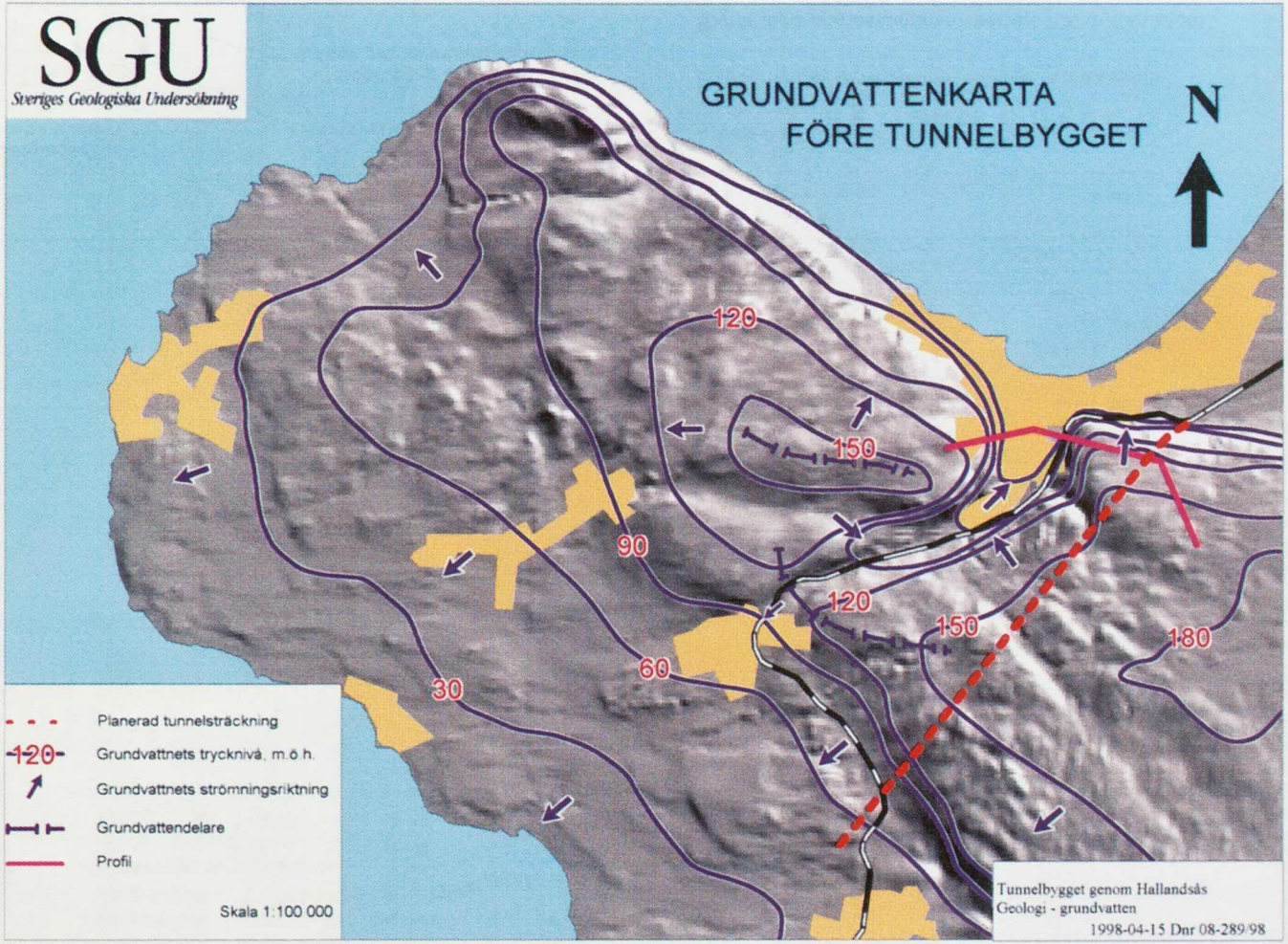
Bilaga 2


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
JORDARTSKARTA
N
Teckenförklaring
Torv
Svämsediment
Svallsediment
Glacial lera
Isälvssediment
Sandig morän
Lerig sandig morän
Berg i dagen
Planerad tunnelsträckning
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

Bilaga 3


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
OBSERVATIONSPUNKTER
N
Teckenförklaring
SGUs brunnsarkiv
Inventerade borrade brunnar
Kontrollbrunnar
Inventerade grävda brunnar
Inventerade källor
Kommunala vattentäkter i berg resp. jord
SGUs mätstationer
Inventerade dammar
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

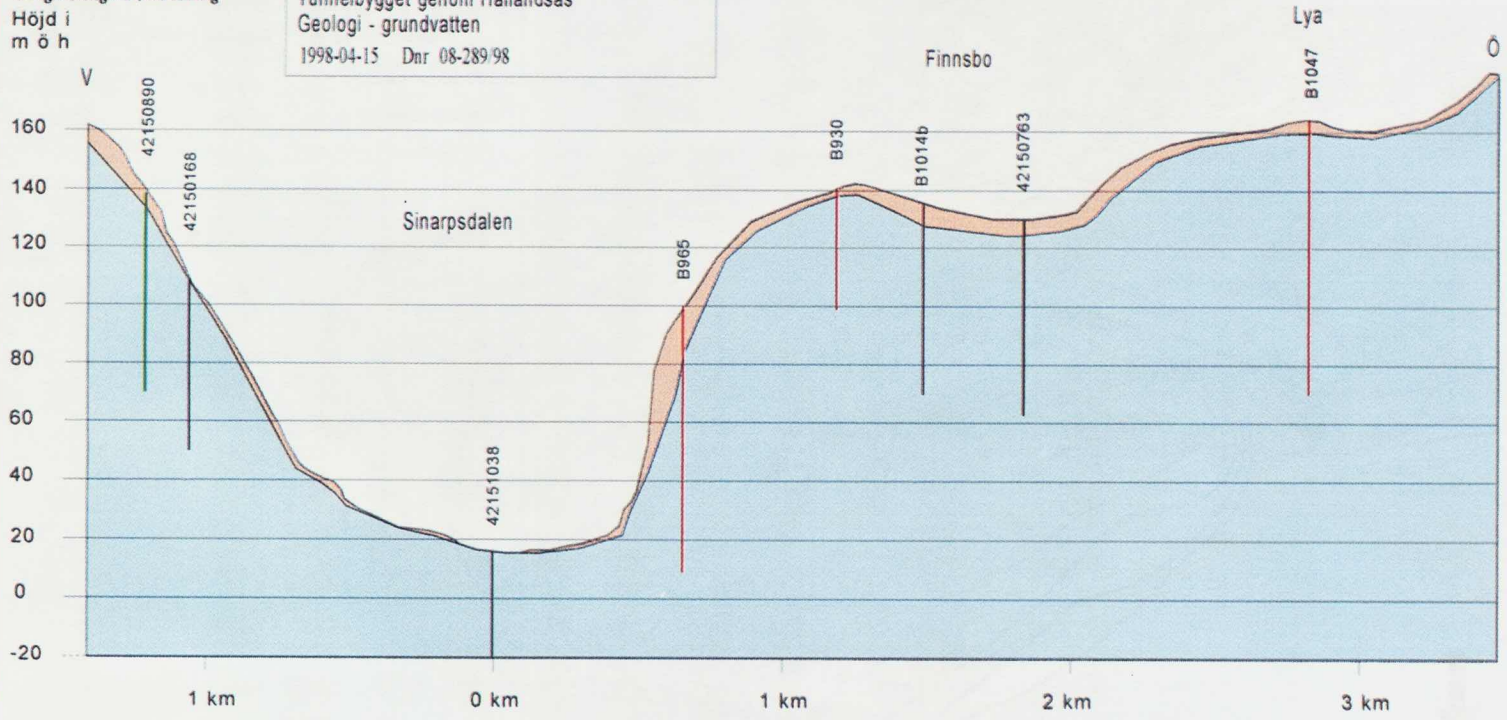
Bilaga 4

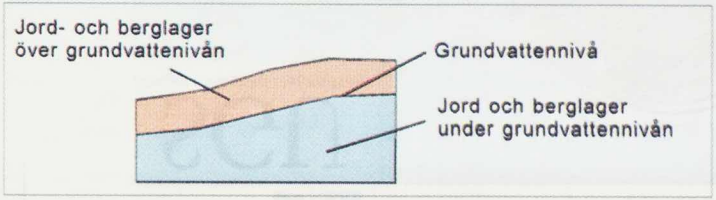

SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
GRUNDVATTENKARTA
FÖRE TUNNELBYGGET
N
120
150
90
120
150
180
60
30
Planerad tunnelsträckning
Grundvattnets trycknivå, m.ö.h.
Grundvattnets strömningsriktning
Grundvattendelare
Profil
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

Bilaga 5

SGU
Sveriges Geologiska Undersökning

Norra påslaget. Tvärsektion med brunnar
och grundvattennivå i urberg före tunnelbygget
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98



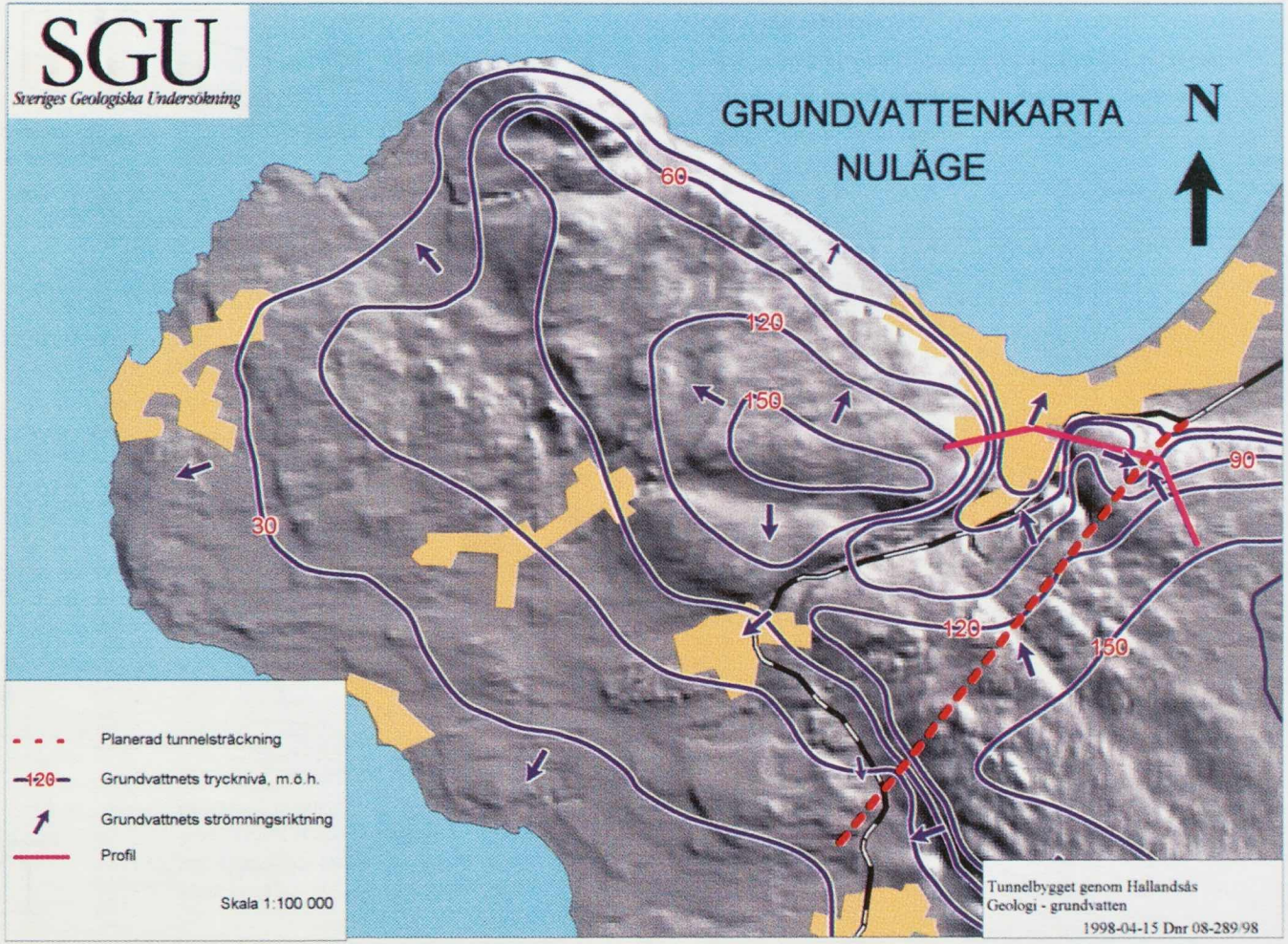


Brunn med brunnsnummer, 0-50 m från profil

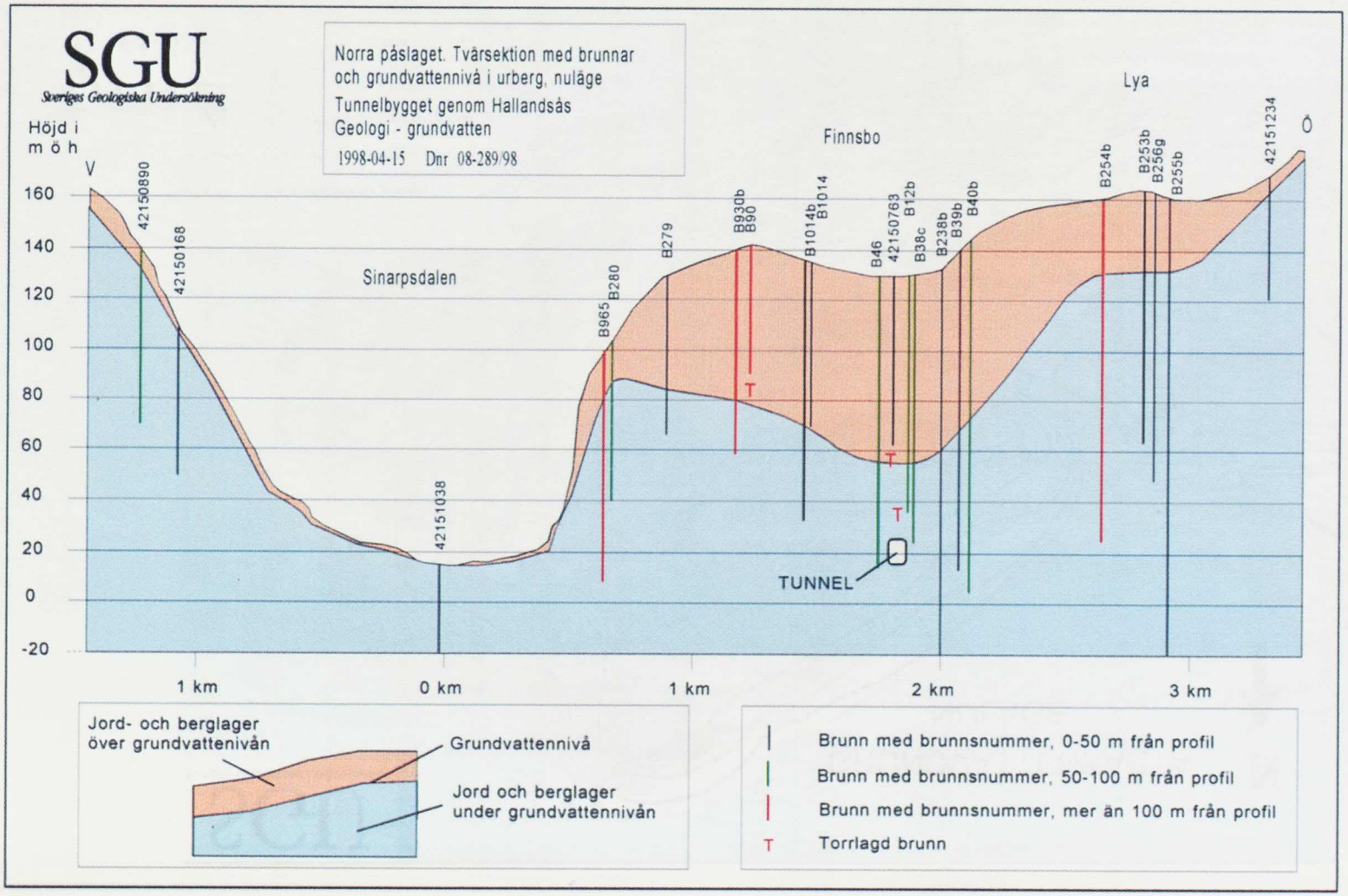
Brunn med brunnsnummer, 50-100 m från profil

Brunn med brunnsnummer, mer än 100 m från profil

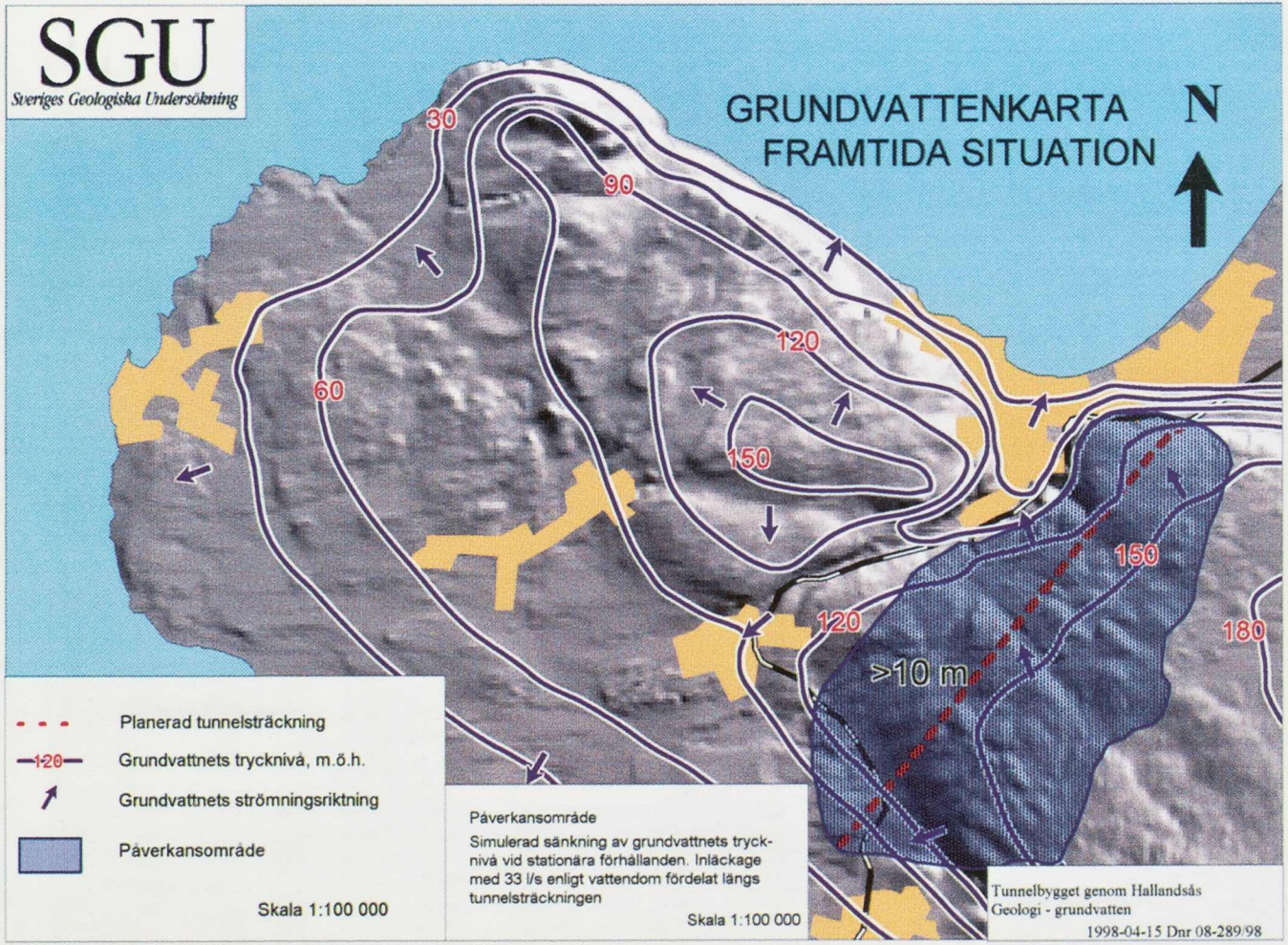
Bilaga 6


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
GRUNDVATTENKARTA
NULÄGE
N
60
120
150
30
90
120
150
Planerad tunnelsträckning
120 Grundvattnets trycknivå, m.ö.h.
Grundvattnets strömningsriktning
Profil
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

Bilaga 7


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
Norra påslaget. Tvärsektion med brunnar och grundvattennivå i urberg, nuläge
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98
Höjd i m ö h
V
Ö
Lya
Finnsbo
Sinarpsdalen
TUNNEL
42150890
42150168
42151038
B965
B280
B279
B930b
B90
B1014b
B1014
B46
42150763
B38c
B12b
B238b
B39b
B40b
B254b
B253b
B256g
B255b
42151234
160
140
120
100
80
60
40
20
0
-20
1 km
0 km
1 km
2 km
3 km
T
Jord- och berglager över grundvattenivån
Grundvattennivå
Jord och berglager under grundvattennivån
Brunn med brunnsnummer, 0-50 m från profil
Brunn med brunnsnummer, 50-100 m från profil
Brunn med brunnsnummer, mer än 100 m från profil
Torrlagd brunn

Bilaga 8


SGU
Sveriges Geologiska Undersökning
GRUNDVATTENKARTA
FRAMTIDA SITUATION
N
30
90
120
60
150
150
120
180
>10 m
Planerad tunnelsträckning
120
Grundvattnets trycknivå, m.ö.h.
Grundvattnets strömningsriktning
Påverkansområde
Skala 1:100 000
Påverkansområde
Simulerad sänkning av grundvattnets tryck-nivå vid stationära förhållanden. Inläckage med 33 l/s enligt vattendom fördelat längs tunnelsträckningen
Skala 1:100 000
Tunnelbygget genom Hallandsås
Geologi - grundvatten
1998-04-15 Dnr 08-289/98

Bilaga 9

Tunnelkommissionen

ATT BYGGA I BERG
VILLKOR OCH ANGREPPSSÄTT

Civ ing Ann Emmelin, SveBeFo

INNEHÅLL

Att avgöra vilket byggnadsmaterial man har
Bergbyggnadsteknik
Parter och entreprenadformer
Projektering och geologisk förundersökning
Förfrågningsunderlaget och val av entreprenadform
Entreprenadskedet
Slutkommentar

/1998-04-15

ATT BYGGA I BERG
VILLKOR OCH ANGREPSSÄTT

Civ ing Ann Emmelin, SveBeFo

I Sverige finns en stor mängd anläggningar under mark. Utbyggnad av vattenkraft, försvarsanläggningar, tunnelbana, oljebergrum mm har inneburit en pågående utveckling av teknik och utrustning. Det ligger i sakens natur att många av dessa anläggningar inte är så väl kända bland allmänheten trots att de flesta tjänar allmänna syften. Stockholms bergrund genomkorsas till exempel av ett nätverk av tunnlar för olika ändamål som vatten- och avloppsförsörjning, el och tele, fjärrvärme mm. Hur man bygger i berg är dock inte allmänt känt och uppenbart för gemene man.

I det följande beskrivs översiktligt villkor och angreppssätt för undermarksprojekt så som de vanligen genomförs idag. Beskrivningen gör inte anspråk på att vara heltäckande, bland annat därför att varje projekt är unikt och kräver sina särskilda ställningstaganden med hänsyn till aktuella bergförhållanden och anläggningens funktion. Avsikten är dock att ge en allmän bild och förståelse för byggande i berg.

Att avgöra vilket byggnadsmaterial man har

Att bygga i berg skiljer sig från att uppföra hus. När man bygger hus väljer man ut lämpliga byggmaterial och komponenter. Produktblad finns som specificerar tekniska egenskaper och redovisar avsedda användningsområden. Krav på hållfasthet och andra prestanda finns i standarder och föreskrifter. Alternativt tillverkar man sitt byggnadsmaterial så att det uppfyller vissa krav. Till exempel tillverkar man en vattentät betong med en viss hållfasthet efter ett visst, fastställt recept. Material som är skadat eller ej uppfyller kraven kasseras. Uppförandet av huset kan detaljplaneras i förväg, man vet att den valda tekniska lösningen går att genomföra och har relativt god säkerhet vad gäller såväl ekonomi som tid. Avvikelser kan huvudsakligen hänföras till planerings- eller projekteringsmissar.

När man bygger i berg är förhållandena annorlunda. Man använder ett byggnadsmaterial - berg - vars egenskaper i förhand bara delvis är kända. Att samla information om berget är kostsamt och för varje ytterligare undersökningspunkt eller -metod måste därför kostnaden vägas mot nyttan av den information man förväntar sig att erhålla. Detta medför ett interaktivt förfarande där man utifrån den första bilden av de byggnadsgeologiska förhållandena gör en ansats till lösning, varefter man utifrån föreslagen lösning genom undersökning i fält försöker bedöma de viktigaste förutsättningarna, varefter detta tas till grund för ytterligare undersökningar etc. Omfattning, inriktning och antalet undersökningsomgångar styrs av geologins komplexitet men kan också bero på tänkt entreprenadform, tidplan och ibland även projektets finansiering.

Den information man får vid sin undersökning är ofta indirekt, d v s man mäter inte direkt den egenskap man vill fastställa, t ex förekomst av en krosszon, utan istället en indikator på egenskapen; i detta fall exempelvis att borrens hastighet i krossat berg är högre än i det okrossade berget. Mellan undersökningen och egenskapen ligger således ett moment av tolkning, som kan vara mer eller mindre komplicerat. Dessutom utgör undersökningarna stickprov, mellan vilka förhållandena varierar.

När entreprenaden handlas upp är det vanligen projektören, som planlagt och tolkat undersökningarna, som har den bästa uppfattningen om berget. När väl själva bygget påbörjas och tunneln penetrerar berget får man ytterligare kunskap och manskapet på plats inne i tunneln lär känna berget mycket väl. Även under drivningen finns dock moment av tolkning eftersom vissa fenomen ej är uppenbara. Den på så vis successivt framväxande bilden av berget skall genom hela projektet formuleras och kommuniceras på olika nivåer och ligger till grund för val av entreprenadform, drivningsteknik, tätnings- och förstärkningsinsatser. Den slutliga kännedomen om de byggnadsgeologiska förutsättningarna finns därmed först sedan tunneln är färdigbyggd. Man kan säga att ingen tunnel är färdigprojekterad förrän den är byggd.

Bergbyggnadsteknik

Sveriges berggrund är till stor del uppbyggd av hårda, kristallina bergarter. Under den sista stora nedisningen hyvlade isen av vittrat berg och förde bort lösa jordar. Detta har inneburit att vi i Sverige oftast har en distinkt gräns mellan jord och berg och att det hårda berget ligger relativt ytligt och lättåtkomligt. Vi har gynnsamma förhållanden för att bygga i berg. På många ställen i världen är förhållandena betydligt mindre gynnsamma med andra typer av mjukare bergartsbildningar samt spänningsförändringar, uppkrossning och omvandling av berget till följd av bl a kontinentalplattornas drift och hårt belastande klimat. Gränsen mellan jord och berg kan snarare vara en övergångszon med stor mäktighet än en gräns, och avgörandet vad som är jord och vad som är berg är ej självklart.

Sverige har genom sin gruvtradition erhållit mycket goda kunskaper om berg och bergbrytningsteknik, ett kunnande som sedan gått i arv till bergbyggarna. Gruvindustrin bildade också basen för utveckling av sprängämnen, maskiner och borrstål.

Geologiska förutsättningar, vår gamla gruvtradition och teknisk utveckling i samverkan har således gjort Sverige till en stark bergbyggarnation. Med denna bas har svensk teknik och kunnande blivit attraktivt även internationellt och vi har fått tillfälle att vidareutveckla teknik och verktyg för att klara även andra och radikalt sämre bergförhållanden.

Berget som byggnadsmaterial låter sig inte enkelt beskrivas genom ett antal tydliga parametrar och tekniken att bygga i berg är därför fortfarande i hög grad empiriskt grundad, d v s man har som byggare att lita till erfarenheter från tidigare arbeten. Mycken erfarenhet finns samlad i så kallade bergklassificeringssystem. Generellt kan sägas att ett klassificeringssystem bygger på studier av redan byggda berganläggningar. Den som sammanställt systemet har listat de olika bergparametrar (t ex förekomst av sprickor) som han bedömt som avgörande för t ex förstärkningsbehovet. För varje studie har sedan parametrarna poängsatts och summan av poängen listats mot den förstärkningsinsats man gjort. Genom att bedöma motsvarande parametrar får man underlag för att bestämma förstärkningen i det aktuella projektet.

De senare tidernas utveckling av datortekniken har möjliggjort beräkningar av en art och omfattning, som tidigare ej var möjliga. Detta, tillsammans med en parallell och ömsesidigt pådrivande utveckling av instrument för att mäta de mycket små rörelser som uppkommer i det

kvarstående berget vid berguttag, har inneburit att man nu kan modellera bergets beteende. Modellering innebär att man med ett passningsförfarande gör en matematisk beskrivning av berget. I datormodellen kan man pröva vad som händer i det kvarvarande berget när man tar ut och förstärker ett bergrum. Vid den första modelleringen använder man indata från förundersökningen. Vid byggandet av tunneln får man möta bergmassan i verkligheten och kan förbättra indata. Man karterar berget, mäter dess rörelser och jämför med vad modellen förutsagt. På så vis förbättrar man successivt modellen och förutsägelserna och får underlag för att anpassa drivning och förstärkning.

Oavsett vilken metod eller kombination av metoder man använder när man driver och förstärker sin tunnel ligger i botten filosofin att man utnyttjar bergets självbärande förmåga. Förenklat uttryckt kan man säga att berget huvudsakligen bär sig självt medan de förstärkningsinsatser man gör bidrar genom att säkra lösa bergpartier närmast tunneln.

Resonemangen ovan har främst berört bergrummets stabilitet. Väl så avgörande för insatserna och kostnaderna vid bergbygge är kraven på tunnelns vattentäthet. Kraven utgår från miljön i själva tunneln, men fokus har alltmer kommit att flyttas till den omgivande marken och de skador, t ex sättningsskador, som kan uppkomma p g a ett alltför stort inläckage till tunneln med åtföljande grundvattensänkning. För bedömning av vad som är en godtagbar vatteninläckning krävs att man skaffar sig kännedom om berört områdes utsträckning och dess vattenbalans, markförutsättningar och bebyggelse. När den godtagbara inläckningen fastställts, gäller det att bygga tunneln så att denna inte överskrids.

Såväl klassificeringssystemen som datormodellerna har sina begränsningar. Varje enskild metod eller modell ger goda bedömningar bara för förhållanden likartade dem de utvecklats för. De faktorer vars betydelse är särskilt svår att bedöma och som kan orsaka extra kostnader är ofta vatten eller udda, projektspecifika företeelser som ej enkelt låter sig kvantifieras för att hanteras i något system eller modell. Hanteringen av dessa kommer därför att vara mycket beroende av den organisation och beredskap man byggt upp, med de engagerade personernas kunnande, egna erfarenheter, befogenheter och kontaktnät.

Parter och entreprenadformer

Beställaren är den som beställer en anläggning och är, när det gäller berganläggningar, ofta ett statligt verk, en kommun eller en större industri.

Projektörerna är de som utformar och konstruerar anläggningen. De representerar olika discipliner och är arkitekter, bergtekniker, geohydrologer, betongkonstruktörer och installatörer. Projekteringen, d v s produktbestämningen, görs i allt byggande etappvis. Först kommer programskedet där man går från idé till beskrivning och angivande av funktionella krav på anläggningen. Sist kommer detaljprojektering som redovisas i s k bygghandlingar, som är de handlingar man har att rätta sig efter på byggplatsen. När det gäller bergbyggande slutförs i regel detaljprojekteringen och anpassas till de påträffade förhållandena under pågående bygge.

Entreprenören är den som faktiskt utför själva byggandet.

De åtaganden som krävs för att genomföra projektet kan fördelas olika mellan de nämnda parterna. Fördelningen av ansvar och befogenheter uttrycks med hjälp av entreprenadformen, men även inom samma entreprenadform kan fördelningen variera. Föreliggande beskrivning är därför ej fullständig, men syftar till att visa viktiga grundprinciper.

I generalentreprenaden görs detaljprojekteringen av beställaren själv eller av denne anlitade konsulter. Entreprenören gör så som det står i de av beställaren tillhandahållna bygghandlingarna. Om de föreskrivna lösningarna ej går att utföra, t ex för att det i verkligheten påträffade berget är annorlunda än vad som förutsatts, vänder sig entreprenören till beställaren för att få direktiv, d v s reviderade bygghandlingar.

I totalentreprenaden sker detaljprojektering och framtagande av bygghandlingar av entreprenören. Detta innebär att projekteringen påbörjas av en projekteringsorganisation och därefter lämnas över till en ny organisation som utgörs av entreprenörens egna eller av denne anlitade konsulter. Dessa har således att göra den slutliga detaljprojekteringen så att de av beställaren angivna kravspecifikationerna uppfylls.

Även samhället är en part, eller egentligen flera parter, i byggandet. Med samhället avses bl a av samhället formulerade lagar och tillstånd samt tillsyn av dessa. Samhället har i många infrastrukturprojekt en roll som finansiär, även i projekt där det inte är beställare. Samhällets medborgare och organisationer är också parter enär de genom sitt agerande mycket konkret kan påverka en anläggnings planering och utförande. I vissa fall leder detta agerande till andra beslut och förändring av en anläggnings utformning, i vissa fall orsakar det tidsfördröjningar och kostnadsökningar.

Projektering och geologisk förundersökning

Projektering för att bygga i berg innebär ett nära växelspel mellan geologisk förundersökning, utvärdering av undersökningsresultat och design. Med design avses här bestämning av bergrummets läge och form, förstärkning och andra åtgärder.

I en första preliminär studie görs en genomgång av befintligt material som geologiska och topografiska kartor, inventering av befintliga berganläggningar och resultat av eventuella tidigare undersökningar. Syftet är att avgöra områdets lämplighet för en berganläggning och att få underlag för beslut om fortsättning.

I nästa steg görs undersökningar på plats där geologin karteras på ytan och olika geofysiska mätmetoder som t ex seismik kan användas. Vid en seismisk undersökning registrerar man vågutbredningen mellan två borrhål, när en mindre sprängladdning bringas att detonera i det ena borrhålet. Sprängvågens hastighet beror bl a av hur tätt berget är. Oavsett vilka undersökningsmetoder som används är syftet att uppskatta bergartsgränser samt att indikera större svaghetszoner, t ex krosszoner i berget. Resultatet utgör underlag för att bestämma anläggningens läge och form. Särskilt för anläggningar i tätt bebyggda områden är det dock som regel andra faktorer än geologin som bestämmer lokaliseringen.

Med översiktlig kännedom om berget och ett bestämt läge för den anläggning man vill bygga, är det dags för detaljerade undersökningar. Med borrningar gör man stickprov i berget. Antingen nöjer man sig att registrera hur fort borren sjunker och får därmed en indikation på bergytans nivå, bergets hårdhet och sprickighet, eller borrar man ut kärnor för bestämning av bergart, sprickytornas beskaffenhet och riktning etc. Man gör provpumpningar eller vattenförlustmätningar för att avgöra hur vattengenomsläppligt berget är.

Med geofysiska mätmetoder sker registreringen över ett plan eller en volym och man kan täcka ett större område. Metoderna är indirekta, d v s kräver tolkning eftersom man mäter t ex vågens gånghastighet i berget, när man egentligen vill avgöra om berget är osprucket. Borrning är en mer direkt metod och man får därför säkrare kunskap, men bara längs själva borrhålet.

Borrningar eller andra mer direkta metoder krävs därför för att kalibrera och verifiera tolkningen av den geofysiska undersökningen.

Under varje undersökningssteg görs utvärdering av resultaten och designen framskrider. Med hjälp av klassificeringssystemen utvärderas bergkvaliteten. Beräkning och modellering kan göras. Utvärderingen väcker nya frågor som kanske kräver ytterligare undersökningar av avgörande parametrar i känsliga partier.

Behovet av ytterligare förundersökningar för en tunnel med måttligt tvärsnitt och undersökningar som entydigt visar ett gott berg utan svaghetszoner och förväntade vattenproblem är givetvis mindre, än de är för ett bergrum i tätortsmiljö med stor spännvidd och med undersökningar som visar på sämre berg. Ekonomiskt sett kan det också i vissa fall vara riktigt och tekniskt fullt tillfredsställande att stora delar av den geologiska undersökningen utförs från tunnelfronten.

Förfrågningsunderlaget och val av entreprenadform

Resultaten från den geologiska undersökningen och projekteringsresultatet sammanställs av beställaren och dennes konsulter för att ingå i ett förfrågningsunderlag för entreprenadupphandling. Där ingår i regel också "Allmänna Bestämmelser" ("AB" för generalentreprenad, "ABT" för totalentreprenad) som är av branschens parter gemensamt fastställda grundläggande principer för reglering av förhållandet mellan entreprenör och beställare. Vidare ingår allmänna föreskrifter om t ex vilket markområde och vilka tider entreprenören disponerar för arbetets genomförande. Förfrågningsunderlaget utgör efter kontraktsskrivning del av kontraktet.

Förfrågningsunderlagets tekniska del utgörs av ritningar och beskrivningar. De geologiska förundersökningarna kan redovisas som rådata, d v s de otolkade resultaten såsom de erhållits vid undersökningen. Vanligt är dock att man gör en byggnadsgeologisk klassificering med ett eller flera system. Klassificeringen anges tillsammans med andra bedömningar i form av en bergprognos. Bergprognosen redovisas ofta på en ritning på vilken förväntade bergegenskaper angivits längs den planerade tunnelns sträckning. I beskrivningen redogör man i löpande text för grundförhållandena. Dels ges en generell beskrivning av de byggnadsgeologiska förutsättningarna, dels brukar anges speciella förhållanden som man bör vara vaksam på.

Beställarens och konsulternas uppgift är att formulera tolkningen av undersökningarna. Ju mer detaljerat man redovisar de byggnadsgeologiska förutsättningarna, desto större blir sannolikheten att det inte stämmer helt när man bygger. Därför förekommer det att beställaren väljer att göra försiktiga utsagor eller i vissa fall endast redovisar otolkade resultat. Vid anbudslämningen gör anbudslämnarna en egen tolkning. Enligt AB/ABT skall entreprenören vid mot varandra stridande uppgifter eller föreskrifter i förfrågningsunderlaget, i anbudet räkna med det förhållande som ger den lägsta kostnaden. På så vis erhåller man jämförbara anbud. I utförandeskedet däremot anpassar man sig till de verkliga förhållandena och reglerar ersättningen.

De i förfrågningsunderlaget ingående tekniska specifikationerna för den planerade anläggningen kan utformas på huvudsakligen två sätt. I det ena fallet lämnas en specificerad beskrivning i text och på ritningar av hur arbetet ska utföras och vilka material som ska användas. Denna utformning gäller för generalentreprenad. I det andra fallet specificeras funktionskrav för den planerade anläggningen, t ex att den ska vara vattentät, att anläggningen ska bestå en viss tid, att utrymningsvägar ska finnas etc. Denna typ av specifikation gäller för totalentreprenad.

Beställarens val av entreprenadform och form för ersättning till entreprenören styrs bl a av uppfattningen om den egna organisationens kompetens, projektets bedömda svårighetsgrad samt kontrollbehov och den egna riskbenägenheten. En viktig faktor kan vara hur väl man känner grundförhållandena samt hur man uppfattar dessa. Vissa byggherrar har en policy att välja endera av formerna.

Möjlig detaljeringsgrad i beskrivningen och hur långt man kan driva projekteringen fram till upphandlingen är givetvis avhängig av omfattningen av utförda undersökningar. Omfattningen styrs dels av vilken tid som står till förfogande fram till upphandlingen. Man kanske vill komma igång med entreprenaden före en viss tidpunkt och hinner ej genomföra de undersökningar man egentligen anser önskvärda. Dels kan finansieringen inverka. Projekteringen kanske betalas ur beställarens egen budget och entreprenaden ur en annan finansiärs. Omfattningen av de utförda undersökningarna kan i sin tur påverka valet av entreprenadform. I vilken riktning beror av hur den aktuelle beställaren resonerar. Bedömningen att ett projekt innehåller många osäkerheter kan leda till att man ej vill lämna ifrån sig kontrollen över projektet och därför väljer generalentreprenad. Den kan å andra sidan istället leda till att man väljer totalentreprenad med motiveringen att tillvarata entreprenörens kompetens och låta denne själv välja den teknik han är bäst på.

Ett annat argument för beställaren att välja totalentreprenad kan vara att denne därigenom tror sig överlämna alla risker och hela ansvaret för genomförandet till entreprenören. Emellertid gäller entreprenörens åtagande under vissa i kontraktet specificerade förutsättningar. Om dessa visar sig ej stämma, måste beställaren och entreprenören träffa nya överenskommelser.

I generalentreprenaden är det beställaren som anger den teknik som ska användas. Denne måste själv eller i sin organisation ha kompetens att genomföra projektet. Beställaren har i allmänhet en kontrollorganisation på platsen som kontrollerar förutsättningar och att utförandet sker enligt specifikationerna. Beställaren står också för den organisation som på plats gör den tekniska uppföljningen och ger de slutliga direktiven för utförandet, d v s projekterar färdigt anläggningen. Liksom vid totalentreprenad gäller entreprenörens åtagande och ersättning härför under i kontraktet specificerade förutsättningar. På samma sätt som i totalentreprenaden kan nya överenskommelser behöva träffas.

Argumenten för de olika entreprenadtyperna leder ibland till varianter av entreprenadformerna med projektspecifika justeringar av AB/ABT. En annan drivkraft är strävan att hitta nya former med sådana incitament att beställare och entreprenör agerar som en enda part med gemensamma intressen. Detta kan innebära en fördelning av arbetsuppgifter, ansvar och befogenheter som är helt ny och specifik för det aktuella projektet. Erfarenheten visar att avsteg ifrån de spelregler som gäller enligt AB/ABT lätt medför oklarheter, luckor och tolkningsproblem, som kan innebära att de olika parterna ej vet vad som förväntas av dem.

Entreprenadskedet

Berguttag kan ske genom olika metoder. Borrning-sprängning är i Sverige det traditionella sättet och också det mest flexibla. Tunnelns area sprängs oftast ut i full sektion men kan också sprängas ut och förstärkas etappvis. Fullortsborrning innebär att man med en borr med en diameter lika stor som den önskade tunneln borrar sig igenom berget. Fräsning kan användas i mjukt berg och innebär att man mekaniskt "river" loss berget, antingen i tunnelns fulla sektion som enda metod, eller partiellt i kombination med borrning-sprängning.

Berget kan förstärkas med bultar, sprutbetong, eller uppbyggnad av stål- och betongkonstruktioner i berget. Bultar utgörs av armeringsjärn eller stållinor som gjuts fast eller på annat sätt förankras i borrhål i berget. Sprutbetong kan vara armerad med armeringsnät eller stålfibrer och sprutas i ett tunt (cm - dm) lager på bergytan. Bakom sprutbetongen monteras ofta dräner, d v s kanaler som leder bort framträngande vatten. Man tätar också tunneln mot vatteninläckage genom injektering, d v s inpumpning av tätande medel i bergets sprickor i syfte att skapa en tät zon runt tunneln.

Innan berget tas ut görs vanligen en förinjektering från tunnelns front. I solfjäderform borras hål runt den blivande tunneln. Solfjäderns utformning liksom det fortsatta arbetet är beroende av hur injekteringen föreskrivits i kontraktshandlingarna. Ofta anges ett täthetskrav formulerat som en största tillåten vattenförlust vid försök där man försöker pressa ut vatten i berget via borrhålen. Om vattenförlusten är acceptabel utförs ingen injektering. I annat fall utnyttjas de borrade hålen för injektering. I vissa fall finns i kontraktshandlingarna angivet recept på olika injekteringsmedel, de pumptryck man ska använda och när injekteringsetappen ska avslutas. I andra fall har entreprenören att själv bestämma dessa faktorer. Efter injekteringen borras nya hål som vattenförlustmäts för att se om tillräcklig täthet uppnåtts. Är så inte fallet upprepas förfarandet tills angiven täthet uppnåtts. Utfallet av injekteringen är beroende av geologin såsom sprickornas storlek, eventuell sprickfyllnad och belägenhet, men också av injekteringsmedlets egenskaper och de tryck man använder. Sambanden låter sig ej enkelt beskrivas. Avgörande för att begränsa arbetsinsatsen och uppnå erforderlig täthet är att hitta en lämplig metodik. Detta innebär i praktiken att man systematiskt prövar sig fram. Till stöd har man erfarenheter från tidigare projekt under liknande bergförhållanden, men också den kunskap och känsla man vunnit vid borrningen av de aktuella injekteringshålen och vid analys av tidigare injekteringsomgångar.

Efter tätningen tas berget ut. Vid borrning-sprängning sker arbetet i en bestämd ordning enligt den sk drivningscykeln. Efter tätning kommer borrning, laddning av hålen och sprängning. Hur borrhålen placeras och hur de laddas har stor betydelse för de efterkommande arbetsmomenten. Det gäller att göra en avvägning mellan å ena sidan arbetskrävande, tätt och precist borrade hål och å andra sidan glest borrade hål med kraftiga laddningar som kan ge upphov till ojämnheter och uppsprickning av det kvarvarande berget, med ökade behov av förstärkning och tätning.

Sedan berget sålunda sprängts loss, krävs bortventilering av spränggaserna innan manskapet kan ta sig in i tunneln för utlastning av massorna. Bergväggarna och fronten i den nya tillkomna tunneldelen ska också karteras. Löst berg ska tas ner (skrotas) och förstärkningen utföras. Momenten utförs i den ordning och takt som bergförhållandena medger. Karteringen kan kompletteras med undersökningshål från tunnelfronten, antingen regelmässigt eller i partier där förundersökningen indikerat ogynnsamma förhållanden. Drivningscykeln måste planeras noggrant med hänsyn till ventilationstider och bemanning samt ett effektivt utnyttjande av borrmaskiner och annan utrustning.

Väl fungerande fullortsborrning kan vara mycket effektiv med hög drivningstakt. Vid komplicerade förhållanden där speciella åtgärder krävs, försvåras dock arbetet av att borrmaskinen fyller ut tunnelutrymmet, d v s står i vägen så att bergytan inte är åtkomlig förrän maskinen passerat.

Karteringen samt de andra från markytan och i tunneln utförda undersökningarna och kontrollerna utgör delunderlag för beslut om förstärkning och för drivning av nästa avsnitt. En annan del av beslutsunderlaget är kontraktet med dess direktiv och begränsningar i form av tekniska specifikationer och ekonomiska överenskommelser gjorda i ett skede när kännedomen om

förutsättningarna var betydligt knappare. En tredje del är den erfarenhet som vunnits under föregående etapper. Denna erfarenhet utgörs dels av de mer eller mindre systematiska analyser som gjorts och dokumenterats på tjänstemannanivå, dels de erfarenheter manskapet gjort, under sin upprepning av olika moment inne i tunneln.

En del av kontrollerna utförs för att tillse att restriktioner avseende miljön ovan jord ej överskrids. Restriktionerna kan vara formulerade i lagar, i projektspecifika tillstånd eller i kontraktet. I bebyggda områden ges restriktioner avseende buller och vibrationer. Sprängning, borrning och trafik kan under pågående bygge behöva anpassas till dessa. Likaså kan en sjunkande grundvattenyta innebära att den i kontraktshandlingarna specificerade tätheten eller arbetsgången ej bedöms tillräcklig.

När entreprenaden är genomförd överlämnas anläggningen till beställaren och slutreglering görs.

Slutkommentar

Vid byggande i berg måste regelmässigt osäkerheter hanteras och avgörande beslut fattas på knappt och ibland osäkert underlag. Det gäller därför att bygga upp en stabil organisation med tydlig fördelning av ansvar och befogenheter och goda forum för kommunikation. När svårigheter uppstår ska ansträngningarna inriktas på att ta sig förbi svårigheterna. För att agera flexibelt krävs mandat att agera och ett ömsesidigt förtroende mellan alla engagerade parter. Härför fordras ett väl utformat kontrakt med en riskfördelning mellan beställare och entreprenör som bägge parter uppfattar som rimlig. Förtroendet underlättas av en gemensam grund, i detta fall insikten om vad som styr byggandet i berg. Insikten bör vara representerad på alla nivåer i beslutshierarkin.

Berg är ett bra byggnadsmaterial som huvudsakligen bär sig självt, men felaktigt hanterade svårigheter kan få stora konsekvenser. Projektorganisationen bör alltså inte bara byggas upp för att hantera det rutinartade, utan bör omsorgsfullt byggas upp med sikte på att den ska kunna agera när extra insatser behövs. Med projektorganisationen avses här alla medverkande, d v s såväl beställare och finansiär som konsulter och entreprenörer. Samtliga dessa parters effektiva samverkan krävs för att genomföra ett projekt väl. Det systematiska arbetssättet innebär att man redan i projekteringsstadiet går igenom tänkbara källor till svårigheter, tänker ut handlingslinjer och förbereder för dessa. Sådan beredskap kan spara dyrbar tid i utförandeskedet.

Det är under planeringen som grunden läggs för möjligheten att väl genomföra ett projekt. Teknik och verktyg att hantera förekommande tekniska svårigheter inne i tunneln finns i allmänhet. Avgörande är dock att forma en sådan organisation och ram runt projektet att den tekniska kompetensen kan tas tillvara.

1998-04-28
Dnr 799/98

Hälsoriskbedömning av akrylamid och metylolakrylamid

Anders Ahlbom
Sven-Erik Dahlén
Lars Hagmar
Helen Håkansson
Johan Högberg
Agneta Rannug
Margareta Törnqvist
Fredrik Wærn
Margareta Warholm
Katarina Victorin (sammanhållande)

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING 4

INLEDNING 6

HÄLSOEFFEKTER AV AKRYLAMID – LITTERATURDATA 7

KEMISK-FYSIKALISKA DATA 7
ABSORPTION, DISTRIBUTION, METABOLISM OCH UTSÖNDRING 8
Sammanfattning 9
AKUTTOXICITET 10
ASTMA, ALLERGI, HUDIRRITATION OCH SENSIBILISERING 11
Djurstudier 11
Humanstudier 11
Sammanfattning 12
NEUROTOXICITET 13
Djurstudier 13
Humanstudier 15
Sammanfattning 16
GENOTOXISKA EFFEKTER AV AKRYLAMID OCH GLYCIDAMID 18
DNA-skada, DNA-bindning och reparation 18
Genmutationer 18
Strukturella kromosomaberrationer 19
Verkningsmekanismer 20
Sammanfattning 20
CANCER 22
Djurstudier 22
Epidemiologi 23
Sammanfattning 24
REPRODUKTIONSTOXICITET 25
Fertilitet 25
Missbildningar 26
Andra studier 26
Sammanfattning 27

HÄLSOEFFEKTER AV N-METYLOLAKRYLAMID – LITTERATURDATA 28

KEMISK-FYSIKALISKA DATA 28
DJURSTUDIER 29
Upptag, metabolism, utsöndring 29
Akuttoxicitet 29
Hudirritation, sensibilisering 29
Neurotoxicititet 29
Subkroniska studier 30
Genotoxicitet 30
Cancer 31
Reproduktionstoxicitet 32
Humandata 33
Sammanfattning 33

KVANTITATIVA UPPSKATTNINGAR AV RISK FÖR CANCER OCH ÄRFTLIGA GENETISKA SKADOR 34

CANCER 34
Mekanismer för tumöruppkomst 34
Underlag för cancerriskuppskattning 34
Riskuppskattningar baserade på djurförsök 35
Osäkerheter i riskuppskattningarna 37
Hemoglobinaddukter som mått på upptag och intern dos 38
Sammanfattning 39
ÄRFTLIGA GENETISKA SKADOR 39

GRÄNSVÄRDEN OCH REKOMMENDATIONER OM INTAG 41

AKRYLAMID 41
METYLOLAKRYLAMID 42

SAMMANFATTNING AV UNDERSÖKNINGSRESULTAT FRÅN HALLANDSÅSEN **43**

TUNNELARBETARE 43
BOENDE 44
CANCERRISKER 44

SAMMANFATTNING OCH RISKBEDÖMNING **46**

SAMMANFATTNING AV LITTERATURDATA 46
HALLANDSÅSEN 47
Arbetare vid tunnelbygget *48*
Boende runt Hallandsåsen *49*
SLUTSATSER 51

LITTERATUR **53**

Sammanfattning

Tätningsmedlet Rhoca Gil, som använts i stora mängder vid tunnelbygget genom Hallandsåsen, innehåller bl.a. akrylamid och N-metylolakrylamid. Akrylamid är ett giftigt ämne som kan ge nervskador, cancer, ärftliga genetiska effekter och påverka fortplantningen. Den neurotoxiska effekten är väl belagd i både djurförsök och från fall där människor exponerats, men informationen om övriga toxiska effekter härrör främst från djurförsök. Metylolakrylamid ger liknande effekter som akrylamid, men är mindre toxiskt.

Ur yrkeshygienisk synpunkt har tätningsarbetena med Rhoca Gil vid tunnelbygget genom Hallandsåsen bedrivits på ett sådant sätt att det medfört exponering för akrylamid och metylolakrylamid. Upptaget via hud verkar ha varit större än upptaget genom inandning. Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har varit otillräckligt. Det fanns ett klart samband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och symtom från perifera nervsystemet hos arbetarna. Bland de högst exponerade arbetarna hade 30 % tecken på perifer nervpåverkan.

Akrylamid och metylolakrylamid kan bindas till det röda blodfärgämnet hemoglobin som s.k. hemoglobinaddukter. Hemoglobinaddukter som mått på upptagen mängd akrylamid och metylolakrylamid har visat ett starkt samband med skattad exponering i samband med tunnelbygget. Medianaddukthalten i hela gruppen undersökta arbetare var 0,24 nmol/g globin, i gruppen med neurotoxiska symtom 0,44 nmol/g och i kontrollgruppen 0,04 nmol/g. En stor andel av arbetarna har haft addukthalter som överskrider 1 nmol/g, vilket är den halt som tidigare har kopplats till förekomst av lätta symtom på perifer nervskada.

En italiensk och en amerikansk studie från 70-talet har också påvisat neurotoxiska effekter hos tunnelarbetare som använt akrylamid som tätningsmedel. Det tycks som om dessa effekter varit reversibla.

Akrylamid är cancerframkallande i djurförsök, och kvantitativa cancerriskuppskattningar för människa har gjorts med användande av olika modeller. Medianupptaget för tunnelarbetarna beräknat utifrån hemoglobinaddukthalterna har uppskattats motsvara 10 µg/kg kroppsvikt och dag. Beräknat utifrån att tunnelarbetet med Rhoca Gil pågick under två månader skulle den "normala" livstidscancerrisken på ca 30 % teoretiskt, beräknat med olika modeller och under antagandet att hela det uppmätta upptaget utgörs av akrylamid, öka med 0,001 – 0,05 % till följd av akrylamidexponeringen, vilket måste anses vara en försumbar ökning.

Akrylamid ger ärftliga genetiska skador och påverkan på fortplantningen i djurförsök, men risken för sådana effekter bedöms ha varit försumbar för tunnelarbetarna.

Stora mängder akrylamid och metylolakrylamid har läckt ut till omgivningen och förorenat vattendrag och brunnar. Detta uppdagades inte förrän kor som drack vattnet från den närliggande Vadbäcken blev förgiftade. Härefter kunde kopplingen göras till användningen av Rhoca Gil. Eftersom användningen av brunnsvatten inom riskområdet då stoppades, har det förorenade brunnsvattnet inte använts under längre tid än 2 månader. Härigenom bedöms hälsoriskerna för de människor som använt förorenat vatten till hushållsändamål vara försumbara.

Tunnelvattnet renas nu från rester av akrylamid och metylolakrylamid, och halterna i brunnar har, utom i något enstaka fall, sjunkit under gränsvärdet 0,5 µg per liter, varför restriktionerna för användning har hävts. Det är dock mycket viktigt att kontrollprogrammet med mätningar fortsätter under tillräckligt lång tid, särskilt om grundvattnet kommer att höjas.

Sammanfattningsvis bedömer vi att användningen av tätningsmedlet Rhoca Gil i Hallandsåsen var oacceptabel ur yrkes- och miljömedicinsk synpunkt även om de faktiska hälsoeffekterna blivit begränsade, vilket delvis beror på att exponeringen ägde rum under en relativt kort tidsperiod.

Inledning

Tunnelkommissionen har gett Institutet för Miljömedicin (IMM) i uppdrag att göra en bedömning av hälsoriskerna med akrylamid och N-metylolakrylamid i samband med hanteringen av tätningsmedlet Rhoca Gil vid det nu avbrutna byggandet av en järnvägstunnel genom Hallandsåsen. Rhoca Gil ska innehålla högst 1,5 % akrylamid och ca 37 % metylolakrylamid. Vid analys har dock 4,0 – 5,4 % akrylamid uppmätts. Andra kemikalier har också hanterats i sammanhanget, men dessa två ansågs vara viktigast ur hälsosynpunkt. Uppdraget innebär en sammanfattning av vad som är känt om ämnenas toxicitet utifrån litteraturen, en sammanfattning av undersökningsresultaten på arbetare och boende vad gäller olika symtom, tecken på nervskada och mätning av exponering och upptag genom s.k. hemoglobinaddukter i blod, en sammanfattande hälsoriskbedömning av den akuta situationen samt försök till bedömning av potentiella hälsorisker på sikt till följd av ev. fortsatt utläckage från tunneln. Arbetet har gjorts i samarbete med professor Lars Hagmar, Yrkes- och Miljömedicinska kliniken, Lunds Universitetssjukhus och docent Margareta Törnqvist, Institutionen för Miljökemi vid Stockholms Universitet.

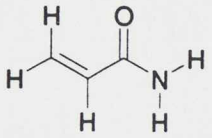
Som underlag för bedömningarna har använts redan befintliga dokument från bl.a. Världshälsoorganisationen (WHO), EU, det internationella cancerforskningsinstitutet (IARC) och det amerikanska naturvårdsverket (EPA) och i viss mån originalarbeten ur den vetenskapliga litteraturen. Rapporteringen av hälsoundersökningar av tunnelarbetare och boende (Lars Hagmar, Margareta Törnqvist och medarbetare) har tagits med som bilagor, men sammanfattas också i rapporten. De neurofysiologiska och dermatologiska undersökningarna på arbetare är dock ännu ej slutförda. Den riskbedömning av akrylamid som utarbetats av M. Törnqvist och medarbetare publiceras separat som en rapport från Kemikalieinspektionen (7/98). Vi har också bl. a. tagit del av skrivelser inkluderande riskbedömningar från Livsmedelsverket och Socialstyrelsen samt en rapport från Naturvårdsverket. En fullständig litteraturförteckning återfinns längst bak i rapporten.

Alla delar i rapporten har diskuterats gemensamt men huvudansvaret för olika avsnitt har fördelats enligt följande:

Professor Anders Ahlbom	Cancerepidemiologi
Professor Sven-Erik Dahlén	Hudirritation och allergi
Professor Lars Hagmar	Undersökningar på arbetare och boende
Docent Helen Håkansson	Reproduktionstoxiska effekter
Professor Johan Högberg	Cancer och neurotoxicitet
Docent Agneta Rannug	Genotoxicitet
Docent Margareta Törnqvist	Hemoglobinadduktmätningar, kvantitativa cancerrisk-uppskattningar
Med Dr Fredrik Wærn	N-metylolakrylamid samt reproduktionstoxicitet
Fil Dr Margareta Warholm	Metabolism
Docent Katarina Victorin (sammanhållande)	Kvantitativa cancerriskuppskattningar, gränsvärden, sammanfattning och riskbedömning

Hälsoeffekter av akrylamid – Litteraturdata

Kemisk-fysikaliska data

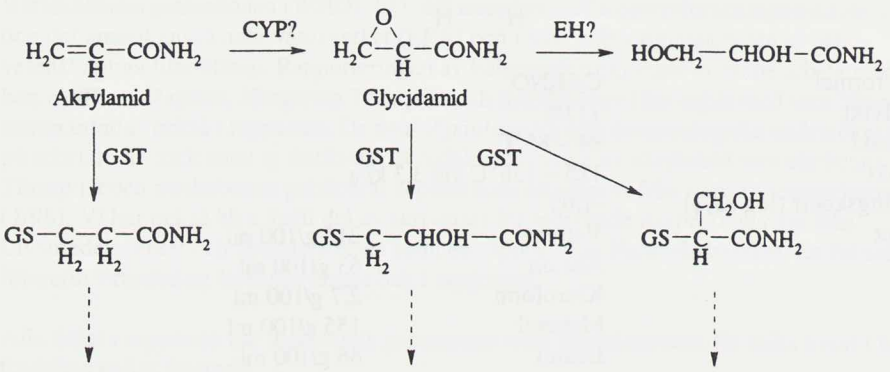
CAS-nummer	79-06-1
Synonym-namn	2-propenamid vinylamid akrylsyra-amid etylenkarboxamid propionsyra-amid
Strukturformel	
Kemisk formel	C_3H_5NO
Molekylvikt	71,08
Smältpunkt	84 – 85°C
Kokpunkt	125 – 136°C vid 3,3 kPa
Fördelningskoeff (log K_{ow})	-1,65
Löslighet	Vatten: 215 g/100 ml Aceton 63 g/100 ml Kloroform 2,7 g/100 ml Metanol: 155 g/100 ml Etanol 86 g/100 ml
Stabilitet	Stabiliteten är beroende på syrenivå, kontaminanter, förvaringstemperatur. Vid upphettning polymeriseras akrylamid snabbt. Akrylamid polymeriseras även när den utsätts för UV-ljus

Absorption, distribution, metabolism och utsöndring

(IARC 1994, Calleman 1996, EU 1997)

Akrylamid tas upp via mag-tarmkanalen, genom huden samt via andningsvägarna. Djurstudier visar att upptaget från mag-tarmkanalen sker snabbt och fullständigt. En fall-rapport antyder att detta även gäller människa. Försök på råtta har visat att ca 25 % av akrylamid i en vattenlösning tas upp genom intakt hud inom 24 timmar. Kvantitativa data angående upptag av akrylamid via inandning saknas.

Akrylamid distribueras jämnt till kroppens olika vävnader, d.v.s. mängden akrylamid per gram vävnad skiljer inte nämnvärt mellan olika typer av vävnad. Försök på möss har dock visat att akrylamid och/eller dess metaboliter tycks kvarhållas längre tid i hanarnas könsorgan jämfört med andra vävnader. Akrylamid kan även passera placentan. Vid djurförsök med radioaktivt märkt substans påträffades störst mängd radioaktivitet (akrylamid samt metaboliter) i musklerna samt i hud, blod och lever.



Figur 1. Metabolism av akrylamid.

Figur 1 visar metabolismen av akrylamid i råtta och mus. Den huvudsakliga omvandlingen av akrylamid sker genom konjugering till glutation. Detta steg katalyseras av glutationtransferas (GST). Akrylamid kan också oxideras till glycidamid, en epoxidmetabolit, troligen genom inverkan av cytokrom P450 (CYP). Glycidamid kan därefter metaboliseras vidare genom konjugering av glutation till endera av kolatomerna i epoxidringen. Hydrolys av glycidamid, möjligen katalyserad av epoxidhydrolas (EH), har också påvisats. Både akrylamid och glycidamid kan bindas till proteiner, såsom hemoglobin och mikrotubuli-associerade proteiner, medan bindning till DNA endast har påvisats för glycidamid.

Bildningen av glycidamid har visats vara starkt dosberoende. Hos råtta metaboliserades 13 % av akrylamid till glycidamid vid engångsadministration av 100 mg/kg kroppsvikt, medan denna andel ökade till ca 50 % vid dosen 5 mg/kg. Jämfört med råtta tycks möss omvandla mer av akrylamid till glycidamid. Efter oral tillförsel av 50 mg akrylamid per kg till mus och råtta härstammade 59 % respektive 33 % av urinmetaboliterna från glycidamid. 17 % respektive 6 % av urinmetaboliterna bestod av intakt glycidamid, vilket tyder på hög stabilitet *in vivo* av denna substans. Halveringstiden i blod hos råtta har bestämts till 1,4 – 1,9 timmar

för akrylamid och 1,5 – 1,9 timmar för glycidamid. Hos människa har halveringstiden för akrylamid uppskattats till 4,7 timmar, d.v.s. 3 ggr längre än hos råtta.

Av en engångsdos av radioaktivt märkt akrylamid i råtta utsöndrades ca 60 % av radioaktiviteten i urinen och ca 5 % i faeces inom 24 timmar. Två faser kunde urskiljas; halveringstiden för akrylamid och dess metaboliter var ca 5 timmar, medan halveringstiden för vävnad/proteinbunden substans var ca 8 dagar. Calleman (1996) har uppskattat att eliminationshastigheten för akrylamid är minst 5 gånger lägre hos människa än hos råtta.

I en studie av 41 akrylamidexponerade kinesiska arbetare påvisades bindning till N-terminalt valin på det röda blodfärgämnet hemoglobin (Hemoglobinaddukter) av både akrylamid och glycidamid. Mängden glycidamidaddukter var direkt proportionell mot mängden akrylamidaddukter, i förhållandet 1:1. Kvoten mellan *in vivo* doserna av glycidamid och akrylamid beräknades till 0,3. Motsvarande värde hos råtta vid låga doser av akrylamid har uppskattats till 0,58, vilket tyder på att människa omvandlar en mindre andel av akrylamid till glycidamid och/eller har en högre eliminationshastighet för glycidamid jämfört med råtta. Hemoglobinadduktnivåerna hos arbetarna var markant högre än förväntat utifrån luftkoncentrationen av akrylamid i fabriken, vilket tyder på ett betydande upptag av akrylamid genom huden också hos människa (Bergmark et al., 1993).

Sammanfattning

Det finns endast knapphändiga data över toxikokinetiken för akrylamid hos människa. Liksom hos djur tas akrylamid upp via lungor, hud och mag-tarmkanalen och sprids i kroppen till bl.a. muskler och nervvävnad. Djurförsök har visat att metabolismen av akrylamid huvudsakligen sker genom direkt konjugering till glutation, samt genom oxidation av akrylamid till glycidamid, som också kan konjugeras med glutation. Påvisandet av hemoglobinaddukter av glycidamid hos människa visar att även människa oxiderar akrylamid. Det är inte känt vilka isoenzymer av glutationtransferas, cytokrom P450 och epoxidhydrolas som är av betydelse för metabolismen. Hos människa är flera av dessa enzymer polymorfa, vilket innebär att det kan finnas skillnader i metabolismförmåga mellan olika individer. Hos människa tycks elimineringen av akrylamid ske långsammare än hos råtta. Akrylamidmetaboliterna utsöndras huvudsakligen med urinen.

Akuttoxicitet

Det finns några djurförsök som visat att akrylamid är toxiskt efter engångsadministrering, framför allt via oralt intag. Angivna LD_{50}-värden (dödlig dos för hälften av försöksdjuren) för mus, råtta, marsvin och kanin ligger i intervallet 107 – 203 mg/kg kroppsvikt. Överlevande djur har visat symtom på nervskador, såsom koordinationsrubbningar, darrningar, förlamning i bakbenen och minskad greppstyrka i tassarna. I en studie påvisades också skador på spermatider (ett förstadium till spermier) hos möss efter engångsdosering av 150 mg/kg.

Allvarliga effekter har beskrivits hos en kvinna som tagit ungefär 18 g akrylamid (375 mg/kg kroppsvikt) i ett självmordsförsök. Efter 2 månader kvarstod perifer neuropati (nervskador i armar och ben). Andra fallrapporter indikerar att påverkan på centrala nervsystemet föregår tecken på perifer neuropati.

Neurotoxicitet är en utmärkande effekt av akrylamid även efter upprepad exponering. Enligt WHO-dokumentet (1985) indikerar symtomen efter akut exponering med höga doser främst påverkan på centrala nervsystemet, medan förlängd exponering för lägre doser utvecklar perifera neuropatier. Detta beskrivs närmare i efterföljande avsnitt, där även de andra kritiska effekterna av akrylamid behandlas, nämligen cancer, genotoxicitet (skador på arvsmassan) och reproduktionstoxicitet (påverkan på fortplantningen) samt hudirritation och sensibilisering (allergiframkallande effekter).

Astma, allergi, hudirritation och sensibilisering

Eu-dokumentet (EU, 1997) har använts som huvudreferens till detta kapitel.

Djurstudier

Effekter av akrylamid har studerats i djurförsök genom direkt applicering på hud eller slemhinnor och efter oral tillförsel men inte efter inhalation.

Från kaninstudier där akrylamid i olika koncentrationer applicerats direkt på hud under 24 timmar till 2 veckor har mild rodnad eller inga reaktioner iakttagits, vilket stöder förekomst av lindrig direkt irriterande effekt. Däremot har direkt applicering i kaninögon under 1 – 21 dagar konsekvent dokumenterat en irriterande effekt på ögats ytliga strukturer (bindehinna och regnbågshinna). I standardiserade marsvinshudtester har akrylamid dessutom givit resultat som stöder viss potential för sensibilisering (allergiutveckling). Vid kronisk hudexponering för akrylamid har dock relativt begränsade hudeffekter beskrivits för kanin.

Då råttor akut eller kroniskt matats med akrylamid fås regelmässigt dosberoende neurotoxicitet (se vidare i nästa kapitel). Dessutom ses efter hög eller långvarig exposition allmän utmärgling (kakexi), inklusive purulenta granulom i lungorna hos 30 – 50 % av djuren. Det finns inga säkra uppgifter om sensibilisering, hudreaktioner eller luftvägsreaktioner. Mindre omfattande musstudier ger en likartad bild där neuropatier dominerar.

Några begränsade studier på katt ger också intrycket att upprepad oral administrering av akrylamid framförallt ger centrala och perifera nervskador, medan eventuella effekter på hud, luftvägar och andra målorgan för allergi ej rapporteras.

En studie av hundar som oralt exponerats för akrylamid (6 mg/kg och dag) under 6 – 7 veckor gav en tydlig men lindrig påverkan på basal lungfunktion. Effekten kunde förmodas bero på nervskador.

Fyra apor gavs akrylamid dagligen (10 mg/kg) och följdes till dess att kliniska symtom debuterade (efter 44 – 61 dagar), då administrationen avbröts och djuren följdes ytterligare upp till 146 dagar. Återigen var centrala och perifera neuropatier vad som dominerade klinisk bild och biopsifynd. Under återhämtningsfasen iakttogs viss regeneration av nervskadorna, dock ej fullständigt. En annan apstudie visade på omfattande och allvarliga skador på ögats djupare strukturer och nervcellskroppar efter 13 veckors administration av 10 mg/kg under fem dagar i veckan. Det finns inte från någon av studierna i apa uppgifter om påverkan på andningsorgan eller hud. (Dessa studier beskrivs även i nästa kapitel).

Djurstudierna pekar sammanfattningsvis framför allt på en neurotoxisk effekt av akrylamid, men det kan inte uteslutas att direkt irriterande effekter på slemhinnor samt viss sensibilisering också kan bidra till förgiftningssymtom.

Humanstudier

Det finns ett antal publicerade studier av individer som utsatts för akrylamid yrkesmässigt och i ett fall vid självmordsförsök (engångsdos 375 mg/kg). Det finns också en rapport från 1975 om en familj om fem personer som i samband med närliggande tätningsarbete fått sitt grundvatten förorenat med akrylamid under en månads tid i doser som vid ett tillfälle uppmättes till 400 mg/l. Observationerna är likartade i alla fall och domineras av perifera och centrala nervskador inklusive lillhjärnepåverkan med ataxi (koordinationsrubbningar). Hudbesvär är också framträdande och beskrivs i allmänhet som rodnad, ökad hudflagning och ökad svettning.

Några fall beskriver vad som skulle kunna uppfattas som eksem och kliande utslag, men i dessa fall kan exponering för polyakrylamid samt andra irriterande och sensibiliserande ämnen också ha bidragit. Det finns dock ett fall av kontaktallergi beskrivet (Lambert et al., 1988).

En undersökning av fem tunnelarbetare som i Italien i början av 1970-talet akut exponerades för höga doser av akrylamid visar i alla fall på hudrodnad, avflagnande hud i handflatorna samt perifera neuropatier (Mapp et al., 1977). En av arbetarna visade också grav påverkan på centrala nervsystemet. (Förgiftningen upptäcktes genom att denna person misstänktes vara berusad!). Astma-anfall eller annan påverkan på andningsorganen rapporterades ej. Liknande erfarenheter rapporterades vid undersökningar av sex tunnelarbetare i USA (Kesson et al., 1977).

I samtliga studier av exponerade individer beskrivs regress av symtomen under observationstider på några månader upp till ett år, i flera fall fullständigt. Även den svårt påverkade arbetaren i Italien tillfrisknade helt efter drygt ett års tid (Cristina Mapp, Padua, personlig kommunikation).

Sammanfattning

Observationer av exponerade människor bekräftar fynden i djurstudier, d.v.s. neurotoxicitet förefaller att helt dominera förgiftningssymtomen. Precis som i djurförsöken förefaller också de neurotoxiska effekterna att huvudsakligen vara reversibla. De hudreaktioner som uppträder (rodnad, ökad svettning, avflagnad hud) kan sannolikt också förklaras genom skador på de nerver i hud som förmedlar känsel, svettning och blodflödesreglering, även om direkt irriterande effekter på hud också kan vara inblandade. Det finns inga säkra belägg för att akut exponering för akrylamid hos människa skulle orsaka allergiutveckling eller astma-liknande symtom, men vissa djurförsök och en enstaka fallrapport pekar på en möjlig sensibiliseringsrisk.

Neurotoxicitet

Djurstudier

Ett flertal studier belyser toxicitet som uppstår efter upprepade doser av akrylamid. I de flesta studierna användes råttor, och nedan beskrivs ett antal av dessa studier.

Som första studie beskrivs en omfattande undersökning (Burek et al., 1980, enligt EU, 1997). Akrylamid gavs i dricksvattnet i 90 dagar till råttor och så att doserna blev 0, 0,05, 0,2, 1,0, 5,0 och 20 mg/kg och dag. Ca 60 hanar och 60 honor i varje dosgrupp användes. I den högsta dosgruppen minskade kroppstillväxten och tecken på toxicitet tilltog från dag 22. Efter dag 90 visade råttorna i den högsta dosgruppen tecken på kraftig bakbensförlamning. Under en återhämtningsperiod på 144 dagar försvann påverkan på råttornas uppförande. Olika tester utfördes men inga tecken på toxisk påverkan sågs vid 5 mg/kg och dag eller lägre doser av akrylamid.
Makroskopisk undersökning av avlivade råttor visade att djuren i högsta dosgruppen hade påverkan på många inre organ såsom lever, njurar och lungor. Könsorganen var påverkade med bland annat små, mjuka testiklar och liten livmoder. Skelettmuskulaturen i bakre delen av kroppen var tillbakabildad. Testikelförändringarna kvarstod hos flertalet råttor efter återhämtningsperioden på 144 dagar.
Mikroskopisk undersökning av råttorna i högsta dosgruppen visade bland annat testikelatrofi, degenerativa förändringar i perifera nerver och granulomatös inflammation i lungorna. Svagare degenerativa förändringar sågs också i ryggmärg. Perifera nervskador sågs även bland de flesta råttor som fått 5 mg/kg och dag. Vid elektronmikroskopisk undersökning påvisades lätta perifera nervskador i dosgruppen 1,0 mg/kg och dag men ingen skada i dosgruppen 0,2 mg/kg och dag.

I en andra studie kombinerades frågeställningar kring kronisk toxicitet och cancer (Johnson et al., 1986, enligt EU, 1997). Råttor gavs akrylamid under två år men interimsslakt förekom. Doserna var 0, 0,01, 0,1, 0,5, eller 2,0 mg/kg och dag, administrerade i dricksvattnet. 60 hanar och 60 honor ingick i varje dosgrupp. Degenerativa förändringar påvisades i en bakbensnerv i den högsta dosgruppen. Inga klara förändringar förelåg i de lägre dosgrupperna men utredningen var inte lika omfattande som i den ovan nämnda studien.

I en tredje studie (Tilson et al., 1979, enligt EU, 1997) gavs hanråttor 0, 5, 10, eller 20 mg/kg och dag, i vattenlösning och genom matning. Exponeringen pågick i 13 veckor. Inga effekter beskrevs i den lägsta dosgruppen. Spontana rörelser var minskade i den högsta dosgruppen, och vid test påvisades en reducerad förmåga att sträcka bakbenen. Dessa symtom försvann efter 5 veckors återhämtning. Vid mikroskopisk undersökning påvisades degenerativa perifera nervförändringar i den högsta dosgruppen, men även hos de flesta djuren i den mellersta dosgruppen. Dessa förändringar försvann ej helt efter 5 veckors återhämtning i den högsta dosgruppen.

I en fjärde råttstudie (Tilson and Cabe 1979, enligt EU, 1997) gavs akrylamid (genom sondmatning) 5 dagar/veckan under 4 veckor. Djuren studerades sedan under en två veckors återhämtningsperiod. De olika dosgrupperna fick 0, 10 eller 20 mg/kg och dag. Behandlingen resulterade i minskad tillväxt och i en genom tester påvisad dosrelaterad neurotoxisk effekt. Dessa effekter avtog under återhämtningsperioden, men några råttor var fortfarande påverkade i den lägre dosgruppen. I den högre dosgruppen fanns råttor som var allvarligt påverkade.

I en femte råttstudie (Schulze and Boysen, 1991) gavs akrylamid (via magsond) i en inledande period av 21 dagar. Doserna var 0, 10, eller 30 mg/kg och dag. Efter en 10 dagars återhämtning gavs 0, 10 eller 20 mg/kg och dag i sju dagar. Råttorna, som var 10 hanar och 10 honor i

dosgrupperna, studerades med ett omfattande batteri av observationer för att bland annat mäta motoraktivitet. En rad effekter/symtom påvisades i den höga dosgruppen, bland annat försämrad gång. Råttornas rätningsreflex var också påverkad i den lägre dosgruppen. Mikroskopiskt såg man degenerationer i ryggmärgen, mest uttalat i den högre dosgruppen, men också i den lägre dosgruppen. Hjärnan var ej påverkad.

I en sjätte råttstudie (Newton et al., 1992; Hughes et al., 1994) gavs akrylamid under 7 dagar. Doserna var 0, 12,5, 25 eller 50 mg/kg och dag. En känslig metod ("landing foot splay") gav utslag i alla dosgrupperna medan de flesta bara gav effekter i högsta dosgruppen. Även i denna studie påvisades mikroskopiska förändringar i form av axonal degeneration i perifera nerver. Dessa sågs i de båda högre dosgrupperna.

Studierna på möss är mindre omfattande. I en studie (Hashimoto et al., 1981, enligt EU, 1997) gavs 36 mg/kg två gånger i veckan i 8 veckor med magsond. Förmågan att hålla sig kvar på en roterande stav minskade efter två veckor. Vid mikroskopi sågs testikeldegeneration. I en andra studie på möss (Gilbert and Maurissen 1982, enligt EU, 1997) gavs akrylamid i dricksvattnet först i en period av 12 dagar. Dosen var 26 mg/kg och dag. Efter en återhämtningsperiod på 44 dagar fick djuren 20 mg/kg och dag i ytterligare 19 dagar. Neurotoxisk påverkan, genom utslag i olika tester, sågs efter 6 – 8 dagar. Under återhämtningsperioden försvann effekterna. Detta mönster upprepades i den andra exponeringsomgången.

I studier på katter och hundar har neurologiska effekter, liknande dem på råttor, iakttagits. I en dos-responsstudie på katter observerades påverkan på gången och tecken på bakbensförlamning vid 1 mg/kg och dag sedan katterna exponerats 5 dagar/vecka under ett år (McCollister et al., 1964, enligt EU, 1997). Flera av katterna var dock påverkade av infektioner under försöket och slutsatserna blir därför osäkra.

Fyra makak-apor exponerades för 10 mg akrylamid/kg/dag (i fruktjuice)(Maurissen et al., 1983, enligt EU, 1997). Ytterligare två apor var kontroller. Behandlingen pågick 5 dagar i veckan. Efter 44 – 61 dagar avbröts behandlingen då aporna fått symtom på förgiftning. Aporna undersöktes under återhämtning i 146 dagar. Förgiftningssymtomen bestod bland annat i bakbenssvaghet och minskad spontan aktivitet. I biopsier från perifera nerver såg man myelindegeneration. Under återhämtningsperioden såg man färre degenerativa förändringar och även regeneration av nervtrådar.

I en andra studie på makak-apa (Eskin et al., 1985) gavs 7 apor akrylamid (10 mg/kg och dag; två kontroller fanns också) i fruktjuice 5 dagar i veckan under 13 veckor, varefter en del avlivades. Andra avlivades efter 20 – 30 veckors återhämtningsperid. Man studerade särskilt synsystemet. I synbanorna såg man tydliga effekter i form av svullna och degenerativt förändrade axoner. Även i näthinnan observerades förändringar.

I en tredje studie på makak-apa fick tre apor 10 mg/kg och dag 5 dagar i veckan under 6 – 10 veckor (en kontrollapa fanns med i studien) (Merigan et al., 1982, enligt EU, 1997). Efter fyra veckor förelåg påverkan på EEG (en tydligt ökad cortikal "evoked potential"). Senare uppvisade aporna en minskad ögonaktivitet. I ett "plock-test" behövde behandlade apor ökad tid. Flertalet förändringar återgick efter olika tider, men minskad ögonaktivitet kvarstod även 90 dagar efter exponeringen. Andra apor exponerades på liknade sätt och även här studerade man visuell kapacitet. Tecken på en nedsatt sådan, och viss återhämtning efter upphörd exponering noterades.

I en fjärde apstudie användes en apa per dosgrupp (McCollister et al., 1964). Doserna var 0, 0,03, 0,1, 0,3, 1,0, 3,0, eller 10 mg/kg och dag. Akrylamid gavs (via magsond) 5 dagar i

veckan under ett år. I de två högsta dosgrupperna sågs neurologisk påverkan, bland annat minskad knäreflex och pupillreflex.

På kanin har man gjort en dermal toxicitetsstudie. 0, 0,5, eller 50 mg/kg och dag gavs genom dermal applikation i upp till 12 veckor (Drees et al., 1976, enligt EU, 1997). Den högsta dosgruppen exponerades under 7 veckor. De flesta kaniner i denna grupp hade tecken på neurotoxicitet. Symtomen avtog under en 7 veckors återhämtning.

Humanstudier

Dels föreligger ett antal fallrapporter, dels några studier där man studerat grupper som varit exponerade för akrylamid i sitt arbete. Se EU-dokumentet (EU, 1997).

Redan under 1950-talet rapporterades att arbetare som exponerats för akrylamid i den kemiska industrin utvecklat nervskador (Spencer & Schaumburg 1981). Sedan dess finns det ca 60 sådana fall beskrivna i litteraturen. Bland dessa finns 4 tunnelarbetare som under 1970-talet förgiftades vid användning av akrylamidinnehållande tätningsmedel (Kesson et al., 1977).

Sjukdomsbilden kan exemplifieras med en fallbeskrivning av en person som exponerades under åtminstone 6 månader för akrylamid. Exponeringsnivåer och exponeringsvägar är oklara. Personen använde visserligen skyddskläder (inkluderande handskar och ansiktsmask) men fick ändå symtom i form av hudirritation och svettningar. Andra symtom var viktförlust, trötthet, aptitlöshet och ostadig gång. Senare tillkom stickningar (tingling), oförmåga att använda händerna, försämrat tal, muskelsvaghet, darmingar mm. Smärt-, temperatur- och berörings-känslighet var försämrad distalt på armar och ben. Balansförmågan var nedsatt. Mikroskopiska analyser av nerver visade på skador. Två månader efter exponeringen fanns fortfarande tecken på skador; efter ett år var symtomen näst intill borta. Andra liknande fallrapporter finns, men exponeringsnivåerna är inte kända.

En familj med fem individer blev förgiftad genom dricksvattnet under en månad till följd av tätning av avloppsledningar med akrylamid i närheten av familjens brunn. Nivån av akrylamid i vattnet uppmättes vid ett tillfälle till 400 mg/l, men det är oklart om variationer över tid. Hälsoeffekterna dominerades av CNS-påverkan. Inom 4 månader förelåg en återhämtning. (Denna studie beskrevs även i föregående kapitel).

I Kina fick 71 akrylamid-exponerade arbetare besvara ett frågeformulär och undersöktes med en rad metoder. 51 kontrollpersoner undersöktes på samma sätt. Ett år innan undersökningen var halten av akrylamid i luft 5 – 9 mg/m^3, men strax innan undersökningen renoverades arbetsplatsen och luftnivån sänktes till 0,03 mg/m^3. Exponering skedde även via hudkontakt; man tvättade bl.a. händerna i vatten med 410 mg akrylamid/l. Statistiskt signifikanta effekter registrerades när det gäller hudflagning, domningar i händer och fötter, trötthet, muskelsvaghet, "fumlighet", avmagring, ostadig gång, mm. Resultaten från synundersökningar var uppenbarligen negativa. Tidssambanden beskrivs på följande sätt: Initiala effekter var hudavflagning och svettning vilket kunde relateras till hudexponering (55 % uppvisade hudavflagning). Muskelsvaghet, domningar, stickningar m.m. fanns hos 20 % efter 3 – 10 månaders exponering. Nio personer utvecklade trötthet, avmagring, ostadig gång m.m. strax innan renoveringen av arbetsplatsen. Symtom och neurologiska tester visade tecken på perifer neuropati. Efter exponeringen försvann i huvudsak symtomen inom 3 – 5 månader.

I en annan studie på 41 arbetare (och 105 åldersmatchade kontroller) testades vibrationskänsligheten i fingrar och tår som mått på neuropati. Luftkoncentrationen av akrylamid var 0,2 – 1,58 mg/m^3 och exponeringstiden var 0,5 – 8 år. Den exponerade gruppen hade signifikant

förhöjd vibrationströskel. 24 av de 41 arbetarna hade högre tröskel än kontrollpersonen med högsta tröskeln.

I en tredje studie följdes 71 exponerade på en arbetsplats i Sydafrika. Inga kontroller ingick i studien. Fem arbetare identifierades inledningsvis med neuropati. Den värst drabbade hade tecken på lillhjärnepåverkan och synpåverkan. Bland dessa fem var återhämtningen ofullständig även efter fem års frihet från exponering. Bland de övriga undersöktes 63 personer. De delades i en grupp (22 st) som var mindre exponerad (< 0,3 mg/m^3) och en grupp som var mer exponerad. I den senare gruppen fanns fyra som var exponerade för ca 0,75 mg/m^3. De båda grupperna skilde sig vad beträffar upplevd svaghet, hudavflagning och svettning mm. Skillnaderna var dock relativt små. I en uppföljning inkluderades 75 arbetare. Exponeringen varierade nu mellan 0,02 – 2,39 mg/ m^3 (medelvärde 0,16 mg/ m^3) och man gjorde samma gruppindelning. I båda grupper fanns ett fåtal personer med försämrad beröringskänsla. I högexponeringsgruppen fanns symtom som hudavflagning, svettning och domningar mer frekvent, medan vibrationströsklarna inte skilde mellan grupperna.

I en fjärde studie på 41 kinesiska arbetare fokuserades sambandet mellan olika biologiska exponeringsmarkörer och neurologiskt index (Calleman et al., 1994). Man fann signifikanta samband mellan hemoglobinaddukter och neurologiskt index, som i sin tur också korrelerade med vibrationströskelmätningar. Luftkoncentrationerna på arbetsplatsen varierade under årstiderna men medelvärdena vid olika mättillfällen låg mellan 0,1 – 10 mg/m^3 (Bergmark et al., 1993). Utifrån hemoglobinaddukter beräknade man att det genomsnittliga upptaget av akrylamid för en 60-kilos arbetare var 21 mg/dag (värdet korrigerat för senare bestämning av avgiftningshastigheten). Data tyder på att upptag via huden varit dominerande. De 41 arbetarna var dessutom exponerade för akrylonitril, men denna exponerings effekter på neurologiskt index ansågs vara utan betydelse för sambandet.

I en italiensk studie undersöktes fem tunnelarbetare som i början på 1970-talet exponerades för akrylamidmonomer (Mapp et al.,1977). Doserna var "höga" med upptag via lungor, magtarmkanal men framför allt via huden. Hudpåverkan liksom perifera neuropatier förekom hos samtliga. En av de exponerade visade tecken på CNS-påverkan med bland annat påverkat färgseende och balansfunktion. Effekterna kvarstod delvis efter 4 månader, men efter ett år hade samtliga symtom försvunnit (C. Mapp, personligt meddelande).

Sammanfattning

Djurstudier med långtidsexponering visar att såväl gnagare som katter, hundar och apor drabbas av toxicitet vid rimligt likartade doser. Intag via mag-tarmkanal eller hudupptag ger likartade symtom. De mest uttömmande studierna har gjorts på råttor och dessa djur får tecken på toxicitet (mikroskopiska nervförändringar) vid 1 mg/kg och dag men inte vid 0,2 – 0,5 mg/kg och dag. Detta framstår som den kritiska effekten vid dessa förhållanden. Andra toxiska effekter var skelettmuskelatrofi, testikelatrofi och minskad mängd röda blodkroppar. Hos apor studerades framför allt påverkan på synen. Vid 10 mg/kg och dag observerades tydlig påverkan som åtminstone delvis ej återställdes under den studerade perioden efter exponering.

Humanstudierna belyser tydligt akrylamidens neurotoxikologiska potential inklusive hudeffekterna. Exponeringsvägarna och doserna är dock ofullständigt karakteriserade. Något dos-effekt- eller dos-respons-samband i konventionell mening kan ej upprättas. I studien av Calleman et al. (1994) påvisades ett samband mellan hemoglobinaddukter och grad av neurotoxisk påverkan vid ett genomsnittligt upptag av 0,35 mg/kg och dag. Sambandet mellan luftkoncentration och hemoglobinaddukter visade på att upptag via huden var väsentligt. Hudeffekterna tycks komma tidigast vid upprepad exponering.

Vad avser neurotoxicitet finns hög grad av samstämmighet mellan human- och djur-studier. Så t.ex. har synpåverkan registrerats hos apor och i något enstaka fall när det gäller människa. I en apstudie har inte full reversibilitet påvisats, ens lång tid efter exponeringen. I en av humanstudierna kunde ej heller full reversibilitet påvisas hos de värst drabbade.

Genotoxiska effekter av akrylamid och glycidamid

Till den största delen är följande redogörelse baserad på en sammanfattning av akrylamidens genotoxiska effekter publicerad av Dearfield et al. (1995). Redogörelsen har kompletterats med det fåtal studier inom området som publicerats senare.

DNA-skada, DNA-bindning och reparation

Akrylamid orsakar DNA-skador både *in vitro* och *in vivo* . Dessa skador orsakar induktion av DNA-reparationssyntes (unscheduled DNA syntes, UDS). Positiva resultat har erhållits i studier med primära hepatocyter (leverceller) från råtta, humana epitelceller samt spermatocyter från råtta, vilket indikerar att skador hade orsakats som krävde DNA-reparation. I en *in vivo*-studie på möss gav koncentrationen 7,8 mg/kg kroppsvikt en viss ökning av UDS. Akrylamid var mer toxiskt för celler från en reparationsdefekt stam (rec^-) av *Bacillus subtilis*, än för celler från en stam med fungerande reparation (rec^+).

DNA-addukter (total inbindning) observerades både i lever och i testiklar hos akrylamidexponerade möss. Adduktbildningen var fördröjd fyra till sex timmar i testiklarna jämfört med levern där maximal DNA-bindning erhölls en till två timmar efter behandling med en koncentration av 46 mg/kg kroppsvikt.

Den huvudsakliga DNA-addukten som bildades vid exponering av möss för ^{14}C-märkt akrylamid var N-7(2-karbamoyl-2-hydroxyetyl)guanin (Segerbäck et al., 1995). Detta talar för att glycidamiden är den DNA-bindande substansen vid akrylamidexponering *in vivo*. Glycidamid orsakade UDS vid test i primära hepatocyter från råtta och humana epitelceller samt i spermatider från möss (Generoso et al., 1996).

Genmutationer

Akrylamid har genomgående uppvisat negativa resultat i bakterietester med eller utan tillsats av metaboliserande system.

Mutationstester *in vitro* med däggdjursceller har i vissa fall visat på mutagen aktivitet medan andra tester har varit negativa. De positiva fynden i *tk* lokus i lymfomceller från mus har föreslagits kunna förklaras av kromosomaberrationer och inte nödvändigtvis tyda på punktmutationer (Moore et al., 1987, enligt Dearfield et al., 1995).

I tester av akrylamidens mutagenicitet i bananfluga, *Drosophila melanogaster*, har både somatiska mutationer (mutationer i kroppsceller) och könsbundna ärftliga recessiva mutationer identifierats. Resultaten från bananflugetesterna indikerar att akrylamid eller en reaktiv metabolit av akrylamid kan inducera punktmutationer *in vivo*.

In vivo-studier utförda med flera musstammar har också visat att akrylamid kan inducera genmutationer både i kroppsceller och könsceller. En svag effekt upptäcktes med transgena möss (Muta® Mouse) där mutationer i *LacZ*-genen studeras (Krebs och Favor, 1997). I en studie av inducerade pälsfläckar (mouse spot test) liksom i en studie av ärftliga morfologiska effekter (specific-locus test) erhölls positiva resultat som tyder på punktmutationer, men som också till en viss del kan förklaras av större deletioner, förlust av hela kromosomer eller somatisk rekombination (omfördelning av kromosommaterialet). I en studie av Ehling och Neuhäuser-Klaus (1992) erhölls effekter på premeiotiska celler (spermatogonier) vid en engångsexponering för en koncentration av 100 mg/kg. Den signifikanta ökningen av mutationer i dessa stamceller är av stor betydelse för bedömningen av genetisk risk eftersom

genetiska skador i stamceller kommer att replikeras med varje celldelning under spermatogenesen och därigenom utgöra en risk under hela den reproduktiva åldern.

Glycidamid inducerar punktmutationer i bakterier och även punktmutationer i *tk*-locus i lymfomceller från mus utan tillsats av metaboliserande system.

Strukturella kromosomaberrationer

Akrylamid har i ett stort antal studier med odlade däggdjursceller rapporterats inducera kromosomala förändringar i form av kromatidgaps, kromatidbrott och kromatidutbyten. Det är framför allt celler från kinesisk hamster (V79-celler) som har använts i dessa studier. Påverkan på celldelningen har påvisats i form av polyploida celler (celler med minst fördubblad kromosomuppsättning) och celler med störd mitos. Denna påverkan har visats vara koncentrationsberoende och observerades i V79-celler redan vid koncentrationen 0,01 mg/ml. Blockering av celldelningen i metafas samt störningar av kärnspolen och felfördelning av enskilda kromosomer har observerats. Akrylamid är således ett potent celldelningsstörande ämne genom sin effekt på kärnspolen.

Ett flertal *in vivo* studier, mestadels utförda på möss, har visat att akrylamid inducerar kromosomaberrationer i könsceller. Akrylamid antogs först vara specifikt verkande på könscellerna men man har kommit fram till att effekterna ej är specifika för könsceller utan att dessa celler är mer känsliga vid akrylamidbehandling *in vivo*. Kromosomskador i form av systerkromatidutbyten har således påvisats i celler från mjälten från exponerade möss och mikrokärnor i benmärgsceller har observerats i flera studier samt även i perifera blodceller i en studie.

De flesta stadier i spermatogenesen (bildning av spermatozoer [spermier] från differentierande spermatogonier över spermatocyter och spermatider) har visats vara känsliga för akrylamidens genotoxiska effekter. Kromosomaberrationer har dock inte upptäckts i de tidigaste stadierna (spermatogonier) till skillnad från genmutationer (se tidigare avsnitt). Aberrationer i spermatocyter och mikrokärnor i spermatider har påvisats vid injektion av akrylamid i koncentrationer från 50 mg/kg och högre. I dessa mikrokärntester på spermatider från möss och råttor har konstaterats att akrylamid orsakar mikrokärnor främst i primära spermatocyter i premeiotiska faser av celldelningen (G1 till S). Den kromosomskadande effekten i tidiga stadier av spermatogenesen som påvisats i form av mikrokärnor är emellertid svag jämfört med effekten på senare stadier.

Andra testmetoder som använts för att påvisa ärftliga förändringar, som exempelvis dominanta letalmutationer i mus, pekar på sena spermatider/tidiga spermatozoer som de primärt känsliga stadierna. Alla dominanta letalmutationstester som har utförts på råttor och möss har demonstrerat en effekt av akrylamid i form av ökad tidig fosterdödlighet efter behandling av hanarna (se Dearfield et al., 1995 samt EU, 1977). Samtliga använda administreringssätt har resulterat i positivt utslag. Den lägsta koncentrationen, som givit dominanta letalmutationer har observerats vid administrering via dricksvattnet av 6 mg/kg och dag under 20 veckor. Sena stadier i spermatogenesen (sena spermatider/tidiga spermatozoer) var mest känsliga för dominanta letalmutationer. Behandling av mushanar har i två studier observerats ge kromosomaberrationer som kunde detekteras i en-cellstadiet av zygoten (avkomman). Ökad förekomst av genetiskt överförda kromosomförändringar i form av s.k. translokationer har observerats i tre studier (Shelby et al., 1987; Adler, 1990; Adler et al, 1994, enligt Dearfield et al., 1995). Translokationsstudierna har använts för att uppskatta risken för ärftliga mutationer hos människa, då en koncentrationsberoende ökning av antalet translokationer observerades i dessa tre studier. Ärftliga mutationer kan orsaka nedsatt fertilitet, missbildningar och genetiskt överförbara sjukdomar.

Aneuploidi (onormalt antal kromosomer) har inte säkert påvisats efter behandling med akrylamid (Gasser och Adler, 1996) trots att vissa tidigare studier visade på uppkomst av polyploida celler *in vitro*.

Glycidamid har observerats inducera dominanta letalmutationer och genetiskt överförda translokationer i hanmöss (Generoso et al., 1996).

Verkningsmekanismer

Reaktion med proteiner och mutationer i spermier (sena stadier)

Akrylamidens primära biologiska effekter utövas via bindning till proteiner. Reaktionen sker med tiol-grupper t.ex. i glutation, vilket minskar den intracellulära halten av akrylamid och därmed också risken för alkylering av DNA. Akrylamid reagerar också starkt med tiol-grupper i protamin, ett låg-molekylärt basiskt protein, som ersätter histonproteiner i kromosomerna under senare stadier av spermatogenesen hos de flesta däggdjur. Protaminet tycks alkyleras direkt genom bindning av cystein till akrylamidens dubbelbindning. I sena spermatider och tidiga spermatozoer var mer än 99 % av all radioaktivitet, som injicerats i form av ^{14}C-akrylamid, associerat med protaminet. Spermietoxicitet via protaminalkylering och känsligheten för ärftliga mutationer och DNA-strängbrott sammanfaller och det är just de sena stadierna som är mest känsliga för akrylamid. En mekanistisk förklaring till akrylamidens genotoxicitet har framförts av Sega et al. (1989) (enligt Dearfield et al., 1995) som anger att en direkt bindning av akrylamid till tiol-grupper i protamin i sena stadier i spermatogenesen stör kondenseringen av kromatinet varvid DNA-brott uppstår och dominanta mutationer induceras. Även glycidamid binder till tiol-grupper i proteiner och till glutation. Därför kan troligen en del av effekterna som kan hänföras till interaktioner med proteiner bero på akrylamid och en del på bildad glycidamid.

Reaktion med DNA i könsceller och i kroppsceller

DNA-alkyleringen beror sannolikt till största delen av den bildade glycidamiden och därför förklaras genmutationer i premeiotiska celler troligen helt av glycidamid. Denna slutsats stöds av resultat från tester av glycidamid i hanmöss, där dominanta letaler, ärftligt överförda translokationer samt ökad reparationssyntes av DNA (UDS) rapporterades (Generoso et al., 1996).

Glycidamid orsakar också reparationssyntes av DNA i kroppsceller som t.ex. hepatocyter och epitelceller samt punktmutationer i bakterier och odlade musceller. Denna information talar för att akrylamid är potentiellt cancerframkallande, via bildning av glycidamid, genom en initierande verkningsmekanism. Denna hypotes har bekräftats i studier av hudtumörer på möss (Bull et al., 1984a och 1984b, enligt EU, 1997). Akrylamidbehandlingen ledde i dessa försök till en dosberoende ökning av antalet hudtumörer vid alla exponeringssätt men enbart om exponeringen för akrylamid åtföljdes av behandling med tumörpromotorn TPA.

Sammanfattning

Det finns en ansenlig mängd information tillgänglig om effekter av akrylamid på arvsmassan. Undersökningarna är utförda med ett stort antal väletablerade testmetoder, med ett antal olika testorganismer och de täcker olika möjliga genotoxiska verkningsmekanismer. En genotoxisk verkan har säkerställts både *in vitro* och *in vivo* och effekter har iakttagits både i kroppsceller och i könsceller.

Tabell 1. Kritiska genotoxiska effekter av akrylamid *in vivo*.

Metod	Djurslag och administrerings-sätt	Lägsta effektiva dos	Referens (enligt Dearfield et al., 1995 och EU, 1997)
DNA-skada, DNA-bindning och reparation			
UDS (könsceller)	mus, ip	7,8 – 125 mg/kg (dos-responssamband, fördröjd effekt)	Sega et al., 1990
Genmutationer			
Spot test, pälsfläckar (könsceller)	mus, ip	50 mg/kg	Neuhäuser-Klaus and Schmahl, 1989
Strukturella kromosomaberrationer och dominanta letalmutationer			
Mikrokärnor (benmärg)	mus, ip	50 mg/kg	Adler et al., 1988
Dominanta letalmutationer (könsceller)	mus, via dricksvattnet	6 mg/kg och dag (20 veckor)	Bishop et al., 1991

Effekter på könsceller

Akrylamid har visats orsaka ärftliga genetiska skador via två mekanismer:

1. Bindning av akrylamid (och glycidamid) till ett speciellt protein (protamin) som förekommer i sena stadier i spermiebildningen.
2. Enzymatisk omvandling till glycidamid som är DNA-skadande.

Sena stadier i spermiebildningen är särskilt känsliga för akrylamid och protaminaddukter, som kan bero på både akrylamid och glycidamid, kan därför troligen förklara den i djurförsök observerade uppkomsten av dominanta letalmutationer och ärftliga translokationer. Det är troligt att dessa effekter kan uppstå också i mänskliga spermier. Mutationer i sena stadier av spermiebildningen ger dock konsekvenser bara under den relativt korta tid som de exponerade spermierna lever.

Inducerade genmutationer i stamceller (spermatogonier), som tycks orsakas av glycidamid ger däremot bestående konsekvenser på fortplantningen eftersom dessa celler delar sig och kan leda till bildning av mutationsbärande spermier under hela den resterande reproduktiva perioden.

Effekter på kroppsceller

DNA-skador som orsakas av den reaktiva metaboliten glycidamid utgör en potentiell cancerrisk.

Cancer

Djurstudier

De tyngst vägande djurstudierna när det gäller cancer är två 2-års-cancertest med råttor (F344). Både hanar och honor användes. Gruppstorlekarna varierade från 50 djur och uppåt. Akrylamid administrerades genom dricksvattnet. I båda studierna observerade man ökningar av flera tumörtyper. Resultaten beskrivs i huvudsak i tabell 2. Utöver vad som framgår av tabell 2 kan nämnas att i studie 1 (Johnson et al., 1984, 1986, se EU, 1997) gjordes interimsslakt i avsikt att följa utvecklingen av neurologiska effekter vid sidan av tumöruppkomst (se kapitlet om neurotoxicitet). Viss viktnedgång förelåg i högdosgrupperna. En viss ökad dödlighet noterades efter 21 månader. I studie 2 (Friedman et al., 1995, se EU, 1997) användes olika doser för hanar och honor. De tre högsta doserna för hanarna var desamma som i studie 1, d.v.s. 0,1, 0,5 och 2,0 mg/kg och dag. För honor användes i stället 1,0 och 3,0 mg/kg och dag som de två högsta doserna. Även i denna studie noterades viss viktnedgång hos båda könen. En viss ökad dödlighet bland hanarna förelåg också. Sammantaget för de två studierna gäller att viktpåverkan är ett tecken på att man ej använt för låga doser.

Som framgår av tabellen är resultaten av de två studierna relativt samstämmiga. I studie 2 togs inga preparat till vara från munhåla varför osäkerhet råder om utfallet av papillom där. Fyndet av en statistiskt ökad förekomst av tumörer i livmoder i studie 1, men ej i studie 2, kan vara slumpmässigt. I bedömningar av dessa studier framhålls att flera av tumörtyperna (t.ex. de i sköldkörteln och de i testiklarnas mesotel) i och för sig kan förklaras av hormonella störningar, men att akrylamids genotoxicitet också är av betydelse vid bedömningen (EU, 1997). Det framhålls också att de behandlingsrelaterade tumörerna i huvudsak drabbat djur i den grupp som fått högsta dosen och att ökningen av antalet tumörbärande djur varit relativt ringa (MAK, 1991). I tabell 2 har alla tumörer i centrala nervsystemet sammanförts och på så sätt uppnås statistisk signifikans. Lokalisationen kan sägas vara av speciellt intresse därför att den är relativt ovanlig i olika kontroller och därför att nervvävnad är målorgan för akrylamids toxicitet.

Vid sidan av de två 2-års-cancertesterna har två korttidscancertest utförts. I den första användes känsliga möss och akrylamid administrerades som så kallad initiator. Akrylamid gavs antingen via sondmatning, i.p. injektioner eller hudapplikation. Efter 20 veckors promotorbehandling fick djuren tumörer, som på ett dosberoende sätt kunde relateras till akrylamidbehandlingen och som var oberoende av administrationsväg. Detta test kan tas som ett tecken på att akrylamid kan verka via genotoxiska mekanismer. I det andra försöket användes möss som lätt får lungtumörer. Även i detta test fick man lungadenom i relation till akrylamiddosen. Dessa resultat är av mindre vikt än resultaten av två-årstesterna för kvantitativ riskbedömning.

Tabell 2. Utfall (antal tumörbärande djur) av 2-års-cancertest på råttor som fått akrylamid i dricksvattnet (data tagna från IARC, 1994 och MAK, 1991).

Studie 1, honor (ca 60 djur i varje grupp)					
Akrylamid (mg/kg och dag)	0	0,01	0,1	0,5	2,0
CNS-tumörer (inkl. förstad.)	1	2	1	1	9*
Munhålepapillom	0	3	2	1	7*
Livmodercancer	1	2	1	0	5*
Sköldkörteltumörer	1	0	1	1	5*
Bröstkörteltumörer	10	11	9	19	23*
Hypofysadenom	25	30	32	27	32*

Studie 1, hanar (ca 60 djur i varje grupp)					
Akrylamid (mg/kg och dag)	0	0,01	0,1	0,5	2,0
Sköldkörteladenom	1	0	2	1	7*
Testikelmesoteliom	3	0	7	11*	10*
Phaeochromocytom (binjure)	3	7	7	5	10*

Studie 2, honor				
Antal djur	50	50	100	100
Akrylamid (mg/kg och dag)	0	0	1,0	3,0
CNS-tumˆrer	0	0	2	3
Bröstkörtelcancer	2	0	2	4
Bröstkörtelfibrom	5	4	20*	26*
Sköldkörteltumörer	1	1	10	23*

Studie 2, hanar					
Antal djur	102	102	204	102	75
Akrylamid (mg/kg och dag)	0	0	0,1	0,5	2,0
CNS-tumörer	1	0	1	0	3*
Testikelmesoteliom	4	4	9	8	13*
Sköldkörteltumörer	3	3	12	4	18*

*Signifikant skild från kontrollgruppen

Epidemiologi

Det föreligger två epidemiologiska studier där samband mellan akrylamidexponering och dödlighet i cancer hos människa undersökts. I båda fallen är det fråga om retrospektiva kohortstudier, baserade på personer med yrkesmässig exponering. Båda studierna har studerat dödlighet med en inriktning mot cancermortalitet.

Den största av de två studierna utgick från anställda vid tre fabriker i USA och en i Nederländerna (Collins et al., 1989, enligt EU, 1997). Totalt ingick knappt 9000 anställda i studien. Baserat på exponeringsdata från 1977 (8-h TWA, d.v.s. 8-timmars tidsvägda medelvärden) uppskattades omkring 25 % av de anställda ha exponeringsnivåer över 0,001 mg/m^3-år (kumulerad exponering) och av dessa hade omkring 50 % värden över 0,3 mg/m^3-år. Data analyserades både med avseende på total dödlighet och orsaksspecifik dödlighet och för olika exponeringsnivåer. Inte i något fall förelåg någon statistiskt signifikant överdödlighet. För alla dödsorsaker sammantaget observerades 33 dödsfall mot 44 förväntade beräknat utifrån den allmänna befolkningen för 0,001 – 0,03 mg/m^3-år, 97 mot 97 för 0,03 – 0,3 mg/m^3-år och 169 mot 158 för > 0,3 mg/m^3-år. Bland enskilda dödsorsaker observerades en viss överrisk för pancreascancer, men inte större än att den skulle kunna förklaras med slumpvariationer. För samtliga individer med exponering > 0,1 mg/m^3-år observerades således 8 dödsfall i pankreascancer vilket motsvarar ett SMR=2,03 (95 % konfidensintervall: 0,87 – 4,00).

Den andra studien är avsevärt mindre och utgick från knappt 400 fabriksarbetare med potentiell exponering för akrylamid (Sobel et al., 1986, enligt EU, 1997). Också i denna studie förelåg 8-h TWA exponeringsskattningar. Nivåerna låg generellt något lägre än i den tidigare större studien. Totalt observerades 29 dödsfall mot 38 förväntade. För all cancer observerades 11 fall mot 7,9 förväntade, för cancer i matsmältningskanalen 4 mot 1,9 och för cancer i luftvägarna 4 mot 2,9. Även om det föreligger en viss överdödlighet för vissa cancerformer i denna kohort kan inga slutsatser dras på grund av den slumpmässiga osäkerheten som följer på den begränsade materialstorleken.

Sammanfattning

Akrylamid har visats vara carcinogen i djurförsök. Tumörlokalisationen antyder att många av tumörerna kan ses som ett resultat av hormonell påverkan. Data kan tolkas så att akrylamid är en relativt svag carcinogen (i den meningen att den ger relativt svaga men signifikanta tumöreffekter först i toxiska eller nära toxiska doser), som i och för sig kan ha en linjär dos-responskurva, men den svaga carcinogena effekten ger signifikant utslag först i de högsta doserna. I den senast utförda riskbedömningen (EU, 1997, sid 147 – 148) framhålls att det är tänkbart att det finns "trösklar" för akrylamids genotoxiska effekt, men att tillgängliga data ej tillåter att dessa definieras. Man kan därför inte bortse ifrån en viss risk för carcinogen effekt vid låga doser för människa.

Det finns mycket lite information om samband mellan akrylamidexponering och cancersjuklighet hos människa och de två tillgängliga studierna tillåter inte några säkra slutsatser.

Reproduktionstoxicitet

Fertilitet

I en en-generationsstudie exponerades Long-Evans råttor för akrylamid via dricksvattnet (Zenick et al., 1986 enligt EU, 1997). Halten i vattnet var 0, 50, 100 och 200 ppm vilket för hanar motsvarar ett dagligt intag på 0, 4, 8 och 10 mg/kg och för honor 0, 5, 10 och 15 mg/kg. Exponeringen varade i 10 veckor. Hanar i högdosgruppen uppvisade kroppsviktminskning, bakbensförlamningar och sänkt vattenförbrukning efter 5 till 6 veckor. Symtomen var så grava att djuren i gruppen avlivades. Hanarna i 4 mg/kg gruppen visade symtom på bakbensförlamning efter 8 veckors exponering. Hos honorna förekom bakbensförlamningar bland de djur som exponerats för 10 mg/kg och dag. Kroppsviktökningen var sänkt i alla exponerade grupper. Efter 9 veckors exponering var spermieantalet sänkt med 67 % hos de djur som exponerats för 8 mg/kg och dag. Andelen honor som blev dräktiga när de parats med hanar från 8 mg/kg-gruppen var 33 % vilket var lägre än kontrollgruppens 79 %. Det var även en högre andel post-implantations-förluster (tidig fosterdöd) i 8 mg/kg-gruppen (32 %) jämfört med kontrollgruppen (8 %). Ungarna till honor som exponerats för 5 och 10 mg/kg och dag vägde mindre vid födseln än i kontrollgruppen.

Akrylamids effekter på reproduktionen testades även i en två-generationsstudie på F344-råttor (Tyl et al., 1987 enligt EU, 1997). Råttorna exponerades för akrylamid via dricksvattnet och doserna var 0, 0,5, 2 och 5 mg/kg och dag. Exponeringen påbörjades 10 veckor innan parningen och fortsatte kontinuerligt tills studien avslutades. I första (F0) och andra generationen (F1) uppvisade råttorna neurotoxiska effekter såsom förlamnings-symtom i bakbenen och hållningsförändringar ("head tilting") i högdosgruppen. En minskad viktökning noterades också i högdosgruppen (F0). I högdosgruppen var antalet implantationer och antal levande ungar minskad jämfört med kontrollgruppen. Dessa effekter fanns både i F0 och F1. I ett deltest där behandlade hanar parades med obehandlade honor var också antalet implantationer reducerat och antalet resorptioner var ökat. Den histologiska undersökningen visade på milda förändringar av tibia- och ischias-nerven hos hanar i F1.

I ett test på Long Evans råttor inducerade en daglig dos på 15 mg/kg eller mer under 5 dagar en reducerad fertilitet hos hanarna (Sublet et al., 1989 enligt EU, 1997). Effekterna som noterades var sänkt andel spermie-positiva honor efter parning och minskad andel dräktiga honor. Ett ökat antal resorptioner av foster och ett minskat antal ungar i kullen noterades. Hanarna i studien visade tecken på neuropati hos djur som varit exponerade för 30 mg/kg och dag eller mer. Symtomen som angavs var svaghet i bakbenen, ostadiga rörelser och slöhet.

I en flergenerationsstudie på möss (Swiss) exponerades djuren för 0, 3, 10 eller 30 ppm akrylamid i dricksvattnet vilket motsvarar 0, 0,7, 3 och 9 mg/kg och dag (NTP 1993, Chapin et al., 1995 enligt EU, 1997). Studien visade inte på någon påverkan på fertiliteten hos de exponerade mössen. Däremot påverkades antalet ungar som föddes i högdosgruppen. Mössen i högdosgruppen ökade mindre i vikt i andra generationen (F1) än i kontrollgruppen. I denna grupp var greppstyrkan reducerad vilket kan antyda en neurotoxisk påverkan. I övrigt noterades inga synliga tecken på neurotoxicitet. Det var ingen ökning av missbildningar i exponerade grupper.

I en annan studie på möss (ddY) parades behandlade djur med obehandlade (Sakamoto och Hashimoto 1986 enligt EU, 1997). Djuren exponerades via dricksvattnet (0, 21, 42, 64 eller 85 µg/ml) och det dagliga intaget var ungefär 0, 3, 6, 9 och 12 mg/kg. Hälften av de parade honorna avlivades på dag 13 av dräktighetperioden medan övriga honor fick föda sina kullar som sen följdes i 4 veckor. Djuren i högdosgruppen uppvisade neurotoxiska symtom såsom förlamning av bakbenen. Hanarna i högdosgruppen uppvisade sänkt fertilitet när de parades

med oexponerade honor. Antalet levande foster var också sänkt i högdosgruppen samt i den näst högsta dosgruppen. Hanarna i högdosgruppen hade en något sänkt testikelvikt, sänkt antal spermier i epididymis och en ökad andel med onormala spermier.

Missbildningar

Akrylamid administrerades från dag 6 till 20 av dräktighets-perioden till Sprague-Dawley råttor (Sleet et al., 1988, Field et al., 1990 enligt EU, 1997). Doserna var 0, 2,5, 7,5 och 15 mg/kg. På dag tjugo avlivades honorna och fostren undersöktes. I de två högsta dosgrupperna var viktökningen reducerad. Inga effekter av exponeringen på viabilitet, tillväxt eller missbildningar observerades. Det förekom en viss ökning av rudimentära extra revben och liknande förändringar.

I ett experiment där man studerade den neonatala utvecklingen exponerades Sprague-Dawley råttor (honor) för akrylamid från dag 6 av dräktigheten till dess att ungarna var 10 dagar gamla (Wisae et al., 1995 enligt EU, 1997). Testsubstansen gavs peroralt och den dagliga dosen var 0, 5, 10, 15 och 20 mg/kg. Tecken på maternell toxicitet förekom i de tre högsta dosgrupperna. Råttorna i dessa grupper hade sänkt kroppsviktsökning. I de två högsta dosgrupperna visade moderdjuren tecken på paralys (förlamning) av bakbenen. I de två högsta dosgrupperna minskade antalet levande födda ungar och antalet som dog under digivnings-perioden ökade. Inga synliga missbildningar noterades. Inga synliga vävnadsförändringar i hjärnan, ryggmärg eller i perifera nerver påvisades. Det var ingen påverkan på ungarnas motoriska aktivitet. Ej heller var det någon skillnad mellan grupperna i test där man undersökte minnesfunktionen ("passive avoidance test"). Däremot reagerade moderdjuren och ungarna i 15 mg/kg gruppen sämre för ljud ("auditory startle habituation").

I en studie på Porton-råttor exponerades dräktiga råttor för akrylamid via födan under dag 1 till 20 av dräktighetsperioden (Ewards 1976 enligt EU, 1997). Halten i födan motsvarade ett dagligt intag av ungefär 0, 15 och 30 mg/kg. I de två exponerade grupperna visade djuren tecken på bakbens-paralys. Högdos gruppen hade sänkt födointag och kroppsviktsökning. Inga effekter på fosterutvecklingen noterades.

Effekter av akrylamid-exponering under foster-utvecklingen studerades på möss (Swiss) (Price et al., 1988, Field et al., 1990 enligt EU, 1997). Djuren administrerades 0, 3, 15 eller 45 mg/kg och dag peroralt under dag 6 till 17 av dräktigheten. I högdosgruppen uppvisade moderdjuren bakbensparalys och i de två högsta dosgrupperna var kroppsviktsökningen reducerad. Fostervikten var sänkt i högdosgruppen. Hos de exponerade fostren fanns det en viss ökning av antalet revben. Ingen ökning av missbildningar förekom i denna studie.

Andra studier

Effekter på noradrenalin, dopamin och 5-hydroxytryptamin i hjärnan hos ungar som exponerats via modersmjölken undersöktes på Wistar råttor (Husain et al., 1987 enligt EU, 1997). Moderdjuret administrerades peroralt 25 mg akrylamid/kg och dag från dag 1 till och med dag 21 efter kullens födelse. Mätningarna av aminer i hjärnan gjordes vid flera tillfällen och den sista gjordes när avkomman var 90 dagar. Hos de exponerade djuren var halten av aminerna sänkt jämfört med den oexponerade kontrollgruppen. Effekten var tydligast under de första 30 dagarna efter födseln. Effekten kan vara en sekundär effekt av allmän toxicitet hos moderdjuren. I en liknande studie som den ovan uppvisade moderdjuren tydliga tecken på toxiska effekter såsom bakbensparalys, motoriska ryckningar och darmningar samt uttorkning.

Sammanfattning

Symtom som förekommit i vissa högdoserade grupper är bakbensparalys och sänkt kroppsvikt som är generella toxiska symtom och inte direkt kopplade till reproduktionen.

Hos hanar exponerade för akrylamid har antalet spermier i vissa försök varit sänkt och även fertiliteten har varit minskad. Även en ökad incidens av onormala spermier förekom hos hanar exponerade för akrylamid.

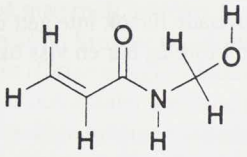
Ökad incidens av tidig fosterdöd (postimplantationsförlust) har noterats i flera försök. Effekten kan ha berott på uppkomsten av ärftliga kromosomskador hos exponerade hanar, s.k. dominant letal effekt. Se sektionen om genotoxicitet.

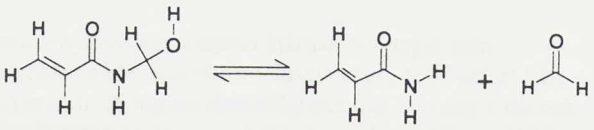
De högsta doser som ej givit upphov till effekter (NOEL) med avseende på fertilitet, viktpåverkan och neurotoxicitet varierar mellan 5 och 9 mg/kg och dag. NOEL med avseende på tidig fosterdöd var 2 mg/kg och dag.

Exponering för akrylamid har i redovisade försök inte gett upphov till missbildningar i fostren. När toxicitet hos moderdjuret förelåg har en viss ökning av incidensen av rudimentära extra revben förekommit.

Hälsoeffekter av N-metylolakrylamid – Litteraturdata

Kemisk-fysikaliska data

CAS-nummer	924-42-5
Synonym-namn	N-(hydroxymethyl)-2-propenamid N-(hydroxymethyl)akrylamid N-Metanolakrylamid Monometylolakrylamid
Strukturformel	
Kemisk formel	$C_4H_7NO_2$
Molekylvikt	101,1
Smältpunkt	74 – 75 °C
Kokpunkt	Bryts ned innan kokpunkten nås
Fördelningskoeff (log K_{OW})	-1,25
Löslighet	Vatten: 188 – 213 g/100 ml Metanol: 149 Etanol (90 %) 116 Isopropanol 53 Butanol 42
Stabilitet	Stabiliteten är beroende på syrenivå, kontaminanter, förvaringstemperatur och pH. Vid upphettning i en sur miljö polymeriseras metylolakrylamid snabbt. Vid höga pH-värden kan metylolakrylamid sönderdelas till akrylamid och formaldehyd.



Jämviktsreaktion mellan metylolakrylamid, akrylamid och formaldehyd.

Djurstudier

Upptag, metabolism, utsöndring

Inga uppgifter om upptag från hud eller från mag-tarmkanalen finns.
Efter intravenös administrering till råttor fördelar sig metylolakrylamiden snabbt i hela kropps-volymen av vatten (Edwards 1975). I råtta är halveringstiden i blod cirka 1,5 timmar. Metylol-akrylamid bryts endast långsamt ned till akrylamid *in vivo* eller *in vitro*. Metylol-akrylamid kan reagera med glutation eller proteiner som innehåller svavel eller andra nukleofiler. Reaktions-hastigheten är ungefär densamma som den för akrylamid.

Akuttoxicitet

Oralt LD_{50} är 420 mg/kg i mus och 474 mg/kg i råtta (NTP 1991). Intraperitonealt LD_{50} i råtta är högre (563 mg/kg). Det finns inga uppgifter om symtom eller om skillnader mellan könen.

Hudirritation, sensibilisering

Enligt NTP (1991) är metylolakrylamid irriterande. I övrigt saknas uppgifter.

Neurotoxicitet

I subkroniska studier på råttor och möss undersöktes några neurotoxikologiska parametrar (Bucher et al., 1990, NTP 1991). Djuren administrerades peroralt 5 gånger per vecka. Metylolakrylamiden var löst i vatten. Administreringen gjordes under 13 veckor och doserna var 0, 12,5, 25, 50, 100 och 200 mg/kg och dag.

Vid en dos av 50 mg/kg och dag eller mer visade råttor rubbningar i koordinationen av bakbenen som fortskred till motorisk förlamning. I gruppen som fick 50 mg/kg började störningarna i motoriken synas under vecka 8 av studien och vid vecka 11 hade den utvecklats till förlamning av bakbenen. Vid dosen 12,5 och 25 mg/kg fick råttorna sänkt grepp-styrka i framtassar och baktassar. Effekten var tydligare vid 13 veckor jämfört med 6 veckor. Hanarna var mer känsliga än honorna som visade på en statistiskt säkerställd sänkning vid en dos av 50 mg/kg. Vid tretton veckor var grepp-styrkan mellan 13 och 28 % av kontrollvärdena i 100 mg/kg gruppen.

Bland råttor som administrerats 50 och 100 mg/kg sågs vid den histologiska undersökningen en degeneration av nerv-axonens filament och myelinskidan. En tendens till ökning sågs även i gruppen som fick 25 mg/kg. Skadorna var lokaliserade till såväl hjärnan, ryggmärgen som perifera nerver. Skadorna på hjärnan sågs bara i den högsta dosgruppen och bestod av multifocal nekros av små neuroner i det granulära cell-lagret i lillhjärnan. I ryggmärgen sågs axonal degeneration bestående av olika förändringar av nervernas myelinlager.

Mössen visade sänkt greppstyrka i fram- och baktassar i doser från 25 mg/kg och dag. Det fanns även en tendens till sänkt styrka i lågdosgruppen. Hos honorna i gruppen var den minskade greppstyrkan i framtassarna statistiskt signifikant vid 13 veckor vid denna dosnivå. I gruppen som fick 100 mg/kg var sänkningen mellan 47 och 92 % av kontrollvärdet. Vid denna dosnivå var den motoriska kapaciteten sänkt hos båda könen när de testades på "rotarod". Inga histologiska förändringar på nervceller noterades hos mössen.

Sänkt grepp-styrka hos möss har noterades i en flergenerationsstudie (Chapin et al., 1995). Mätningarna av greppstyrkan i fram- och baktassar gjordes vid flera tillfällen under studien.

Djuren var exponerade via dricksvattnet. I de högexponerade djuren (50 och 100 mg/kg och dag) minskade greppstyrkan i tassarna från vecka 0 till vecka 15. NOEL i studien var ungefär 15 mg/kg och dag.

Metylolakrylamids neurotoxikologiska egenskaper har demonstrerats *in vitro* (Tanii och Hashimoto 1991). Tillväxten av ganglie-celler tagna från rått-foster mättes för flera olika akrylamid-derivat och metylolakrylamid hade samma potens som akrylamid. Toxiciteten av de olika derivaten var korrelerad till hur benägna de var till att reagera med glutation.

Subkroniska studier

Råttor (F344/N) och möss (B6C3F1) exponerades för metylolakrylamid i doser mellan 25 och 400 mg/kg och dag (NTP 1991). Doseringen gjordes genom sondmatning 5 dagar i veckan under 16 dagar. Testsubstansen var löst i vatten. Studien var en förstudie till en 90-dagars-studie. Alla råttor i högdosgruppen dog inom 4 dagar. Över hälften dog bland de som fått 200 mg/kg. Symtomen som noterades var koordinationsrubbningar, muskel-darrning och hyper-irritabilitet. Sänkt kroppsvikt noterades i grupper som fått 200 och 100 mg/kg och dag. Histologiska förändringar i luftvägar (hyperplasi, dysplasi), lever (centrilobulär nekros), mjälte (minskning av lymfatiska celler) och nerver (myelindegeneration) noterades. I högdosgruppen sågs även blodstockning i levern och hjärtmuskeldegeneration. Nästan alla mössen i högdosgruppen dog inom två dagar. Koordinationsrubbningar noterades i de två högsta dosgrupperna (200 och 400 mg/kg och dag).

I 90-dagars-studien exponerades råttor (F344/N) och möss (B6C3F1) för metylolakrylamid i doser mellan 12,5 och 200 mg/kg och dag genom sondmatning som gjordes 5 dagar i veckan (NTP 1991). Alla råttorna i 100 och 200 mg/kg och dag-grupperna dog innan 13 veckor hade gått. De symtom som noterades var koordinationsrubbningar och förlamning av bakben. Sänkt kroppsvikt noterades i de grupper som fick 25 och 50 mg/kg och dag. Neurologiska under-sökningar gjordes (se avsnittet om neurotoxicitet). Hos mössen orsakade en dosering på 200 mg/kg och dag hepatocellulär nekros och lymfatisk nekros i tymus. Blödningar, nekros, och mineralisering i binjurarna sågs hos några hon-möss i högdosgruppen. Neurologiska under-sökningar gjordes (se avsnittet om neurotoxicitet).

Genotoxicitet

In vitro

Metylolakrylamid var inte mutagen i bakterietest på *Salmonella typhimurium* (TA97, TA98, TA100, TA 1535) vid test med och utan metabolisk aktivering (NTP 1991). Metylolakrylamid framkallade systerkromatidutbyten och kromosomaberrationer i däggdjursceller (CHO-celler) med och utan metabolisk aktivering.

In vivo

Metylolakrylamid ökade inte incidensen av mikrokärnor i erytrocyterna i benmärg från B6C3F1-möss efter intraperitoneal injektion (ingen dos angiven) (NTP 1991).
I ett flergenerationsförsök på möss (Swiss) undersöktes uppkomsten av ärftliga genetiska skador i ett dominant letal test (NTP 1991, Chapin et al., 1995). Han-mössen exponerades för metylolakrylamid via dricksvattnet under 20 veckor och parades därefter med oexponerade honor. Halten metylolakrylamid i vattnet var 60, 180 och 360 ppm vilket motsvarar ett unge-färligt intag på 13, 37 och 68 mg/kg och dag.

Andelen honor som blev dräktiga var 77, 92, 70 och 68 % räknat från kontroll till högdosgruppen. Det fanns flera tidiga resorptioner (tillbakabildade foster) i medel- och högdosgruppen, större andel postimplantationsförluster i medel- och högdosgruppen och färre levande foster i högdosgruppen (tabell 3).

Tabell 3. Resultat från dominant letal test på möss (Swiss) som exponerats för metylolakrylamid via dricksvattnet under 20 veckor (NTP 1991, Chapin et al., 1995).

	Kontroll 0 ppm (0 mg/kg och dag)	Lågdos 60 ppm (≈13 mg/kg och dag)	Mellandos 180 ppm (≈37 mg/kg och dag)	Högdos 360 ppm (≈68 mg/kg och dag)
Antal tidiga resorptioner per kull	0,79	1,04	1,31	2,98*¤
Antal döda foster per kull	0,23	0,08	0,10	0,11
Total antal postimplantationsförluster	1,06	1,15	1,52*	3,18*¤
Levande foster per kull	13,6	12,9	13,2	10,5*¤

* statistiskt signifikant skilt från kontrollgruppen ($p < 0,05$)
¤ dosrelaterad trend

Cancer

Metylolakrylamids toxiska och carcinogena egenskaper vid kronisk exponering har testats inom ramen för NTP-programmet (NTP 1991, Bucher et al., 1990). Råttor (F344/N) och möss (B6C3F1) administrerades metylolakrylamid genom sondmatning. Doserna i råttstudien var 0, 6 och 12 mg/kg och dag och för mössen 0, 25 och 50 mg/kg och dag. Administreringen gjordes 5 dagar i veckan under 103 veckor.

Endast en mindre sänkning (6 %) av kroppsvikten hos råttor i högdosgruppen noterades. Inga andra signifikanta effekter av exponeringen noterades. Ingen ökning av benigna eller maligna tumörer sågs i studien.

De exponerade mössen vägde mer (13 – 25 %) än kontrollgruppen. En ökad incidens av tumörer noterades i den s.k. Harderianska körteln (saknar motsvarighet hos människa), lever, lungor och äggstockar (tabell 4). Äggstocks-atrofi (vävnadsförminskning) noterades i de exponerade grupperna. Incidensen av atrofi var 80 % i lågdosgruppen och 87 % i högdosgruppen vilket kan jämföras med kontrollgruppens 6 %.

NTP bedömde och angav att det fanns klara bevis för att metylolakrylamid framkallar adenom i den Harderianska körteln, ger leveradenom och alveolära adenom/carcinom samt granulösa celltumörer i ovarier och ovarie-atrofi hos möss.

Tabell 4. Tumör-incidens hos möss, uttryckt i procent, som exponerats för metylolakrylamid via sondmatning 5 dagar per vecka under 2 år[1] (NTP 1991, Bucher et al., 1990).

		Han-möss			Hon-möss		
Dos (mg/kg)		0	25	50	0	25	50
Organ	Typ						
Harderianska körteln	Adenom	2	29**	58**	11	18	42**
	Carcinom	2	0	4	0	7	4
	Adenom+carcinom	4	28**	60**	11	24*	46**
Lever	Adenom	16	8	38*	6	8	35**
	Carcinom	12	26*	24	6	6	4
	Adenom+carcinom	24	34	52¤	12	14	35*
Lunga	Adenom	6	12	22*	8	8	14
	Carcinom	4	8	20*	24	10	14
	Adenom+carcinom	10	20	36**	12	16	27
Ovarier	Granulosa cell tumörer	–	–	–	0	11**	11**

* statistiskt signifikant skilt från kontrollgruppen ($p<0,05$)
** statistiskt signifikant skilt från kontroll gruppen ($p<0,01$)
[1] varje dosgrupp bestod av cirka 50 djur

Den cancerframkallande effekten av metylolakrylamid har testats på möss som varit deficienta (+/-) med avseende på p53-genen (Tennant et al., 1996). Denna gen fungerar som tumörsuppressor och kan motverka utvecklingen av neoplasier genom att upprätthålla genetisk stabilitet. Genom att mössen saknar en p53-allel så anses de bli speciellt känsliga för genotoxiska carcinogener. De kan snabbt (inom 30 veckor) utveckla tumörer under behandling med sådana carcinogener. Doserna i studien var 25 och 50 mg/kg och dag och djuren administrerades genom sondmatning 5 dagar i veckan under 24 veckor. Ingen ökning av tumörer noterades hos de exponerade mössen under 30-veckorsperioden.

Reproduktionstoxicitet

I ett flergenerationsförsök på möss (Swiss) undersöktes metylolakrylamids effekter på reproduktionsförmågan (NTP 1991, Chapin et al., 1995). I studien undersöktes effekter på avkomman under två generationer. Studien var upplagd så att även könsskillnader kunde undersökas. Mössen exponerades för metylolakrylamid via dricksvattnet under studien. Halten metylolakrylamid i vattnet var 60, 180 och 360 ppm vilket motsvarar ett ungefärligt intag på 13, 37 och 68 mg/kg och dag för hanar och 17, 47 och 101 mg/kg och dag för honor.

Ingen ökning av missbildningar hos avkomman förekom i exponerade grupper. De histologiska undersökningarna visade inte på några förändringar av nerver, testiklar eller bitestiklar i vuxna djur. Antalet spermier i bitestiklarna minskade med 15 % i högdosgruppen. Sänkt testikelvikt med 25 % i högdosgruppen noterades.

Exponering för 360 ppm metylolakrylamid i vattnet resulterade i sänkt kullvikt i första kullen (F0). I andra kullen (F1) var kullvikten även sänkt i låg- och mellandos-gruppen (60 och 180 ppm). F1-mössen hade sänkt kroppsvikt och högre lever- och binjurevikt i exponerade grupper jämfört med kontrollgruppen. Sänkt testikelvikt noterades bland högdosgruppen i F0-

generationen men det fanns inga histologiska förändringar. F1 generationen var känsligare för neurotoxiska effekter än F0. Som mått användes greppstyrka. Antalet ungar per kull var lägre i exponerade grupper vilket kanske kan förklaras med en dominant-letal effekt (se avsnittet om genotoxicitet).

Humandata

Inga uppgifter.

Sammanfattning

Metylolakrylamid är stabil *in vivo* och *in vitro* och bryts endast långsamt ner till akrylamid. Metylolakrylamid har ungefär samma reaktionshastighet som akrylamid med avseende på reaktion med glutation.

Metylolakrylamid har neurotoxiska egenskaper vilket har demonstrerats *in vivo* och *in vitro*. Vid tillräckligt hög dosering har de exponerade djuren fått förlamningar framförallt i bakbenen. Sänkt greppstyrka har också påvisats. Metylolakrylamid gav upphov till histologiska förändringar i nervcellernas myelin-skikt. De uppkomna symtomen och skadorna förekommer både hos honor och hanar. Den lägsta effektnivån (LOEL) med avseende på neurotoxiska effekter är i råtta 12,5 mg/kg och dag och i mus 25 mg/kg och dag.

I dominant-letal test på möss ökade andelen postimplantationsförluster (tidig fosterdöd) och andelen levande foster per kull minskade. Dessa data antyder att metylolakrylamid har en genotoxisk effekt på spermierna som gör att fosterutvecklingen störs och/eller avbryts. NOEL i studien var 60 ppm vilket motsvarar cirka 13 mg/kg och dag. Metylolakrylamid visade inga mutagena effekter när det testats på bakterier (*Salmonella typhimurium*) men framkallade syster-kromatidutbyten och kromosomaberrationer i däggdjursceller (CHO-celler) i test med och utan metabolisk aktivering.

I studier på möss har metylolakrylamid framkallat adenom i den s.k. Harderianska körteln, lever-adenom och alveolära adenom/carcinom samt granulösa cell-tumörer i ovarier samt ovarie-atrofi. I en studie på råtta förekom ingen ökning av tumörer hos de exponerade djuren. Exponering för metylolakrylamid ökade inte antalet tumörer i p53-deficienta möss. LOEL hos möss baserat på histologiska förändringar var 25 mg/kg och dag.

Exponering för metylolakrylamid gav upphov till sänkt kullvikt, minskad kullstorlek, sänkt testikelvikt, minskat antal spermier och neurotoxiska förändringar hos vuxna djur. Ingen ökning av missbildningar förekom i studien. Den minskade kullstorleken kan förklaras med en dominant letal effekt. LOEL i studien baserat på minskad kullvikt var 60 ppm vilket motsvarar ett dagligt intag på cirka 15 mg/kg.

Kvalitativt ger akrylamid och metylolakrylamid upphov till samma effekter i försöksdjur. Metylolakrylamid förefaller vara mindre toxisk än akrylamid. Grovt räknat är förhållandet i potensen mellan metylolakrylamid och akrylamid i storleksordningen 2 till 4 gånger i test av akuttoxicitet och 20 gånger i cancer-studier. Det verkar dock vara ett förhållande mindre än 2 i potens i test som mäter ärftliga mutationer (dominant letaltest).

Kvantitativa uppskattningar av risk för cancer och ärftliga genetiska skador

Cancer

Mekanismer för tumöruppkomst

Kemiska ämnen som är reaktiva eller i kroppen omvandlas till reaktiva ämnen är cancerriskförhöjande genom att de kan reagera med genmaterialet i cellerna, DNA, och därmed framkalla en DNA-skada. Mutation uppkommer genom att en inträffad DNA-skada förblir oreparerad eller blir felaktigt reparerad av de reparationsenzymer som finns i cellen. Det har länge antagits, och på senare år bevisats, att mutation i någon av ett antal kritiska gener i en cell är ett avgörande steg i den cancerriskförhöjande verkan av genotoxiska (DNA-skadande) agentier (kemikalier, strålning). Den muterade cellens och tumörens fortsatta utveckling beror av att inträffade mutationer samverkar med nedärvda eller förvärvade faktorer som bestämmer tillväxt m.m. i vävnaden. Frekvenser av framkallade mutationer antas bero linjärt av dosen utan någon tröskeldos, d.v.s. dos under vilken ingen effekt uppkommer, och man kan därför anta att detta också gäller cancer inducerad av genotoxiska agentier. Detta gör att sådana cancerframkallande ämnen som har en genotoxisk verkningsmekanism blir särskilt viktiga vid de i regel låga exponeringsnivåer som förekommer i miljön. Kemikalier kan även förhöja cancerrisken genom påverkan på senare steg i tumörutvecklingen. Om detta sker genom en icke-genotoxisk mekanism krävs att en tröskeldos överskrids för att effekten skall uppträda, d.v.s. detta inträffar vid högre doser, något som framför allt kan observeras i djurförsök. Även genotoxiska kemikalier kan ha en verkan på dessa senare steg, med en förstärkning av cancerrisken vid högre doser. Det kan ofta vara svårt att avgöra om ett cancerframkallande ämne ska bedömas vara genotoxiskt (och därmed ha betydelse ur cancersynpunkt även vid mycket låga doser), eller om det huvudsakligen har icke-genotoxiska verkningsmekanismer (och därmed kan förväntas ha en tröskeldos).

Underlag för cancerriskuppskattning

Cancerriskerna med joniserande strålning har studerats både i djurförsök och i epidemiologiska studier (studier på exponerade befolkningsgrupper), och de senare har kunnat användas för att beräkna kvantitativa samband mellan stråldos och cancerriskförhöjning. Det är dock endast för relativt få cancerframkallande kemikalier som det finns information från epidemiologiska studier på människor där exponeringen är så väl beskriven att det är möjligt att få fram kvantitativa dos-responssamband. Sådana beräkningar baseras därför huvudsakligen på cancertester med försöksdjur, där grupper av vanligen möss eller råttor behandlas med några, relativt sett höga, koncentrationer av ämnet under sin livstid.

Akrylamid

De fåtaliga epidemiologiska undersökningar som gjorts på akrylamid är inkonklusiva (se avsnittet om epidemiologi) och riskuppskattningen har därför baserats på gjorda djurförsök (se avsnittet om cancer).

Akrylamid är själv föga DNA-skadande och mutagen. Dess genotoxiska och därigenom cancerriskförhöjande verkan utövas av en metabolit, glycidamid, vars bildning påvisats i försöksdjur och människor. Glycidamid har visats ge DNA-skada i råttor och möss. Initiator-promotor cancertest har visat att akrylamid administrerad på olika vägar verkar som initiator,

d.v.s. sannolikt som mutagen, för hudcancer. Detta talar för att den genotoxiska verkan är ansvarig för en cancerriskförhöjning. Flera av de tumörformer som uppkommit i djurförsök med råtta kan dock misstänkas vara hormonellt betingade (t.ex. de i sköldkörtel, binjure och bröstkörtel). Det är därför möjligt att den cancerframkallande effekten av akrylamid i djurförsök kanske endast till viss del kan hänföras till dess genotoxicitet. I så fall skulle en på en linjär modell baserad cancerriskuppskattning från djurförsök kunna leda till överskattning av risken vid låga doser.

Metylolakrylamid

Metylolakrylamid har givit upphov till tumörer hos möss i lunga, lever och den s.k. Harderianska körteln (saknar motsvarighet hos människan). Det går inte att uttala sig om genotoxiciteten hos metylolakrylamid eftersom endast få tester finns utförda. Resultaten från cancertestet på möss, som är deficienta med avseende på p53-genen, kan tolkas så att bakom den cancerframkallande effekten av metylolakrylamid ligger en icke-genotoxisk verknings-mekanism (Tennant et al., 1996). Det är tänkbart att det finns ett hormonellt inslag i cancerut-vecklingen. I 2-års-studien på mus fanns det en ökning i exponerade grupper av ovarie-atrofi och granulösa cell-tumörer vilka vanligen är hormonellt betingade effekter.

Riskuppskattningar baserade på djurförsök

Resultatet från kvantitativa cancerriskuppskattningar kan anges som "enhets"-risk, d.v.s. den risk som en viss enhetsdos (t.ex. ett genomsnittligt intag av 1 mg per kg kroppsvikt och dag under en livstid) teoretiskt skulle medföra. Sådana risksiffror kan användas som jämförelsemått mellan olika cancerframkallande ämnen, men kan också användas i preventivt syfte för att ange rekommenderade högsta halter i t.ex. vatten eller luft. Om man har kännedom om hur mycket människor exponeras för, samt gör en rad antaganden, så kan även det förväntade antalet cancerfall uppskattas teoretiskt. För att kunna sätta ett "gränsvärde" eller rekommendera ett högsta intag som enligt modellen förknippas med en viss risk, måste en "acceptabel" risknivå definieras. WHO har i sina dricksvattenkriterier "Guidelines for drinking-water quality" utgått från risknivån 1 på 100 000 ($1 \cdot 10^{-5}$) som livstidsrisk, men i WHO:s "Air quality guidelines for Europe" har man valt att i stället ange vilken luftföroreningshalt som skulle ge upphov till en risk på 1 på 10 000 ($1 \cdot 10^{-4}$), 1 på 100 0000 ($1 \cdot 10^{-5}$) och 1 på 1 miljon ($1 \cdot 10^{-6}$), och överlåter sedan åt varje land att ta ställning till hur stor risk man är villig att acceptera. I Sverige har IMM angett "lågrisk"-nivåer för några cancerframkallande luftföroreningar vid den halt som teoretiskt skulle ge upphov till en livstidsrisk på $1 \cdot 10^{-5}$ (0,001 %), vilket alltså är en mycket liten ökad cancerrisk med tanke på att vi ändå löper ca 30 % risk att drabbas av cancer. Det innebär dock samtidigt att 1 av 100 000 individer skulle drabbas av cancer om dessa ständigt exponeras för en sådan genomsnittlig halt under 70 års tid, vilket för Sveriges del skulle motsvara ca 1 fall per år. Dessa lågrisknivåer avser alltså livslång exponering. Om exponeringen sker under kortare tid, så antas risken minska i motsvarande grad.

Riskuppskattning enligt U.S. EPA

Det amerikanska Naturvårdsverket, U.S. EPA, har i många år beräknat cancerriskens storlek (för såväl genotoxiska som icke-genotoxiska cancerogener) genom att anpassa dos-respons-data från djurförsök till en matematisk modell och utifrån kurvans lutning beräkna risken vid låga doser. Metoden innebär att man gör en rad antaganden som tenderar att överskatta risken. Bland annat använder man sig av den 95-procentiga övre konfidens-intervallsgränsen på kurvans lutning för att beräkna riskens storlek. Den modell man använder kallas för en linearisерad flerstegs-modell, som är linjär i lågdosområdet. För att översätta risken för för-

söksdjur till risken för människa räknar man om dosen från t.ex. mg/kg kroppsvikt och dag till en dos som är närmare relaterad till kroppsytan, vilket antas vara ett mer rättvisande jämförelsemått mellan arter. För råttcancerstudien med akrylamid användes en art-omvandlingsfaktor på 7 vid omräkning från råtta till människa, vilket medför att människan betraktas som i motsvarande grad mer känslig än råttan.

Den modell som EPA använder anses vara konservativ på så sätt att den troligen inte undervärderar risken. EPA har använt den för såväl genotoxiska som icke-genotoxiska cancerogener, men enligt vår uppfattning bör den dock endast användas för genotoxiska cancerogener. EPA kommer troligen inom kort att revidera sina anvisningar för kvantitativa cancerriskberäkningar, där mer utrymme kommer att ges åt biologiska faktorer som kan inverka på tumöruppkomsten såsom t.ex. cytotoxicitet eller skillnader mellan försöksdjur och människor vad gäller hur ämnet fördelas och omvandlas i kroppen. Man kommer också att använda en förenklad matematisk modell för att understryka osäkerheten i beräkningarna.

Akrylamid har givit upphov till tumörer i flera olika organ, framför allt hos råtta, men även hos mus. Honråttorna var känsligast. EPA har beräknat cancerrisken för människa utifrån den sammanlagda incidensen av tumörer i centrala nervsystemet, bröstkörtlar, sköldkörtel, livmoder och munhåla hos honråttorna. Livstidsrisken angavs till $4{,}5 \cdot 10^{-3}$ vid ett dagligt intag om 1 µg/kg kroppsvikt. Utifrån detta har sedan risken med akrylamid i dricksvatten beräknats till $1{,}3 \cdot 10^{-4}$ per µg/l vatten. Vid risknivån $1 \cdot 10^{-5}$ skulle detta då motsvaras av 0,08 µg/l i dricksvatten (IRIS, 1993; EPA, 1990a).

EPA har också gjort en kvantitativ cancerriskuppskattning för metylolakrylamid, som baseras på den totala incidensen av tumörer i lunga, lever och "Harderianska" körteln hos hanmöss, som var det känsligaste könet. Med samma modell som för akrylamid beräknades livstidsrisken till $7{,}6 \cdot 10^{-4}$ vid ett dagligt intag av 1 µg/kg, vilket är 6 ggr lägre risk än för akrylamid (EPA, 1990b).

Riskuppskattning och gränsvärden enligt WHO och EU

WHO har i sina rekommenderade gränsvärden för dricksvatten (WHO, 1993) räknat med en lägre risk än EPA eftersom man inte tagit in någon art-omvandlingsfaktor vid beräkning av human cancerrisk utifrån rått-cancerstudien och hamnar därför p.g.a. en högre halt, 0,5 µg/l vid risknivån $1 \cdot 10^{-5}$. Inom EU föreligger ett förslag till gränsvärde för akrylamid i dricksvatten på 0,1 µg/l som enligt uppgift från Livsmedelsverket är satt efter riskbedömning enligt WHO, men vid risknivån $1 \cdot 10^{-6}$.

Det ska noteras att i den typ av EU-dokument som vi har använt som en huvudreferens, och som ingår i EU:s program för existerande ämnen, så görs inga kvantitativa cancerriskuppskattningar i bedömningarna av om riskreducerande åtgärder behöver sättas in eller ej. Det framhålls att något tröskelvärde inte kan anges för genotoxiskt verkande carcinogener, men sägs samtidigt att det inte råder allmän enighet om vilken metod som kan rekommenderas för riskbedömningen. Ett pragmatiskt angreppssätt rekommenderas därför vid bedömning av enskilda kemikalier (EU, 1996). I dokumentet om akrylamid (EU, 1997) sägs att även om det är tänkbart att det finns en tröskelnivå för cancer och mutagena effekter så kan en sådan inte identifieras. Cancerriskens storlek vid yrkesmässig eller omgivningsexponering kan inte klart anges. Eftersom ingen tröskel kan anges under vilken det inte finns någon risk drar man dock slutsatsen att exponeringen bör reduceras så långt möjligt.

Cancerriskuppskattning baserad på dosimetri

Den av amerikanska EPA tillämpade metoden för uppskattning av cancerrisker bygger på ett antal schablonmässiga antaganden, som görs för att överbrygga luckor i vår kunskap. Detta gäller t.ex. skillnader mellan försöksdjur och människor med avseende på omvandling i kroppen, avgiftning och utsöndring av giftiga substanser. Det finns också en bristande kunskap om hur olika tumörer uppkommer i djur och människor.

Så kallade genotoxiska carcinogener leder till en förhöjning av cancerrisken genom att reagera med kroppscellernas arvsmassa, DNA, och därigenom förorsaka mutationer med förändrade egenskaper som följd. Om de nya egenskaperna är av visst slag, kan de leda till uppkomst av en tumör. Det torde vara uppenbart att om en substans (eller ämnesomsättningsprodukt) med förmåga att reagera med DNA stannar längre tid i kroppen på grund av långsammare avgiftning/utsöndring, så kommer den att ge upphov till fler förändringar i DNA, med ökad sannolikhet för uppkomst av en tumör. Om avgiftningen skulle vara mycket snabb, blir substansen mindre "farlig" ur denna aspekt.

Bland annat för att på ett säkrare sätt kunna ta hänsyn till skillnaden i avgiftningshastighet mellan ämnen och mellan försöksdjur och människor har en forskargrupp i Stockholm definierat "dos" som upptagen mängd per kg kroppsvikt multiplicerad med uppehållstiden i kroppen. Metoder för att mäta en så definierad dos i människor och djur har utvecklats; dessa metoder omfattar analys av produkter av reaktion med ("addukter till") blodproteiner, såsom hemoglobin, samt bestämning av respektive reaktionshastigheter.

Detta har medgett att EPA:s schablonmässiga beräkningssätt ersätts med uppmätta värden på doser i kroppen, något som ökar tillförlitligheten hos risker som uppskattas genom extrapolation från försöksdjur till människa. Denna ansats har av Bergmark (se Törnqvist et al., 1998) tillämpats på akrylamid, med mätning av doser i råtta och människa av den med DNA reagerande och mutationsframkallande metaboliten glycidamid. Det värde på riskens storlek som därvid beräknas är något högre än EPA:s värde (se Tabell 5, additiv modell med dosimetri)(Törnqvist et al., 1998).

Riskuppskattning med multiplikativ modell

En vidareutvecklad riskmodell har baserats på studier som visar att det inte är den absoluta riskökningen (t.ex. uttryckt som % av antalet exponerade djur eller av antalet exponerade människor) utan den relativa riskökningen (uttryckt som % av resp. bakgrundsrisker d.v.s. av antalet djur eller människor som av andra skäl än den undersökta exponeringen drabbas av cancer), som på ett konstant sätt är proportionell mot dosen. Data talar för att den relativa riskökningen per dosenhet i hög grad är oberoende av tumörtyp, kön, djurstam och art (inkl. människa). Tillämpas denna "multiplikativa" modell på akrylamid, med hänsyn till dosen av glycidamid per upptagen mängd akrylamid per kg kroppsvikt, erhålles en risk för dödsfall i cancer som är 3 á 4 ggr högre än den av EPA beräknade (se Tabell 5, multiplikativ modell) (Törnqvist et al., 1998).

Osäkerheter i riskuppskattningarna

Det måste betonas att mekanismerna för canceruppkomst är ofullständigt kända och att alla extrapoleringar från höga till låga doser, från livslång exponering till korttidsexponering, och från försöksdjur till människa innebär stora osäkerheter. Resultatet av sådana beräkningar kan i allmänhet inte verifieras genom experimentella eller epidemiologiska studier. Olika modeller och antaganden kan leda till olika svar. Det föreligger också alltid statistiska osäkerheter, vilkas storlek framför allt beror på kvaliteten hos djurexperimenten.

Som nämndes ovan måste akrylamid betraktas som genotoxisk, varför extrapolering av cancerrisken till låga doser kan anses berättigad. Det går dock inte att bedöma hur stort inflytande en eventuell hormonell påverkan kan ha haft på cancerincidensen i råttförsöken och därmed ha lett till överskattning av risken. Föreliggande data från djurförsök tillåter inte att en sådan påverkan kan uteslutas, men dessa data visar inte heller någon signifikant avvikelse från en linjär modell.

U.S. EPA rapporterar övre 95 % konfidensgränsen för den beräknade risken, d.v.s. det högsta värdet i det intervall som med 95 % sannolikhet täcker riskens "sanna" – men okända – storlek om man accepterar en lineariserad beräkningsmodell. Av bl.a. detta skäl anses EPA:s riskvärden som konservativa, d.v.s. att de i varje fall inte underskattar riskerna. Cancerriskuppskattningarna för akrylamid enligt Törnqvist et al, baserade på dosimetri genom hemoglobinadduktmätningar och en multiplikativ modell, som i princip kan förbättra uppskattningen om man utgår ifrån att en lineariserad modell bäst beskriver risken, gav dock ett ännu högre riskestimat.

Hemoglobinaddukter som mått på upptag och intern dos

I ett fall som akrylamid som kan tas upp på olika vägar (via inandning, genom huden eller via dricksvatten och livsmedel) och där dessutom exponeringsmönstret är oregelbundet är det praktiskt omöjligt att uppskatta exponeringen genom analyser i miljön. Reaktiva ämnen eller deras reaktiva metaboliter har ofta en mycket kort livslängd i kroppen (<1 sekund till timmar) och upptag i kroppen kan därför ej mätas genom analys av ämnena som sådana. Däremot kan stabila reaktionsprodukter (addukter) med kroppsegna molekyler utnyttjas för analys av upptag och dos i kroppen. Metoder har utvecklats för analys av addukter till blodfärgämnet hemoglobin. För att kunna beräkna dos från en adduktnivå krävs kännedom om reaktionshastighet för bildning av addukten och livslängden hos hemoglobinet och dessutom tiden för exponering. I fallet med exponeringen för akrylamid vid Hallandsås är mätning av addukter enda möjligheten att uppnå ett mått på hur mycket som tagits upp och samtidigt få ett mått på dosen i kroppen. För genotoxiska ämnen eller metaboliter gäller att halterna av addukter till hemoglobin och DNA är proportionella. Mätning av hemoglobinaddukter utgör därför ett indirekt mått på samtidig bildning av DNA-addukter och utgör sålunda en utgångspunkt för uppskattning av cancerrisk. Även upptag av vissa neurotoxiska och allergiframkallande ämnen kan mätas på detta sätt. Beträffande akrylamid är ämnet självt neurotoxiskt medan dess metabolit glycidamid är DNA-skadande och cancerriskförhöjande. Man bör understryka att hemoglobinaddukter används som ett mått på dosen i kroppen av det reaktiva ämnet; det är ingen observerad skadlig effekt.

Det har utvecklats en metod för att mäta addukter till N-terminalt valin i hemoglobin och denna har tillämpats på akrylamid. Addukter av akrylamid och metaboliten glycidamid har bestämts i exponerade djur och människor. Förhållandet mellan adduktnivåer och doser av de båda ämnena har bestämts i råtta och i människa. Detta innebär att från en bestämning av nivån av addukter från akrylamid, som är något lättare att bestämma, kan man sluta sig till nivån av glycidamidaddukter och motsvarande dos. Denna dos kan sedan räknas om till upptagen dos i mg/kg kroppsvikt och dag (Törnqvist et al., 1998).

Rhoca Gil innehåller både akrylamid och N-metylolakrylamid. Båda dessa komponenter har ingått i exponeringen i samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen. I preliminära undersökningar observerades överraskande att hemoglobinaddukter från metylolakrylamid i något steg vid analysen omvandlas till motsvarande addukt av akrylamid. Sålunda utgör analysdata för addukt från akrylamid summan av addukterna från de båda komponenterna. Den carcinogena potensen hos metylolakrylamid är mycket lägre (10 – 100 ggr lägre enligt den multiplikativa modellen och 6 ggr lägre enligt EPA:s riskuppskattningar) än akrylamidens,

och en skillnad om en faktor 3 – 5 föreligger beträffande neurotoxicitet. De cancerrisker som beräknats utifrån halter av akrylamidaddukt är sålunda överskattningar, vilkas storlek beror på andelen metylolakrylamidaddukt i de bestämda värdena. Metoder för att avgöra hur stor denna andel utgör har skissats.

Sammanfattning

I tabellen nedan sammanfattas de kvantitativa cancerriskuppskattningar för akrylamid som tagits fram av WHO (1993), EPA (EPA, 1990; IRIS, 1993) och Törnqvist et al. (1998). Som framgår skiljer det en faktor 25 (38) mellan de högsta och lägsta estimaten. Något försök att utvärdera de olika modellernas relevans har ej gjorts i detta sammanhang.

Tabell 5. Uppskattning av livstids-cancerrisken för människa från akrylamid, beräknat med olika metoder på bas av cancertest i råtta.

Modell	**Risk för cancer**	
	Vid 1 mg/kg (totalt intag)	**Vid 1 µg/kg och dag (dagligt intag under 70 år)**
Lineariserad flerstegsmodell, additiv (WHO, utan art-omvandlingsfaktor)	$0{,}26 \cdot 10^{-4}$	$0{,}64 \cdot 10^{-3}$
Lineariserad flerstegsmodell, additiv (EPA, med art-omvandlingsfaktor)	$1{,}8 \cdot 10^{-4}$	$4{,}5 \cdot 10^{-3}$
Linjär modell med dosimetri, additiv (Bergmark, se Törnqvist et al., 1998)	$2{,}9 \cdot 10^{-4}$	$7{,}4 \cdot 10^{-3}$
Multiplikativ dosimetribaserad modell (Törnqvist et al., 1998)	$6{,}1 \cdot 10^{-4}$ x)	$16 \cdot 10^{-3}$ x)

x) Avser risk relativt bakgrundsincidensen för cancerdöd. Kan multipliceras med en faktor 1,5 för jämförelse med övriga risksiffror i tabellen som avser insjuknande i cancer.

Ärftliga genetiska skador

En bedömningsgrupp bestående av Kerry Dearfield, Georg Douglas, Udo Ehling, Martha Moore, Gary Sega samt David Brusick har på uppdrag av EU och Amerikanska EPA utfört riskbedömning av akrylamidens genetiska effekter. På grundval av data från experimentella studier på djur samt metabolisk och mekanistisk information har risken för genetiska skador orsakade av akrylamid uppskattats (Dearfield et al., 1995).

Riskbedömningen baserades dels på en direkt extrapoleringsmetod och dels på en metod som baserades på en beräkning av fördubblingsdosen (den dos som inducerar en mutationsfrekvens som är lika stor som den spontant förekommande).

Antal nya genetiska sjukdomar efter ett antaget genomsnittligt intag via födan på 0,013 µg/kg kroppsvikt och dag uppskattades (på basen av uppkomna genmutationer i djurförsök) till mellan $7{,}3 \times 10^{-5}$ med den modell som byggde på fördubblingsdos och $4{,}3 \times 10^{-3}$ med den direkta extrapoleringsmodellen per miljon barn från exponerade föräldrar. Alltså upp till 0,0043 skadade per miljon barn. Baserat på hudupptag vid en nivå som beräknats förekomma vid arbetet i Hallandsåsen d.v.s. vid ett dagligt genomsnittligt upptag motsvarande ca 0,01 mg/kg kroppsvikt, skulle beräkningar baserade på inducerade genmutationer i möss motsvara ett tillskott av 0,05 och 3,2 skador per miljon födda barn från exponerade fäder. Beräkningar baserade på kromosomala förändringar anger antal som ligger mellan 0,2 och 23,8 skador per miljon. Dessa senare beräkningar gäller dock för skador orsakade i sena

spermiestadier (se kapitlet genotoxiska effekter av akrylamid och glycidamid), som enbart kommer till uttryck under den tiden som exponeringen pågår och kort därefter d.v.s. bara under de exponerade spermiernas livstid.

Beräkningarna bygger på ett antal mer eller mindre osäkra uppskattningar när det gäller extrapoleringar från mus till människa. Vidare ingår antaganden om den spontana mutationsfrekvensen hos människa och antalet genloci där sjukdomsalstrande mutationer kan inträffa. Osäkerheten i siffrorna är således stor men utvärderingsgruppen har ansett att metoden som baseras på fördubblingsdosen är mest tillförlitlig (Dearfield et al., 1995).

Gränsvärden och rekommendationer om intag

Akrylamid

Akrylamid har klassats av Kemikalieinspektionen (KIFS 1997:5) som giftigt vid kortvarig exponering och medför risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering via inandning, hudkontakt och förtäring (R48/23/24/25). Det internationella cancerforskningsinstitutet IARC har klassat akrylamid som troligen cancerframkallande för människa (grupp 2A). Inom EU är det klassat som cancerframkallande (kategori 2; bör anses cancerframkallande för människor), och den svenska riskfrasen anger att det kan ge cancer (R45). Akrylamid är också klassad med "kan ge ärftliga genetiska skador" (R46, kategori 2). Det är endast mycket få kemikalier som fått denna klassning, som bygger på de påvisade ärftliga genotoxiska effekter som redovisats ovan i avsnittet "Genotoxicitet".

Personer som yrkesmässigt använder eller kommer i kontakt med akrylamid är den grupp som kan förväntas få den högsta exponeringen. Som framgick av avsnittet om upptag och metabolism, så tas akrylamid upp lätt genom huden, varför skyddshandskar och skyddskläder rekommenderas. Det gränsvärde som finns för akrylamid i arbetsmiljön gäller halter i luft och är satt till 0,03 mg/m^3.

WHO har beräknat högsta acceptabla dagliga intag (ADI) av akrylamid för människa baserat på försöksdjursdata. Data från fallrapporter och epidemiologiska undersökningar på människa saknar i allmänhet uppgifter om exponering, varför de ej har kunnat ligga till grund för en kvantitativ riskuppskattning. Vid WHO:s utvärdering 1985 var den första cancerstudien på råtta ännu ej färdig, och informationen angående reproduktionstoxiska effekter ansågs alltför ofullständig för att kunna utgöra bas för riskuppskattning för människa. Bedömningen byggde därför på iakttagna neurotoxiska effekter på försöksdjur. Den lägsta-effektnivå som då hade rapporterats var 1 mg per kg kroppsvikt och dag hos råtta vid administrering under 3 månader. Denna dos skulle hos människa motsvara 0,12 mg/kg kroppsvikt under antagandet att den toxiska dosen är närmare relaterad till kroppsyta än till kroppsvikt i jämförelse mellan arter. En säkerhetsfaktor på 10 gav ADI-värdet 0,012 mg/kg och dag (12 µg/kg och dag). Detta avser lång tids exponering och gäller även allmänhetens exponering för akrylamid.

Det amerikanska naturvårdsverket EPA har gjort en riskbedömning av akrylamid med avseende på neurotoxiska effekter (IRIS, 1993). Den grundas huvudsakligen på en studie av Burek et al. (1980), i vilken Fischer 344 råttor erhöll akrylamid i dricksvattnet under 3 månader. Halterna i dricksvatten motsvarade ungefär 0, 0,05, 0,2, 1, 5 och 20 mg/kg kroppsvikt och dag. Tecken på förlamning av bakbenen observerades endast i den högsta dosgruppen, men vid mikroskopisk undersökning av ischiasnerven påvisades nervskador även vid lägre doser. Vid 1 mg/kg och dag påvisades skador med elektronmikroskopi, men inte med ljusmikroskopi. Skadorna var reversibla vid undersökning 144 dagar senare. Utifrån denna studie angav EPA den lägsta effektnivån (LOEL) till 1 mg/kg och dag, och nolleffektnivån (NOEL) till 0,2 mg/kg och dag. NOEL-värdet dividerades med en säkerhetsfaktor på 1000 (en faktor 10 för ev. skillnad i känslighet mellan råtta och människa, en faktor 10 för skillnad i känslighet mellan individer och en faktor 10 för extrapolering från den subkroniska studien till kronisk exponering). Det resulterande högsta acceptabla dagliga intaget, eller vad EPA kallar "referensdos" blev sålunda 0,0002 mg/kg och dag (0,2 µg/kg och dag). Genom att använda större osäkerhetsfaktorer än WHO kommer alltså EPA till ett 60 ggr lägre värde som högsta rekommenderat intag, trots att samma studie använts som underlag.

Eftersom akrylamid inte är någon allmänt förekommande miljöförorening, även om det påvisats i tobaksrök, så finns det inte något gränsvärde för halter i t.ex. luft, mark eller olika

typer av livsmedel. Däremot finns ett av WHO rekommenderat gränsvärde för dricksvatten (WHO, 1993), beroende på att polyakrylamid kan användas som fällningsmedel i vattenreningsverk. I Sverige används denna metod på några få vattenverk. WHO:s riktvärde är 0,5 µg/l, och är som nämndes ovan satt vid den halt som enligt WHO:s beräkning teoretiskt skulle medföra en ökad cancerrisk på 1 på 100 000 vid konsumtion av 2 liter vatten per dag under en livstid. I Sverige är resthalten av akrylamid i dricksvatten reglerad genom doseringsanvisningar för polyakrylamiden samt regler om maximalt tillåten halt av akrylamidmonomer i den polyakrylamid som används. I de förslag till gränsvärden för dricksvatten som är på gång inom EU (Gemensam ståndpunkt antagen av Rådet den 19 december 1997) anges gränsvärdet till 0,1 µg/l.

Metylolakrylamid

IARC har bedömt att det finns begränsade bevis för att metylolakrylamid är cancerframkallande hos försöksdjur, men otillräckliga bevis för människa, och har därför satt metylolakrylamid i grupp 3 (ej klassificerbart).

Metylolakrylamid är ej upptagen på Kemikalieinspektionens klassificeringslistor, och i övrigt saknas ADI-värden, rekommendationer eller gränsvärden.

Sammanfattning av undersökningsresultat från Hallandsåsen

Arbetet med tunneldrivningen genom Hallandsåsen avbröts den 29 september 1997, då det stod klart att akrylamid och N-metylolakrylamid från tätningsmedlet Rhoca Gil återfanns i höga halter (92 respektive 342 mg/l) i det läckvatten som pumpats upp från det s.k. mellanpåslaget (arbetsplatsen mitt i tunneln) vid Severtorp och sedan förts vidare i Vadbäcken. Injekteringen hade då pågått kontinuerligt sedan den 4 augusti. Fortsatt provtagning visade att halterna i Vadbäckens vatten avtog gradvis ner mot Skälderviken. Halterna i Stensån, som är recepient för läckvattnet från norra tunnelpåslaget, var dock lägre till följd av en mycket högre vattenföring.

Efter samråd med Yrkesinspektionen, Skanska AB och Banverket, åtog sig Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds Universitetssjukhus, den 7 oktober 1997 att genomföra en hälsoundersökning av de tunnelarbetare som direkt eller indirekt exponerats för Rhoca Gil. Institutionen för Miljökemi, Stockholms Universitet åtog sig att göra bestämningar av upptagna mängder akrylamid genom analyser av hemoglobinaddukter. Båstad kommuns ledningsgrupp beslutade den 9 oktober att uppdra åt Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds Universitetssjukhus, att undersöka om förekomsten av akrylamid och N-metylolakrylamid i Vadbäckens vatten och i brunnar resulterat i hälsoeffekter på de boende. En mottagning och telefonrådgivning för de boende öppnades den 10 oktober i Bjärehälsans lokaler i Grevie.

Tunnelarbetare

Bland 223 undersökta tunnelarbetare förelåg klara exponerings-responssamband för besvär från såväl det perifera nervsystemet som mer akuta irritationsbesvär i luftvägarnas och ögonens slemhinnor, samt en del mer allmänna symtom som huvudvärk och yrsel (Nordander et al., 1998, Appendix 1). Bland de 45 högst exponerade arbetarna var prevalensen ca 30 % för symtom på perifer nervpåverkan, och ca 50 – 75 % för irritationsbesvär i luftvägar och ögon. Blodprov för bestämning av hemoglobinaddukter av akrylamid har tagits på samtliga 223 arbetare (analyserna ännu ej avslutade 98-04-16).

Medianvärdet för addukter av akrylamid för de 77 först analyserade arbetarna var 0,24 nmol/g globin, vilket är sex gånger förhöjt jämfört med oexponerade kontrollpersoner. Några av de högst exponerade tunnelarbetarna hade dock addukthalter som översteg 4 nmol/g globin, vilket är drygt fyra gånger högre än den (osäkra) gränsen för när neurotoxiska symtom kan börja uppträda vid exponering för akrylamid (Calleman 1996, Törnqvist et al., 1998). Sannolikt har dock exponeringen för metylolakryalmid bidragit till de uppmätta adduktnivåerna. Hudupptaget av akrylamid förefaller ha varit kvantitativt mer betydelsefullt än upptaget via luftvägarna. Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har varit otillräckligt på den aktuella arbetsplatsen. Det förelåg bland tunnelarbetarna ett klart samband mellan addukthalt och nytillkomna symtom från det perifera nervsystemet samt akuta irritationsbesvär i luftvägarnas och ögonens slemhinnor. Femtio tunnelarbetare har till följd av nytillkomna symtom från perifera nervsystemet genomgått neurofysiologisk undersökning, vilken kommer att upprepas efter sex månader, då de även kommer att genomgå en förnyad läkarundersökning. Trettio tunnelarbetare har remitterats för bedömning och eventuell allergitestning vid Yrkes- och miljödermatologiska avdelningen, Universitetssjukhuset MAS.

Boende

Vid den mottagning som upprättades för de boende undersöktes och togs blodprover på de personer som önskade detta. Dessutom kallades personer med känd förorening av akrylamid/metylolakrylamid i sin brunn aktivt till hälsoundersökningen (Albin et al., 1998, Appendix 2). Sammantaget undersöktes 196 personer, varav 23 med förorening i brunnsvatten bekräftad med kemisk analys som enda kända exponeringskälla. Vidare hade 17 personer haft både uppmätt förorening i brunnen och hudkontakt med förorenat bäckvatten, 67 personer hade kontakt med förorenat bäckvatten som enda kända exponeringskälla. Av de undersökta hade 150 personer egen brunn. Det kommunala vattnet har inte varit förorenat med akrylamid eller metylolakrylamid, däremot har totalt 29 privata brunnar varit förorenade med akrylamid eller metylolakrylamid. Det fanns bland de boende ingen uppenbar relation mellan symtom på nervpåverkan i armar eller ben och exponering för förorenat vatten. I flera fall rapporterade de boende nytillkomna hudbesvär eller magbesvär som de i några fall klart förknippade med sitt tappvatten eller kontakt med förorenade vattendrag. Något samband med den aktuella exponeringen sågs dock ej. Sju personer med nytillkomna hudförändringar har vid Yrkes- och miljödermatologiska avdelningen, Universitetssjukhuset MAS, testats mot olika komponenter i Rhoca Gil. Inte i något fall har det påvisats allergiskt kontakteksem mot dessa. Yrkes- och miljömedicinska kliniken har insamlat vattenprov (N=75) från undersökta med egen brunn (18 brunnar ej tidigare provtagna) och analyserat dessa med avseende på akrylamid och N-metylolakrylamid. Inte i något av dessa vattenprover har dock dessa ämnen påvisats.

Hemoglobinaddukter av akrylamid har analyserats för de 20 boende som bedömdes ha varit mest exponerade. Av dessa hade 13 exponerats för förorenat tappvatten (median 0,05, variationsområde 0,04 – 0,22 nmol/g globin) och 7 hade haft hudkontakt med förorenat vattendrag (median 0,07, variationsområde 0,04 – 0,11 nmol/g). Inte i något fall var adduktnivån så hög (över 1 nmol/g globin) att, utifrån tidigare studier, en nervskadande effekt kunde befaras (Calleman 1996, Törnqvist et al., 1998). De sammantagna resultaten från den kliniska undersökningen och adduktanalyserna ger således inga hållpunkter för att exponeringen för akrylamid och metylolakrylamid bland de boende givit upphov till neurotoxiska effekter.

Cancerrisker

Upptaget av akrylamid under omkring två månaders tid, vilket leder till en addukthalt av 0,24 nmol/g (medianvärdet för tunnelarbetarna), beräknas motsvara ett genomsnittligt dagligt upptag på 10 µg per kg (Törnqvist et al., 1998). Ca 18 % av alla dödsfall i Sverige beror på cancer. Denna uppskattade genomsnittliga exponering för tunnelarbetarna under två månader kan enligt olika riskmodeller (US EPA 1990, Törnqvist et al., 1998) beräknas leda till att livstidsrisken för död i cancer ökar från 18 till mellan 18,01 och 18,04 %. De få arbetare som hade betydligt högre addukthalter kan antas löpa en något högre risk, dock fortfarande mindre än en procents ökad livstidsrisk. En noggrannare skattning av intern dos i form av adduktvärden korrigerade för bakgrundshalt, rökvanor, tid för provtagning och exponeringstidens längd, kommer att göras när samtliga 223 prover är analyserade.

Motsvarande beräkningar kan göras för de boende. Efter korrigering för exponering av akrylamid via tobaksrök hos rökare, har bland dessa enstaka prover med akrylamidaddukter uppmätts, vars halter ligger 0,05 – 0,10 nmol/g högre än den bakgrundsnivå som påträffades hos personer utan känd exponering för akrylamid (medianvärde 0,04, variationsområde 0,02 – 0,07 nmol/g) (Albin et al., 1998). Detta tillskott skulle motsvara ett upptag av akrylamid på omkring 2,5 – 5 µg per kg kroppsvikt och dag under 2 månader (Törnqvist et al., 1998). Den beräknade cancerriskförhöjningen till följd av detta skulle motsvara omkring 0,01 – 0,02 % (beräknad enligt multiplikativ modell, som ger det högsta riskestimatet). Medelvärdet av adduktnivån i samtliga 20 prover från boende visar en förhöjning om 0,01 nmol/g, något som

skulle motsvara en cancerriskförhöjning omkring 0,001 %. Skulle addukterna delvis härröra från metylolakrylamid, vilket förefaller sannolikt, kan det bidra till att de här angivna riskerna är överskattade.

Ur riskbedömningssynpunkt är det inte nödvändigt att göra ytterligare adduktanalyser eller läkarundersökningar av de boende. Däremot finns ett fortsatt behov av information och psykologiskt stöd. Yrkes- och miljömedicinska kliniken har fortlöpande lämnat information till de boende, dels vid stormöten arrangerade av kommunen, dels vid möten i egen regi där samtliga hälsoundersökta inbjudits, och vidare i form av skriftlig information till de undersökta.

Sammanfattning och riskbedömning

Akrylamid är en kemikalie som av Kemikalieinspektionen är klassad som giftig vid hudkontakt och förtäring, och som dessutom kan ge cancer och ärftliga genetiska skador hos människor. Trots detta har man hanterat tusentals kilo (1400 ton förbrukad mängd Rhoca Gil, varav 140 ton akrylamid + metylolakrylamid enligt Naturvårdsverket, 1997) av detta ämne i samband med tunnelbygget genom Hallandsåsen. Först genom att kor som druckit vatten ur Vadbäcken blev akut förgiftade och kopplingen till utsläpp från tunnelbygget kunde göras, stoppades användningen av tätningsmedlet Rhoca Gil. Tack vare att exponeringen pågick under kort tid (ungefär 2 månader) blev effekterna på människors hälsa begränsade (se nedan).

Sammanfattning av litteraturdata

De viktigaste hälsoriskerna med akrylamid är dess påverkan på det centrala och perifera nervsystemet, cancer och ärftliga genetiska skador samt påverkan på fortplantningen. Den neurotoxiska effekten är väl belagd i både djurförsök och från fall där människor exponerats, men informationen om övriga toxiska effekter hänför sig huvudsakligen till djurförsök med råttor och möss. Utifrån djurförsöken har lägsta effekt-nivåer (LOEL) och nolleffekt-nivåer (NOEL) kunnat fastläggas för vissa effekter, som sedan kan ligga till grund för rekommendationer om högsta acceptabla dagliga intag för människor. Metylolakrylamid ger upphov till liknande effekter som akrylamid i djurförsök, men först vid högre doser.

Neurotoxicitet och hudpåverkan tycks vara de effekter som uppkommer vid lägst dos. Sådana effekter har påvisats både hos människor och försöksdjur. Undersökningar på olika arter (råttor, möss, hundar och apor) visar toxiska effekter vid likartade doser. För akrylamid är LOEL för lätta reversibla skador på perifera nerver hos råtta 1 mg/kg kroppsvikt och dag, och NOEL 0,2 – 0,5 mg/kg och dag. WHO rekommenderar utifrån detta ett ADI-värde (högsta acceptabla dagliga intag under lång tid) för människa på 0,012 mg/kg och dag (12 µg/kg och dag). Det amerikanska Naturvårdsverket, EPA, rekommenderar 0,0002 mg/kg och dag (0,2 µg/kg och dag) baserat på samma data men med användande av högre säkerhetsfaktorer. Det finns många rapporter som beskriver neurotoxiska effekter även hos människor, i de allra flesta fall beskrivet som reversibla. I de flesta fall är exponeringen dåligt känd. I en studie på kinesiska arbetare kunde de neurotoxiska effekterna relateras till halten hemoglobinaddukter i blod. NOEL angavs till 0,3 – 1 nmol/g globin, vilket motsvarar ett upptag på 11 – 38 µg/kg kroppsvikt och dag. Metylolakrylamid är också nervskadande, men vid högre koncentrationer. LOEL var 12,5 mg/kg och dag i ett försök med råttor.

Den reproduktionsskadande effekten av akrylamid har undersökts i djurförsök. Missbildningar har inte påvisats, men däremot har effekter såsom nedsatt fertilitet, spermiepåverkan och ökad incidens av tidig fosterdöd uppkommit. I EU-dokumentet görs bedömningen att akrylamid påverkar hanarnas fertilitet hos råttor och möss. NOEL för denna effekt anges till 5 mg/kg och dag för råtta och 9 mg/kg och dag för mus. Spermiepåverkan och ökad incidens av tidig fosterdöd har dock uppkommit vid 5 – 10 mg/kg och dag (NOEL 2 mg/kg och dag). När WHO gjorde sin riskbedömning av akrylamid (WHO, 1985) fanns inte tillräckligt underlag för att bedöma de reproduktionstoxikologiska effekterna. I de nyare EPA- (1990) och EU-dokumenten (EU, 1997) konstateras att neurotoxicitet uppträder vid lägre doser och därför bedöms vara den kritiska effekten. Det finns inga humanstudier avseende reproduktionstoxiska effekter.

Akrylamid har givit upphov till cancer i djurförsök (signifikant förhöjda tumörfrekvenser hos råtta vid 2 mg/kg och dag under 2 år). Tumörerna kan möjligen till viss del hänföras till hormonell påverkan, men eftersom akrylamid samtidigt är genotoxisk måste man räkna med

att det kan finnas en risk för cancer även vid låga doser. Olika ansatser för att beräkna cancerriskens storlek vid låga doser har använts. Den mest använda modellen för cancerframkallande ämnen i allmänhet är den modell som används av EPA i USA. Den förutsätter att dos-responskurvan är linjär i lågdosområdet, och beräknar den övre statistiska gränsen för cancerrisken. WHO har i sina dricksvattenkriterier tillämpat samma modell, men kommer till en lägre risk eftersom man inte använt den art-omvandlingsfaktor som EPA gör. Törnqvist och medarbetare vid Stockholms universitet har utvecklat en alternativ modell, som bygger på användning av hemoglobinaddukter som mått på intern dos och användning av en multiplikativ modell för att beräkna risken utifrån djurförsöken i stället för den additiva modell som EPA använder. Denna modell gav en något högre risk än EPA:s modell. Inget försök görs här att utvärdera de olika mätmetoderna med avseende på relevans och tillförlitlighet. Därför anges den uppskattade risken som ett intervall. Uttryckt som livstidsrisken vid ett dagligt intag av 1 µg/kg och dag blir risken teoretiskt enligt dessa modeller 0,6 – 20 per 1000 exponerade. Om exponeringen sker under endast t.ex. en månad i stället för en livstid antas risken bli 1400 ggr lägre (12 mån x 70 år), d.v.s. 0,05 – 1,5 per 100 000.

Cancerriskuppskattningarna för arbetare och boende på Hallandsåsen (se nedan) baseras på hemoglobinaddukter som ett mått på upptagen mängd av akrylamid i exponerade grupper. Preliminära resultat (Törnqvist m.fl.) tyder på att metylolakrylamid ger samma addukt som akrylamid vid analysen, något som skulle innebära att dosen av akrylamid överskattas. Då man i beräkningarna antagit att hela upptaget härrör från akrylamid skulle metylolakrylamidens lägre carcinogena potens leda till en överskattning av riskerna.

De fåtaliga epidemiologiska studier som gjorts på akrylamid är inkonklusiva. För metylol-akrylamid saknas sådana studier helt.

Akrylamid är en genotoxisk substans som visat sig inducera genmutationer och kromosom-skador i såväl kroppsceller som könsceller hos försöksdjur. Effekter under spermieutveck-lingen har särskilt studerats. Mutationer i tidiga stamceller tros främst orsakas av metaboliten glycidamid, medan strukturella kromosomskador i senare stadier av spermieutvecklingen relateras till akrylamids bindning till ett viktigt protein, protamin, varigenom celldelningen störs. De flesta försök är gjorda med enstaka injektioner av relativt höga doser, men kontinu-erlig exponering med lägre doser i intervallet 5 – 10 mg/kg och dag har t.ex. givit upphov till ärftliga genetiska effekter i form av dominanta letalmutationer hos råttor och möss. Man har också försökt att kvantifiera risken för ärftliga genetiska skador.

Hallandsåsen

För att kunna bedöma hur stora hälsoriskerna för tunnelarbetare och boende på Hallandsåsen har varit, så fordras någon kännedom om exponeringsnivåer. Normal sett är det mycket svårt att bedöma hur mycket av en miljöförorening som människor kan ha utsatts för genom hud-kontakt, inandning eller förtäring av förorenad föda eller vatten. Det fanns dock en metod utarbetad vid Stockholms universitet med vilken man kan mäta dosen av akrylamid genom dess bindning till hemoglobin i blod hos exponerade individer. Främst genom dessa mätningar har man kunnat uppskatta den dos som människorna varit utsatta för. Halterna av akrylamid i brunnsvatten har också undersökts. Nedan kommenteras de riskbedömningar som har kunnat göras utifrån hälsoundersökningar som gjorts på tunnelarbetare och boende av Yrkes- och miljömedicinska kliniken vid Lunds Universitetssjukhus, hemoglobinadduktmätningar som gjorts av Institutionen för Miljökemi, Stockholms Universitet, samt vad som är känt utifrån den vetenskapliga litteraturen om toxiska effekter av akrylamid och metylolakrylamid.

Arbetare vid tunnelbygget

Neurotoxicitet

Som framgick av sammanfattningen av undersökningsresultaten i kapitlet ovan så är de neurofysiologiska och yrkesdermatologiska undersökningarna av utvalda arbetare ännu ej slutförda. Bland 223 undersökta arbetare fanns det ett klart samband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och symtom från perifera nervsystemet (inkluderande ökad svettning och hudavflagning i händerna). De vanligaste symtomen var stickningar/domningar i händer, fötter och underben. Bland de 45 högst exponerade arbetarna hade 30 % tecken på perifer nervpåverkan.

Hemoglobinaddukter har hittills mätts i blod från 77 tunnelarbetare och visat ett starkt samband med exponering, skattad genom intervjuer (Appendix 1, Nordander et al.). För vissa av arbetarna gick mer än en månad från det att de slutade arbeta med Rhoca Gil tills dess att blodprov för adduktanalys kunde tas. Detta har resulterat i att det uppmätta adduktvärdet i viss mån underskattar den addukthalt arbetarna bör ha haft då exponeringen upphörde. Utifrån en tidigare studie på kinesiska arbetare hade slutsatsen dragits att lätta neurotoxiska symtom kan uppträda efter några månaders exponering för akrylamid som leder till addukthalter av storleksordningen 1 nmol/g globin (motsvarande ett upptag på 38 µg/kg och dag). Av alla hittills undersökta tunnelarbetare har en stor andel haft hemoglobinaddukthalter högre än så (16 % av dem som valdes ut slumpmässigt). Några av de högst exponerade hade addukthalter som översteg 4 nmol/g. I den grupp på 47 personer som remitterades till neurofysiologisk undersökning var medianvärdet tiofaldigt förhöjt (0,44 nmol/g globin) jämfört med en kontrollgrupp (0,04 nmol/g globin).

Törnqvist och medarbetare (1998) har använt hemoglobinadduktmätningarna för att beräkna upptagen dos av akrylamid (troligen inklusive metylolakrylamid). Medianvärdet från de först undersökta 77 arbetarna var 0,24 nmol/g globin, vilket beräknades motsvara ett genomsnittligt dagligt upptag på ca 10 µg/kg och dag. Om man på ett förenklat sätt jämställer upptagen dos med administrerad dos, så kan jämförelser göras med de djurförsök där akrylamid tillförts via dricksvattnet eller genom annat administrationssätt. Det genomsnittliga beräknade upptaget ligger då 100 ggr under den dos där lätta neurotoxiska effekter uppträtt hos försöksdjur (1 mg/kg och dag under 3 månader), men i nivå med eller över det rekommenderade högsta dagliga intaget för allmänbefolkning. De högsta addukthalterna, 4 nmol/g, motsvarar ett upptag på 0,15 mg/kg och dag. Eftersom de högst exponerade arbetarna hade tecken på nervpåverkan så antyder detta att människan är känsligare än försöksdjur om exponeringen anges i mg/kg kroppsvikt och dag. Under en del av tiden kan upptaget hos de exponerade tunnelarbetarna varit betydligt högre: addukthalten är ett uttryck för genomsnittligt upptag.

Som jämförelse kan också mätningar som refererats av EPA (1990) nämnas. Arbetare som utförde tätningsarbete av avloppsledningar undersöktes på 4 olika arbetsplatser både vad gäller akrylamid i luft och akrylamid deponerad på hud. Hudupptaget var mycket viktigare än inandning. De exakta värdena på beräknat upptag anges inte i EPA-rapporten, men i en artikel av Dearfield et al. (1995) refereras dessa mätningar, vilka omräknat till upptag angavs variera mellan 0,016 och 0,13 mg/kg och dag. Av de studerade arbetarna hade en symtom på akrylamid-inducerade perifera nervskador såsom hudavflagning, och två andra arbetare uppgav sig ha haft hudavflagning i händerna tidigare.

Akrylamid-inducerade nervskador hos tunnelarbetare som använt akrylamid-innehållande tätningsmedel har beskrivits tidigare från såväl USA som Italien.

Reproduktionstoxicitet

Den beräknade genomsnittliga exponeringen för tunnelarbetarna ligger ca 1000 ggr lägre än de halter som givit påverkan på spermier, ökad tidig fosterdöd eller nedsatt fertilitet i djurförsök (50 ggr lägre för de få personerna med allra högst exponering).

Cancer

De kvantitativa cancerriskuppskattningar som gjorts med olika modeller och som refererats ovan kan alla ses som konservativa i den mening att de troligen inte underskattar risken för människa vid låga doser. Om dessa tillämpas på den beräknade genomsnittliga exponeringen på ca 10 µg/kg och dag, och exponeringen förutsätts ha skett under två månader totalt, blir cancerrisken 0,1 – 5 per 10 000. Dessa risksiffror innebär att 0,1 – 5 av 10 000 exponerade personer teoretiskt skulle kunna drabbas av cancer till följd av akrylamidexponeringen, eller alternativt att den individuella cancerrisken för en exponerad person skulle öka med 0,001 – 0,05 %. En så liten ökad cancerrisk måste anses vara försumbar för individen jämfört med den höga risk som vi alla löper att drabbas av cancer under vår livstid (ca 30 %). Det bör dock påpekas att cancerrisken skulle ha blivit proportionellt sett högre ju längre exponeringen pågått. Tack var att arbetet med Rhoca Gil avbröts blev riskerna små.

Ärftliga genetiska skador

De kvantitativa uppskattningarna av risk för inducerade ärftliga sjukdomar som redovisades i kapitlet om kvantitativa riskbedömningar har applicerats på hudexponering via tätningsarbete, med den av Törnqvist beräknade genomsnittliga exponeringen för tunnelarbetarna på Hallandsåsen, ca 10 µg/kg och dag. För fallet Hallandsås beräknades antalet inducerade sjukdomar till 0,05 – 3,2 per miljon barn till exponerade fäder vad gäller genmutationer. Beräkningar baserade på kromosomala förändringar ledde till antal som ligger mellan 0,2 och 24 skador per miljon. De senare beräkningarna gäller dock för skador orsakade i sena spermiestadier som bara kommer till uttryck under de exponerade spermiernas livstid.

Dessa beräkningar är visserligen osäkra, men pekar ändå på en försumbar risk för de exponerade tunnelarbetarna.

Boende runt Hallandsåsen

Risker med de akuta utsläppen

På grund av sin höga vattenlöslighet kan oreagerad akrylamid och metylolakrylamid lätt sprida sig i naturen via yt- och grundvatten. Detta är också vad som har skett på Hallandsåsen. För omkringboende är det framför allt kontaminerat vatten som är den viktigaste orsaken till exponering. Förutom riskerna med att dricka sådant vatten måste även risker förknippade med bad eller annan kontakt med vattnet beaktas eftersom akrylamid lätt tas upp genom huden.

När metylolakrylamid/akrylamid hade detekterats i brunnar i oktober 1997 (detektionsgräns 5 µg/liter) fastställde kommunen med hjälp av expertis från SGU två riskområden, varav det största sträckte sig längs Vadbäcken. Socialstyrelsen rekommenderade att vattnet inom det av kommunen avgränsade riskområdet inte borde användas för hushållsändamål (dryck, matlagning, personlig hygien m.m.) annat än maskindisk och maskintvätt (1997-10-13, Dnr 32-9505/97). Livsmedelsverket rekommenderade i PM 1997-10-17 och 1997-10-31 (Dnr 3296/97) att vattnet inom riskområdet inte borde användas till dryck eller matlagning fram tills dess att analyser utvisat att akrylamidhalten ligger under WHO:s riktvärde (0,5 µg/l). Man ansåg att samma gränsvärde för akrylamid i dricksvatten bör gälla för djur som för människor.

Vidare rekommenderades att avstå från konsumtion av vilt samt att djur som druckit lindrigt påverkat vatten (ej Vadbäcken) skulle omfattas av en karenstid på 60 dagar innan mjölk och kött användes som livsmedel. Man bedömde att storbladiga grönsaker, rotfrukter och potatis som bevattnats med kraftigt förorenat vatten ur Vadbäcken ej borde konsumeras. Grödor som bevattnats med brunnsvatten bedömdes ej ha förhöjda akrylamidhalter.

Totalt har 310 brunnar analyserats, varav metylolakrylamid/akrylamid påvisats i 29 st. Fram tills dess att restriktionerna upphörde i mars 1998 har Båstad kommun levererat dricksvatten med tankbil till de hushåll inom riskområdet som hade egna brunnar.

När utsläppet av akrylamid konstaterats startade Yrkes- och Miljömedicinska kliniken vid universitetssjukhuset i Lund hälsoundersökning av personer med känd förorening i sin brunn och andra boende på Hallandsåsen som misstänkte att de utsatts för utsläppet (se bilaga 2 och sammanfattning i föregående kapitel). Sammanlagt undersöktes 196 personer från 75 hushåll mellan 10 oktober och 6 november, 1997. Av dessa var 23 st personer med bekräftad förorening i brunnen, 17 personer med både uppmätt förorening i brunnen och hudkontakt med förorenat bäckvatten, samt 67 personer med kontakt med förorenat bäckvatten som enda kända exponeringskälla. I flera fall rapporterade de boende nytillkomna hudbesvär eller magbesvär som de i några fall klart förknippade med sitt tappvatten eller kontakt med förorenat vattendrag, men vid utvärderingen av dessa besvär sågs inget samband med den aktuella exponeringen. Det fanns heller inte något samband mellan uppskattad exponering och nytillkomna besvär från perifera nerver.

Hemoglobinaddukter av akrylamid har analyserats för de 20 boende på Hallandsåsen som bedömdes ha varit mest exponerade, varav 13 med exponering för förorenat tappvatten och 7 som haft hudkontakt med vattnet i Vadbäcken. Jämfört med en oexponerad kontrollgrupp var adduktnivån knappt fördubblad (medianvärde i kontrollgruppen 0,04 nmol/g globin och 0,05 respektive 0,07 nmol/g i de båda exponerade grupperna). Efter korrigering för exponering av akrylamid via tobaksrök hos rökare har som mest förhöjningar på 0,05 – 0,1 nmol/g gentemot oexponerade personer uppmätts (medelvärde i hela gruppen 0,01 nmol/g).

Vid användning av hemoglobinadduktmätningarna för en riskbedömning kan först konstateras att adduktnivån inte i något fall var så hög (över 1 nmol/g) att en nervskadande effekt kunde befaras. Förhöjningen motsvarar ett upptag om 2,5 – 5 µg/kg och dag. Detta är 2 – 4 ggr lägre än det beräknade medianvärdet för upptag hos de 77 undersökta tunnelarbetarna. Ett sådant upptag ligger under det ADI-värde som rekommenderats av WHO (12 µg/kg/dag), men över det som rekommenderats av EPA (0,2 µg/kg/dag). Dessa rekommendationer avser att skydda hela befolkningen mot negativa hälsoeffekter vid ett sådant dagligt intag under en hel livstid. I fallet Hallandsåsen skedde dock exponeringen under maximalt 2 månader (från 4 augusti 1997 då injekteringen av Rhoca Gil började i stor skala till den 14 oktober, då användningen av förorenat vatten stoppades).

WHO:s och EPA:s ADI-värden omfattar inte eventuella cancerrisker. Det upptag av akrylamid som beräknats utifrån hemoglobinadduktmätningarna bedöms medföra en försumbart liten ökad cancerrisk.

WHO:s rekommenderade gränsvärde för akrylamid i dricksvatten är 0,5 µg/liter. Detta gränsvärde är satt vid den halt som vid en konsumtion av 2 l vatten per dag under en livstid skulle kunna ge upphov till en cancerrisk på 1 på 100 000 exponerade (0,001 %). WHO har då använt en modell som ger 7 ggr lägre risk än vad EPA räknar med och 25 ggr lägre risk än vad Törnqvist et al. (1998) beräknat. Den riskbedömning som Socialstyrelsen gjorde i december 1997 (G Nordberg och E Bergmark) avsåg dock användning av vatten under ett års tid som innehåller 5 µg/l, som då var den analytiska detektionsgränsen. Man beräknade att upptaget

via huden i samband med karbad skulle kunna bli betydligt större än upptaget genom dricksvatten. I ett antaget värsta fall skulle karbad kunna ge ett maximalt upptag på 2,4 µg/kg kroppsvikt (förutsätter fri diffusion till jämvikt, 100 % upptag, vilket sannolikt är kraftigt överskattat). Detta upptag skulle i så fall vara 5 – 17 ggr större än intaget via dricksvatten (0,14 µg/kg för en vuxen som dricker 2 l vatten per dag och 0,5 µg/kg för ett barn på 10 kg som dricker 1 l vatten per dag). Cancerrisken vid användning av brunnsvatten innehållande 5 µg/l akrylamid för hushållsändamål (bad + dryck), under en tid av ett år, skulle enligt Socialstyrelsens beräkningar bli 0,003 % med WHO:s risksiffra och 0,02 % med EPA:s risksiffra. Några risker för andra effekter bedömdes ej föreligga vid sådana exponeringsnivåer.

Sammanfattningsvis bedöms alltså att inga fysiska hälsorisker förelegat för befolkningen på Hallandsåsen till följd av utsläppen av akrylamid och metylolakrylamid under den begränsade tid (max 2 månader) som gick innan användningen av förorenat brunnsvatten stoppades.

Risker med fortsatta utsläpp från tunneln

De största riskerna med fortsatt påverkan på miljön sammanhänger med utläckage av ej polymeriserad akrylamid och metylolakrylamid från sprängmassor och berget runt tunneln. Så mycket som i storleksordningen 5 – 15 % av dessa kemikalier kan ha förblivit i icke polymeriserad form. Någon återbildning av akrylamid i samband med nedbrytning av polyakrylamid bedöms inte vara möjlig under de förhållanden som råder i berget. Akrylamid och metylolakrylamid bryts ned av mikroorganismer, men i grundvatten är denna process långsam. Det kan förväntas att halterna i grundvattnet så småningom klingar av (Naturvårdsverket, 1997).

Läckagevatten från tunneln renas nu med ozon. Vi saknar kompetens att bedöma hur fullständig denna rening kommer att bli. Det är dock viktigt att reningen fullföljs så långt möjligt innan grundvattnet höjs. Annars kan rester av akrylamid och metylolakrylamid spridas över stora områden med grundvattnet.

Efter de akuta utsläppen under hösten 1997 har halterna av akrylamid i vattendrag och brunnar minskat. Samtidigt har analysmetodiken förfinats så att halter av akrylamid och metylolakrylamid ner till 0,5 µg/l nu kan analyseras. Halterna i vattenprover från de flesta brunnar i riskområdet överskrider inte denna halt, förutom i något enstaka fall. Socialstyrelsen har därför 1998-03-06 bedömt att vatten från brunnar kan användas för hushållsändamål om halten akrylamid respektive metylolakrylamid inte överskrider 0,5 µg/l. Livsmedelsverket delar denna bedömning och anser att vattnet från flertalet tidigare förorenade brunnar åter kan användas utan restriktioner. Samma riktvärde bör gälla för metylolakrylamid som för akrylamid, även om det beräknas vara mindre toxiskt. Man bedömer vidare att utförda växtodlingsförsök tyder på att akrylamid inte tas upp via rötterna eller ansamlas i växten. Trots detta avråder man med hänvisning till försiktighetsprincipen från bevattning med vatten från påverkade brunnar och med vatten från Vadbäcken.

Slutsatser

Mot bakgrund av att det sedan länge är väl belagt att akrylamid är ett ämne med allvarliga toxiska effekter är det anmärkningsvärt att det har använts i så stora kvantiteter som varit fallet vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har visats vara otillräckligt på arbetsplatsen och arbetarna har exponerats för Rhoca Gil och förorenat vatten i sådan utsträckning att det lett till symtom på perifer nervpåverkan hos en stor del av arbetarna (30 % av de högst exponerade). Eftersom arbetet bara pågick i knappt två månader innan det avbröts, så är dock riskerna för andra hälsoeffekter såsom cancer, ärftliga genetiska skador och påverkan på fortplantningen försumbara.

Stora mängder akrylamid och metylolakrylamid har läckt ut till omgivningen och förorenat vattendrag och brunnar. Detta uppdagades inte förrän den lilla Vadbäcken blivit så förorenad att kor som drack vattnet blev förgiftade. Härefter kunde kopplingen göras till användningen av Rhoca Gil. Eftersom användningen av brunnsvatten inom riskområdet då stoppades, så har det förorenade brunnsvattnet inte använts under längre tid än 2 månader. Härigenom bedöms hälsoriskerna för de människor som använt förorenat vatten till hushållsändamål vara försumbara.

Tunnelvattnet renas nu från rester av akrylamid och metylolakrylamid, och halterna i brunnar har, utom i något enstaka fall, sjunkit under gränsvärdet 0,5 µg per liter, varför restriktionerna för användning har hävts. Det är dock mycket viktigt att kontrollprogrammet med mätningar fortsätter under tillräckligt lång tid, särskilt om grundvattnet kommer att höjas.

Sammanfattningsvis bedömer vi att användningen av de stora kvantiteterna av tätningsmedlet Rhoca Gil i Hallandsåsen var oacceptabel ur yrkes- och miljömedicinsk synpunkt även om de faktiska hälsoeffekterna blivit begränsade, vilket delvis beror på att utsläppen upptäcktes i så god tid att exponeringen endast ägde rum under en relativt kort tidsperiod.

Litteratur

Albin M, Törnqvist M, Tinnerberg H, Kautiainen A, Eriksson A, Magnusson A-L, Gustavsson C, Björkner B, Isaksson M, Hagmar L. Resultat av hälsoundersökning av boende på Hallandsåsen - Möjlig exponering för utsläpp av Rhoca Gil, besvär och hemoglobinaddukter av akrylamid. Rapport 1998-04-08. Appendix 2.

Arbetsmiljöinstitutet. Acrylamide: A review of the literature. Arbete och Hälsa 1991:21.

Bergmark E, Calleman CJ, He F, Costa LG. Determination of hemoglobin adducts in humans occupationally exposed to acrylamide. Toxicol Appl Pharmacol, 120: 45 – 54, 1993.

Bucher JR, Huff J, Haseman JK, Eustis SL, Peters A, Toft JD. Neurotoxicity and carcinogenicity of N-methylolacrylamide in F344 rats and B6C3F1 mice. Journal of Toxicology and Environmental Health 31: 161 – 177, 1990.

Calleman CJ, Wu Y, He F, Tian G, Bergmark E, Zhang S, Deng H, Wang Y, Crofton KM, Fennell T, Costa LG. Relationships between biomarkers of exposure and neurological effects in a group of workers exposed to acrylamide. Toxicology and Applied Pharmacology, 126: 361 – 371, 1994.

Calleman CJ. The metabolism and pharmacokinetics of acrylamide: Implications for mechanisms of toxicity and human risk estimation. Drug Metabolism Reviews, 28(4): 527 – 590, 1996.

Chapin RE, Fail PA, George JD, Grizzle TB, Heindel J J, Harry G J, Collins BJ,. Teague J. The reproductive and neural toxicities of acrylamide and three analogues in Swiss mice, evaluated using the continuous breeding protocol. Fundamental and Applied Toxicology, 27: 9 – 24, 1995.

Dearfield KL, Douglas GR, Ehling UH, Moore MM, Sega GA, Brusick DJ. Acrylamide: a review of its genotoxicity and an assessment of heritable genetic risk. Mutation Research, 330: 71 – 99, 1995.

Edwards PM. The distribution and metabolism of acrylamide and its neurotoxic analogues in rats. Biochemical Pharmacology, 24: 1277 – 1282, 1975.

Edwards P. The insensitivity of the developing rat foetus to the toxic effects of acrylamide. Chemico-Biological Interactions, 12:13 – 18, 1976.

EPA. Assessment of health risks from exposure to Acrylamide. Office of Toxic Substances, US Environmental Protection Agency, 1990a.

EPA. Risk Assessment of N-Methylolacrylamide. Office of Toxic Substances, US Environmental Protection Agency, 1990b.

EU. Risk assessment of acrylamide. Draft of August 1997. Arbetsdokument inom EU:s program för existerande ämnen, 1997.

EU. Technical guidance documents in support of the Commission regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances. ECB, Ispra, 1996.

Field E, Proice C, Sleet R, Marr M, Schwetz B, Morrissey R. Developmental toxicity evaluation of acrylamide in rats and mice. Fundamental and Applied Toxicology ,14: 502 – 512, 1990.

Gassner P, Adler I-D. Induction of hypoploidy and cell cycle delay by acrylamide in somatic and germinal cells of male mice. Mutation Research, 367: 195 – 202, 1996.

Generoso WM, Sega GA, Lockhart AM, Hughes LA, Cain KT, Cacheiro NL, Shelby MD. Dominant lethal mutations, heritable translocations, and unscheduled DNA synthesis induced in male mouse germ cells by glycidamide, a metabolite of acrylamide. Mutation Research, 371(3 – 4): 175 – 183, 1996.

IARC. Some industrial chemicals. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk to humans, 60, 1994, sid 389 – 443.

IRIS. Acrylamide. Integrated Risk Information System, US Environmental Protection Agency databas, on-line, 1993.

Kesson CM, Baird AW, Lawson DH. Acrylamide poisoning. Postgraduate medical Journal, 53: 16 – 17, 1997.

Krebs O, Favor J. Somatic and germ cell mutagenesis in lambda lacZ transgenic mice treated with acrylamide or ethylnitrosourea. Mutation Research, 388(2 – 3): 239 – 248, 1997.

Lambert J et al. Contact dermatitis from acrylamide. Contact Dermatitis, 19: 65, 1988.

Livsmedelsverket. Akrylamid i dricksvatten. Information från livsmedelsverket, PM 2, Dnr 3296/97, 1997.

MAK-kommission. Deutsche Forschungsgemeinschaft, volym 3, 1991.

Miljögranskningsgruppen. Miljögranskning Hallandsås. Kemi och biologigruppen, PM1, 2 och 3, 1997.

Mapp C, Mazzotta M, Bartolucci GB, Fabbri L. Acrylamide neuropathy: first observation in Italy. Med. Lavoro, 68(1), 1977.

Naturvårdsverket. Tunnelbygget genom Hallandsåsen. Översiktlig bedömning av miljöeffekterna. Rapport 4837, december 1997.

Nordander C, Törnqvist M, Malmberg B, Kautiainen A, Aprea P, Magnusson A-L, Eriksson A, Hagmar L. Resultat av hälsoundersökning av tunnelarbetare exponerade för Rhoca-Gil-arbetsrelaterade symptom, hemoglobinaddukter av akrylamid, och påverkan på vibrationströsklar. Rapport 1998-02-05.

NTP. Toxicology and carcinogeneis studies of N-methylolacrylamide (CAS No 924-42-5) in F34/N rats and B6C3F1 mice. Report TR-352, 1991.

NTP. Final report on the reproductive toxicity of acrylamide in CD-1 Swiss mice. NTP, Research Triangle Park, NC, USA. Report No. PB93-158285, 1993.

Segerbäck D, Calleman CJ, Schroeder JL, Costa LG, Faustman EM. Formation of N-7-(2-carbamoyl-2-hydroxyethyl)guanine in DNA of the mouse and the rat following intraperitoneal administration of [14C]acrylamide. Carcinogenesis, 16(5): 1161 – 1165, 1995.

Sleet R, Field E, Price C, Marr M. Teratologic evaluation of acrylamide administered to Sprague-Dawley rats on gestational days 6 through 20. NTIS report no PB-164669, 1988.

Socialstyrelsen. Riskbedömning för akrylamid och N-metylolakrylamid i brunnsvatten. Dnr 32-9505/97, 1997.

Spencer PS och Schaumburg HH. Experimental and clinical neurotoxicology. William and Wilkins, Baltimore, 1980.

Sublet V, Zenick H Smith M. Factors associated with reduced fertility and implantation rates in females mated to acrylamide-treated males. Toxicology, 55: 53 – 67, 1989.

Tanii H, Hashimoto K. In vitro neurotoxicity study with dorsal root ganglia for acrylamide and its derivatives. Toxicology Letters, 58: 209 – 213, 1991.

Tennnant RW, Spalding J, French, JE. Evaluation of transgenic mouse bioassays for identifying carcinogens and noncarcinogens. Mutation Research, 365: 119 – 127, 1996.

Tyl R. Combined two-generation reproduction study and dominant lethal assay in Fischer 344 rats administered acrylamide in drinking water. Union Carbide Report no. 49-551, 1997. Bushy Run Research Center, Export, Pennsylvania 15632 USA.

Törnqvist M, Bergmark E, Ehrenberg L, Granath F. Riskbedömning av Akrylamid. PM 7/98. Kemikalieinspektionen, 1998.

WHO. Acrylamide. Environmental Health Criteria 49. WHO/IPCS, 1985.

WHO. Guidelines for drinking-water quality. WHO Geneve, 1993.

Zenick H, Hope E, Smith M. Reproductive toxicity associated with acrylamide in male and female rats. Journal of Toxicology and Environmental Health, 17: 457 – 472, 1986.

RESULTAT AV HÄLSOUNDERSÖKNING AV TUNNELARBETARE EXPONERADE FÖR RHOCA GIL - ARBETSRELATERADE SYMPTOM, HEMOGLOBINADDUKTER AV AKRYLAMID, OCH PÅVERKAN PÅ VIBRATIONSTRÖSKLAR

Rapport 1998-02-05

Catarina Nordander[1], Margareta Törnqvist[2], Birgitta Malmberg[1], Antti Kautiainen[2], Pia Aprea[1], Anna-Lena Magnusson[2], Anna Eriksson[1] och Lars Hagmar[1,3]

[1] Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds universitetssjukhus, 221 85 Lund

[2] Institutionen för miljökemi, Wallenberglaboratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm

[3] Korresponderande författare

Sammanfattning

Användningen av Rhoca Gil som tätningsmedel vid tunnelbygget genom Hallandsåsen har inneburit att arbetarna exponerats för akrylamid och N-metylolakrylamid. Det förelåg bland 223 undersökta tunnelarbetare klara exponerings-responssamband för besvär från såväl det perifera nervsystemet som mer akuta irritationsbesvär i luftvägarnas och ögonens slemhinnor, samt en del mer allmänna symptom som huvudvärk och yrsel. Bland de 45 högst exponerade arbetarna var prevalensen ca 30% för tecken på perifer nervpåverkan, och ca 50-75% för irritationsbesvär i luftvägar och ögon. Hemoglobinaddukter för akrylamid har hittills bestämts för 77 av arbetarna. Några av de högst exponerade hade värden som översteg 4 nmol/g globin, vilket är drygt fyra gånger högre än den (osäkra) gränsen för när neurotoxiska symptom kan börja uppträda. Sannolikt har exponeringen för N-metylolakryalmid bidragit till de uppmätta adduktnivåerna. Hudupptaget av akrylamid förefaller ha varit kvantitativt mer betydelsefullt än upptaget via luftvägarna. Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har varit otillräckligt på den aktuella arbetsplatsen. Femtio tunnelarbetare har till följd av symptom som framkom vid den aktuella undersökningen genomgått neurofysiologisk undersökning, som kommer att upprepas efter sex månader.

Summary in English

In the construction of a railway tunnel through Hallandsås in Southern Sweden, the workers were exposed to the grouting agent Rhoca Gil, which contains both acrylamide and N-methylolacrylamide. Within the group of 223 examined workers, clearcut exposure-response associations were observed for symptoms of peripheral neurotoxicity, airway irritation, and more general symptoms such as headache and dizziness. Among the 45 subjects most highly exposed, the prevalence of symptoms from the peripheral nerve system was about 30%, and the corresponding figures were 50-75% for irritative symptoms from different parts of the respiratory tract. Hemoglobin adducts for acrylamide has hitherto been determined in 77 of the workers. Some of the most highly exposed ones had adduct levels exceeding 4 nmol/g globin, which is four times the estimated lowest observed adverse effect level (uncertain figure) for peripheral neurotoxicity. The exposure to N-methylolacrylamide has probably contributed to the measured adduct levels. Dermal contact seems to have been a more important exposure route for acrylamide than inhalation. The present investigation has shown that both the awareness of the need for personal protection and the access to personal protection devices, have been unsatisfactory. Fifty of the tunnel workers have, because of symptoms they presented at the examination, been referred to a neurophysiological test, which will be repeated after six months.

Bakgrund

Ett tunnelbygge genom Hallandsåsen har pågått sedan 1994. På grund av stora problem med vattenläckage började man under senvåren 1997 använda tätningsmedlet Rhoca Gil. Arbetet med tunneldrivning avbröts dock den 29 september samma år, då det stod klart att tätningsmedlet läckt ut i intilliggande vattendrag. Akrylamid och N-metylolakrylamid, som ingår i produkten, hade inte härdats fullständigt till polyakrylamid utan återfanns i höga halter i det läckvatten som pumpats upp från det sk mellanpåslaget (arbetsplatsen mitt i tunneln) vid Severtorp och sedan förts vidare i Vadbäcken. Redan i slutet av augusti och början av september 1997 hade företagshälsovården, AB Previa, genomfört personburen luftprovtagning bland injekteringsarbetarna i tunneln och funnit förhöjda halter av akrylamid och N-metylolakrylamid i luften.

Tillsammans med Yrkesinspektionen i Malmö gjorde personal från Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds universitetssjukhus, ett besök på platsen den 7 oktober 1997. I samråd med Skanskas och Banverkets representanter bestämdes då att Yrkes- och miljömedicinska kliniken skulle kartlägga förekomsten av eventuell ohälsa relaterad till exponering för akrylamid och N-metylolakrylamid bland tunnelarbetarna.

Det är välkänt sedan flera decennier att yrkesmässig exponering för akrylamid kan resultera i neurotoxiska effekter på i första hand det perifera nervsystemet, men i högre doser också ge skador på centrala nervsystemet (Tilson 1981). Akrylamid har även visat sig vara carcinogent och i höga doser fortplantningsstörande på försöksdjur (för översikt se Dearfield et al. 1988). Dessutom är akrylamid irriterande för både hud och luftvägar (IARC 1985).

N-metylolakrylamid har i djurexperimentella studier förorsakat samma typer av neuropati som akrylamid men dess neurotoxiska potens är 3-5 gg lägre än akrylamids (sammanfattning; IARC 1994). Den carcinogena potensen för N-metylolakrylamid är i mus omkring 100 ggr lägre och i råtta ca 10 ggr lägre jämfört med akrylamid (IARC 1994, se tabell 5 i Törnqvist et al. 1998).

För att kunna relatera eventuell förekomst av ohälsa till denna exponering är det naturligtvis avgörande att ha tillgång till goda mätmetoder för exponering. Akrylamid kan tas upp genom huden och genom inandning såväl som via dricksvatten (Miller et al. 1982). I en exponeringssituation som den vid tunnelbygget genom Hallandsåsen blir en uppskattning av exponeringen genom mätningar i miljön mycket osäker. En bestämning av upptagen mängd genom mätning i blodprover av sk addukter ger säkrare underlag för riskbedömning (Törnqvist et al. 1998). En del av den akrylamid som tas upp binds till hemoglobin. Därvid bildas en sk hemoglobinaddukt. Erytrocyterna har en livslängd på 4 månader. Det innebär att hemoglobinaddukterna är ett mått på hur mycket akrylamid en person tagit upp i kroppen under de senaste månaderna (intern dos). En analysmetod för bestämning av hemoglobinaddukter av akrylmid har utarbetats (Törnqvist et al. 1986, Bergmark 1997). En specifik metod för bestämning av addukter till hemoglobin från N-metylolakrylamid har ej utvecklats. Det förefaller dock, enligt preliminära försök (Törnqvist och medarbetare, pågående arbete), som om N-metylolakrylamid omvandlas nästan fullständigt till akrylamid vid adduktbildningen eller i något steg av analysen. Detta skulle innebära att vi med hjälp av adduktmetoden för akrylamid bestämmer summan av de biologiskt effektiva doserna för akrylamid och N-metylolakrylamid.

En uppgörelse som träffades den 9 oktober 1997 innebar att Institutionen för miljökemi, Stockholms universitet åtog sig att genomföra analyser av hemoglobinaddukter för akrylamid för 77 exponerade arbetare och ett mindre antal oexponerade kontrollpersoner.

En första undersökning av samtliga anställda som av arbetsledningen bedömdes på något sätt ha varit i kontakt med Rhoca Gil, bestod av en strukturerad intervju, läkarundersökning och undersökning av vibrationssinnet i fötterna (taktilometri). Den senare undersökningen motiverades av att en förändring av vibrationströskeln visats kunna utgöra en relevant markör för en tidig neurotoxisk effekt av akrylamid (He et al. 1989, Calleman et al. 1994). Denna rapport beskriver resultaten av dessa undersökningar. Dessutom innehåller rapporten resultaten av de första 77 hemoglobinadduktanalyserna för tunnelarbetarna samt hur dessa mått på intern dos korrelerar med såväl skattad extern dos som med olika symptom. De arbetare som uppvisat nytillkommen nervpåverkan eller hudbesvär som kunde misstänkas vara betingade av exponering för akrylamid, har genomgått fortsatt medicinsk utredning. Resultaten av denna kommer att redovisas senare.

Material och metoder

Berginjektering med Rhoca Gil

Enstaka provinjekteringar med Rhoca Gil gjordes periodvis i norra tunnelpåslaget från slutet av mars 1997 till slutet av juni 1997. En enda provinjektering gjordes i södra tunnelpåslaget i slutet av april. Den 4 augusti påbörjades en mer omfattande injektering i såväl norra påslaget som mellanpåslaget, vilken pågick fram till den 29 september då verksamheten upphörde. Under några dagar i slutet av september förekom också injektering i södra påslaget.

Färdigt Rhoca Gil blandades maskinellt från två lösningar; solution 1 som enligt innehållsdeklarationen innehöll högst 1.5% akrylamid, ca 37% N-metylolakrylamid och ca 0.9% formaldehyd, och solution 2 som innehöll natriumsilikat och natriumpersulfat. Till den förra lösningen tillsattes först Accelerateur ACS, som enligt varuinformationsbladet uppgavs innehålla dimetyladipat, dimetylglutarat, dimetylsuccinat och trietanolamin. Den blandade lösningen bestod av 3.75 delar vatten, 0.125 delar koncentrerad solution 1 samt 0.125 delar koncentrerad solution 2. ACS ingår i solution 1 med ca 10%. Blandningen trycktes in i 40 st 9 meter långa injekteringsborrhål, placerade i 20° vinkelt radiellt ut från tunnelfronten och med 50 cm mellanrum. Lösningen injicerades till ett förutbestämt mottryck maskinellt genom de stålmunstycken med gummimanschetter som var placerade i borrhålsöppningarna. Arbetet innebar risker för hudexponering för solution 1 och 2, färdigblandad substans, sk genomslag från tunnelmynningen (injekterad substans som sprutade tillbaka från sprickor i tunnelfronten), och läckvatten. Dessutom fanns risk för inandning av akrylamid/N-metylolakryalmid och formaldehyd, vilket bekräftades av personbundna mätningar av halter i luft, utförda av AB Previa på några av tunnelarbetarna i augusti- september 1997.

Urval av undersökta personer

Målsättningen var att samtliga anställda från Skanska, Banverket eller någon av underentrepenörerna, skulle undersökas om de bedömdes kunna ha varit direkt exponerade för Rhoca Gil komponenter, eller kommit i kontakt med kontaminerat läckvatten. Detta urval omfattade sammanlagt 242 personer och gjordes av Skanskas personalansvarige vid tunnelbygget. Endast 19 bland de som hade bedömts som potentiellt exponerade deltog inte i undersökningen. Bortfallet var betingat av att dessa personer tackat nej till undersökningen, eller att de återvänt till sin hemort, vilken (enligt Skanskas bedömning) var alltför avlägset

belägen. Dessa personer har dock fått enkätformuläret hemskickat och hittills har det kommit svar från 13 av dem. Denna rapport omfattar dock enbart resultatet från de 223 personer som deltog i den fullständiga undersökningen.

Strukturerad enkät/läkarintervju
Undersökningen genomfördes under perioden 14 oktober till 18 november 1997. Tidsutdräkten var delvis betingad av att inte alla arbetare var på plats samtidigt. De anställda fick först i lugn och ro fylla i formuläret, som sedan gicks igenom tillsammans med läkare från Yrkes- och miljömedicinska kliniken för logiska kontroller, och inhämtande av kompletterande uppgifter. Frågor ställdes bl a om tidigare sjukdomar, rökvanor, alkoholkonsumtion, vibrationsexponering, arbetsuppgifter i samband med tunnelprojektet, typ och frekvens av kontakt med Rhoca Gil komponenter eller läckvatten, användning av skyddsutrustning, och förekomst av olika typer av besvärs- eller sjukdomssymptom, med särskild inriktning mot symptom från nervsystemet och från luftvägar och slemhinnor.

Strukturerad klinisk undersökning
I omedelbar anslutning till intervjun gjordes en strukturerad läkarundersökning inriktad mot sjukdomstecken från nervsystemet.

Remittering för neurofysiologisk och yrkesdermatologisk undersökning
I samband läkarundersökningen gjordes en bedömning av behovet av remiss för neurofysiologisk eller yrkesdermatologisk undersökning. I båda fallen tillämpades vida indikationer då den uttalade målsättningen var att eftersträva en hög sensitivitet i screeningprocessen, på bekostnad av specificiteten.

Taktilometri
Vibrationströskeln i andra tån, höger fot, undersöktes på samtliga 223 anställda med hjälp av en taktilometer konstruerad av Teltec AB. Apparaturen, är utvecklad för att mäta vibrationströsklar i fingrar vid olika frekvenser (8, 16, 32.5, 65, 125, 250 och 500 Hz). Den maximala amplituden som testas för varierar med frekvens; från 135 dB vid 8 Hz till 160 Hz vid 65 Hz och uppåt. Denna teknik tillämpas rutinmässigt vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund. Det har framtagits ett normalmaterial för fingrar (Lundström et al 1992), som dock inte är tillämpligt för tår. Det innebär att inga externa jämförelsedata har kunnat användas för att utvärdera eventuella effekter på vibrationströsklarna i tårna.

Blodprovstagning och provomhändertagande
Med hjälp av personal från Previa togs under perioden 7 oktober till 6 november 1997 blodprov på de arbetare som valdes ut för intervju, läkarundersökning och taktilometri. Från var och en av dessa togs 10 ml helblod i hepariniserade Venoject-rör, som efter upprepad vändning, ställdes kallt och transporterades därefter inom 24 timmar till laboratoriet vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund, där proven centrifugerades, erytrocytfraktionen avskiljdes och tvättades tre gånger med fysiologisk koksaltlösning. Erytrocyterna frystes in i -70°C i plaströr. Proverna har sedan i fryst tillstånd transporterats till Institutionen för miljökemi i Stockholm. Prov för fasteblodsocker, leverfunktion, och alkoholrelaterade biomarkörer (S-ASAT, S-ALAT, S-GT och S-CDT) har också tagits, men resultaten av dessa prover kommer inte att redovisas i denna rapport.

Analys av hemoglobinaddukter för akrylamid
Det fanns utrymme för analys av prov från 77 tunnelarbetare. Dessa randomiserades från samtliga 223 arbetare, efter att först prov från 47 (av sammanlagt 50) arbetare som till följd av läkarundersökningen remitterats för kompletterande neurofysiologisk undersökning, utvalts. Dessa 47 arbetare ingick naturligtvis även i hela gruppen från vilken det slumpmässiga stickprovet drogs. Då sju av dessa 47 slumpades in i stickprovet, blev det totala antalet i den randomiserade gruppen 37 och inte 30.

Hemoglobinaddukter för akrylamid bestämdes med hjälp av en modifierad sk Edman degradation som innebär att globinkedjornas N-terminala aminosyror avspjälkas om addukter finns bundna (Törnqvist 1994, Bergmark 1997). Globinet som isolerats från hemoglobin behandlas med ett reagens som klipper av modifierat N-terminalt valin från resten av globinet och som introducerar fem fluoratomer i det derivat av valin som bildas. Det fettlösliga derivatet kan sedan extraheras med organiskt lösningsmedel från globinresten och vidare upprenas. Derivatet analyseras med hög känslighet på en gaskromatograf-masspektrometer (GC/MS).

Statistiska metoder
Skillnader i fördelningen av kontinuerliga variabler testades med Mann-Whitneys U-test eller Jonckheere-Terpstras icke-parametriska test för monoton trend. Spearmans test användes för att utvärdera korrelationer. Alla test var tvåsidiga, och med uttrycket "statistisk signifikans" avses p=0.05.

Resultat
Exponering för Rhoca Gil och skyddsanvändning.
Av de sammanlagt 223 arbetarna var 157 anställda av Skanska, sex av Banverket och resterande 60 av olika underentrepenörer (**tabell 1**). Drygt 70% hade tidigare, i varierande omfattning, arbetat med handhållna vibrerande verktyg, och knappt 30% hade arbetat på vibrerande underlag. Siffrorna var något högre för de Skanska-anställda tunnelarbetarna. Yrkesfördelningen för de 223 undersökta personerna framgår av **tabell 2**. Hur många som utfört olika arbetsuppgifter framgår av **tabell 3**. En arbetare kan ha haft mer än en arbetsuppgift. Enligt enkät- och intervjusvar har 35 av de undersökta arbetarna sannolikt ej varit exponerade (**tabell 4**). Tjugosju bedöms enbart ha varit exponerade via andningsvägarna, medan 69 dessutom exponerats genom hudkontakt med kontaminerat läckvatten. Resterande 92 arbetare uppgav att de hudexponerats för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag, varav 45 uppgav att detta skett ofta. Ytterst få av arbetarna hade använt sig av något effektivt andningsskydd (**tabell 5**). Ett antal olika typer av skyddshandskar hade använts, från läderhandskar till olika typer av plasthandskar. Många hade använt bomullsoveraller under arbetet, medan andra hade använt sig av olika sorters regnställ. I allmänhet hade man avvaktat till skiftet var slut eller tills man av någon annan anledning lämnade tunneln, innan man bytt blöta handskar eller overaller. De som använt sig av regnställ angav att de trots detta kunnat få läckvatten och eventuellt Rhoca Gil substans på huden.

Exponering och symptom
Bland de 223 arbetarna uppgav 29 (13%) att de fått nytillkomna besvär med stickningar eller domningar i fötter eller underben, efter det att de börjat arbeta med Rhoca Gil (**tabell 6**). Motsvarande siffra för stickningar eller domningar i händerna var 15%. Även andra nytillkomna symptom från nervsystemet rapporterades, men i något lägre omfattning. Ca en

tredjedel av arbetarna uppgav arbetsrelaterade besvär i form av irritation av slemhinnor i ögon och övre luftvägar i samband med arbete med Rhoca Gil (**tabell 7**). Var femte arbetare hade haft hosta i samband med arbete med att Rhoca Gil använts i tunneln och 11% uppgav att de vid sådant arbete upplevt andfåddhet, tryckkänsla över bröstet eller pip i bröstet. En tredjedel av arbetarna uppgav att de fått huvudvärk när Rhoca Gil använts och ca 15% uppgav att de känt sig illamående eller haft yrsel.

Det fanns klara och mycket starka exponerings-responssamband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och tecken på såväl perifer neurotoxicitet (**tabell 8**), som irritation i ögon och luftvägar, samt övriga mer ospecifika symptom (**tabell 9**). Som exempel kan nämnas att i den mest högexponerade gruppen, som utgjordes av 45 arbetare, uppgav ca 30% nytillkomna besvär med domningar/stickningar i extremiteterna, medan sådana besvär praktiskt taget inte förekom bland de lågexponerade (**tabell 8**). Tre fjärdedelar av de högexponerade hade upplevt irritation i halsen, jämfört med ingen bland de oexponerade.

Hemoglobinaddukter för akrylamid i förhållande till exponering och symptom
I den randomiserade gruppen av 37 tunnelarbetare var medianvärdet för hemoglobinaddukter för akrylamid endast fyra gånger förhöjt jämfört med den oexponerade gruppen, medan medianvärdet för de 47 som remitterats till neurofysiologisk undersökning, var tiofaldigt förhöjt (**tabell 10**). En närmare beskrivning av fördelningen ges i **figur 1**. I den randomiserade gruppen hade 16% ett hemoglobinadduktvärde som översteg 1.0 nmol/g globin. Motsvarande andel bland dem som remitterats till neurofysiologi var 34%.

Det fanns ett mycket klart och starkt samband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och hemoglobinaddukter för akrylamid, hos de 77 tunnelarbetarna (**figur 2**). I det randomiserade urvalet av 37 tunnelarbetare, var medianvärdet bland dem som inte bedömdes ha varit exponerade 0.05 nmol/g globin (range 0.04-0.11, **tabell 11**), vilket ligger mycket nära de värden som de 12 oexponerade kontrollpersonerna uppvisade (**tabell 10**). De som enbart exponerats för läckvatten hade endast marginellt förhöjda adduktvärden, medan de som ofta varit direkt hudexponerade för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag, hade kraftigt förhöjda adduktvärden (median 1.79, range 0.47-2.82; **tabell 11**). Det fanns ingen korrelation mellan arbetarnas ålder och deras nivåer av hemoglobinaddukter för akrylamid i blod (**figur 3**), vilket innebär att skillnader i åldersfördelningen inte kan ha påverkat sambandet mellan skattad exponering och intern dos för akrylamid, vilket inte heller var förväntat.

Andelen med nytillkomna besvär från perifera nervsystemet och övriga symptom var högre bland de 77 tunnelarbetare för vilka det hittills finns hemoglobinadduktvärden för akrylamid, än för hela gruppen av 223 arbetare (**tabeller 6,7,12,13**). Detta är naturligtvis beroende på att de första adduktanalyserna till mer än 50% styrts mot dem som haft sådana nytillkomna symptom från perifera nervsystemet att det föranlett remiss för neurofysiologisk undersökning.

Hemoglobinadduktha lterna var klart förhöjda bland de tunnelarbetare som uppgav nytillkomna symptom i form av "stickningar och domningar från fötter eller underben", jämfört med dem som inte rapporterade sådana besvär (**tabell 14**). Skillnaden var signifikant även för nytillkomna symptom i form av "stickningar och domningar från händerna", om än inte lika påtaglig. Det förelåg även signifikanta skillnader i adduktnivåer för "muskelkramper i benen", "ökad svettning i händer och fötter", och "hudavflagning på händerna", medan

skillnaderna inte var signifikanta när det gällde stickningar och domningar i övriga kroppen", "smärta i fötter eller underben", " smärta i händerna", och "smärta i övriga kroppen". På motsvarande sätt var addukthalterna högre bland de arbetare som angivit irritationsbesvär från ögon och luftvägar och mer allmänna besvär (**tabell 15**). Det var endast för "irritation på huden" som skillnaden inte var statistiskt signifikant. Det fanns inga korrelationer mellan arbetarnas tidigare exponering för handhållna vibrerande verktyg eller tidigare arbete på vibrerande underlag, och deras nivåer av hemoglobinaddukter för akrylamid i blod (**figur 4 och 5**). Det innebär att tidigare vibrationsexponering inte påverkat det observerade sambandet mellan hemoglobinaddukter för akrylamid och symptom från perifera nervsystemet.

Vibrationströsklar
Samtliga 223 tunnelarbetare genomgick undersökning med taktilometri, för bestämning av vibrationströsklar. Det förelåg inte vid någon av de undersökta frekvenserna något samband mellan skattad exponering för Rhoca Gil och vibrationströskel. Resultaten för 8 respektive 125 Hz presenteras i **tabell 16**. Vid 8 Hz fanns en mycket svag korrelation mellan hemoglobinaddukter för akrylamid och vibrationströskel (r_s=0.22, p=0.06; **Figur 6**), som var ännu svagare eller obefintlig vid övriga frekvenser. I **figur 7** demonstreras korrelationen vid 125 Hz. De arbetare som uppgav nytillkomna symptom från perifera nervsystemet hade inte högre vibrationströsklar, vid någon frekvens, än övriga tunnelarbetare. Resultaten för 8 respektive 125 Hz presenteras i **tabell 18**.

Remiss för neurofysiologisk och yrkesdermatologisk undersökning
Av de 223 undersökta tunnelarbetarna remitterades 50 för neurofysiologisk undersökning, huvudsakligen p.g.a. att de upplevt nytillkomna symptom från perifera nervsystemet, eller försämringssymptom av sedan tidigare förefintliga besvär, under den tidsperiod de arbetat med Rhoca Gil eller omedelbart därefter. Trettio arbetare remitterades för yrkesdermatologisk bedömning på grund av eksem eller andra hudbesvär.

Cancerrisker
Ett underlag för bedömning av cancerrisker av akrylamid har framtagits (Törnqvist et al. 1998). På grund av ett (osäkert) bidrag till den uppmätta dosen av akrylamid från N-metylolakrylamid, som är ett mycket mindre potent carcionogen, kan dock dessa riskestimat vara överskattade.

Diskussion
Användningen av Rhoca Gil som tätningsmedel vid tunnelbygget i Hallandsåsen resulterade i att en hög andel av de personer som arbetat i tunneln under den aktuella tidsperioden utvecklade både symptom från perifera nervsystemet, irritationsbesvär från luftvägar och övriga symptom. De mycket tydliga och starka exponering-responssamband som beskrivs i denna rapport talar klart för att exponering för Rhoca Gil är den direkta orsaken. I den grupp som haft högst exponering (skattad extern exponering) var prevalensen ca 30% för tecken på perifer nervpåverkan, och ca 50-75% för irritationsbesvär från luftvägar och ögon, medan praktiskt taget ingen av dem som bedömdes som oexponerade hade några liknande besvär.

Vibrationströskelbestämning gjordes i andra tån, höger fot, vid flera olika frekvenser. Vi fann dock ingen korrelation mellan vibrationströsklarna och skattad exponering för Rhoca Gil eller

hemoglobinadduktnivåer för akrylamid. Trösklarna var inte heller högre bland dem som hade nytillkomna symptom från perifera nervsystemet jämfört med de övriga tunnelarbetarna. Resultaten kan bero på att det inte förelåg några vibrationströskelförändringar till följd av akrylamidexponering bland tunnelarbetarna. En undersökning av arbetare från en kemisk industri exponerade för akrylamid ger stöd för denna tolkning (Bachman et al. 1992). Vibrationströsklarna för dessa arbetare var inte korrelerade med exponering, trots att de uppvisade symptom i form av stickningar, domningar och smärtor i extremiteterna, ökad handsvett och hudavflagning i handflatorna. En alternativ tolkning av våra resultat är att vår mätmetod inte har varit sensitiv eller specifik nog. Det bör påpekas att denna teknik tidigare enbart tillämpats på händer och inte på fötter, och att därför saknas också ett normalmaterial för jämförelser. Vi planerar att göra om taktilometrin på de 50 tunnelarbetare, vilka ca 6 månader efter första tillfället åter skall genomgå neurofysiologisk undersökning (mer om detta nedan). Detta ger möjlighet att undersöka om den intraindivudella förändringen av vibrationströsklarna är kopplad till exponering.

Personburen provtagning av akrylamid/N-metylolakrylamid i luft genomfördes i augusti och september 1997 av företagshälsovården, AB Previa. De två proverna från norra påslaget visade 0.27 respektive 0.34 mg/m^3 för summan av de båda komponenterna (personlig information, arbetsmiljöingenjör Lars Wohlström, AB Previa). Motsvarande halt för ett prov taget vid mellanpåslaget var betydligt lägre, 0.05 mg/m^3. Vid förnyad provtagning den 29 september, samma dag som verksamheten avbröts, uppmättes 0.04 respektive 0.05 mg/m^3 för akrylamid och 0.06 respektive 0.04 mg/m^3 för N-metylolakrylamid, vid norra tunnelpåslaget. Mättiderna har legat mellan 160 och 180 minuter. Detta skall jämföras med att det svenska hygieniska nivågränsvärdet för akrylamid är 0.03 mg/m^3. Om kvoten mellan halterna av akrylamid och N-metylolakrylamid i luft varit konstant över tiden, torde det vid de första provtaningstillfällena ha funnits ca 0.15 mg/m^3 akrylamid i andningszonerna på tunnelarbetare. Det skall betonas att vi dock inte vet något om den interindividuella variationen i luftburen exponering eftersom så få prover togs. Den nivå av hemoglobinaddukter som kan förväntas vid en viss, konstant, halt av akrylamid i luft, kan approximativt beräknas (Bergmark et al. 1993). I denna beräkning tillämpas elimineringskonstanten 0.15 h^{-1} (Calleman 1996). En genomsnittlig halt i luft på 0.15 mg/m^3 under lång tid skulle enligt detta beräkningssätt resultera i ett tillskott till adduktnivån på 0.25 nmol/g globin. Om vi till detta lägger den bakgrundsnivå man finner hos alla och tillskott från cigarettrökning (Bergmark 1997), så skulle man för rökare av omkring 15 cigaretter per dag förvänta sig att finna adduktnivåer på ca 0.35 nmol/g globin (Bergmark et al. 1993).

Bland de 77 tunnelarbetarna med kända hemoglobinadduktvärden, var det 32 som hade högre värden än 0.35 nmol/g globin, och enstaka värden över 4 nmol/g globin noterades också. Detta är ett starkt indicium för att hudkontakt med Rhoca Gil komponenter varit en viktig exponeringsväg. Betydelsen av exponering via huden understryks även av att klart förhöjda halterna av hemoglobinaddukter för akrylamid endast observerades bland dem som uppgav direkt hudkontakt med produkten (se **figur 2**). De som enbart exponerats via luftvägarna hade också betydligt lägre prevalenser av uppgivna besvär än de som hudexponerats (se **tabell 8 och 9**). Sammanlagt 92 av de 223 undersökta arbetarna hade, någon gång eller ofta, fått Rhoca Gil lösningar direkt på huden. Att så många hudexponerats måste till stor del tillskrivas bristande personligt skydd. Det framgår av vår undersökning att man inte upprätthållit en hög och adekvat skyddsnivå. I vilken mån detta berott på bristande information eller okunnighet kan vi inte uttala oss om.

Bland kinesiska arbetare som arbetat med framställning av akrylamid i mellan en månad och 11 år uppmättes addukter av akrylamid till 0.3-33.8 nmol/g globin (medelvärde 9.5; Bergmark et al. 1993). Ett flertal av arbetarna visade typiska effekter av akrylamidorsakade skador i det perifera nervsystemet i form av förändrad vibrationskänslighet i tår och fingrar, förlust av reflexer i fotlederna, flagnande hud på händerna och domningar i extremiteterna (Calleman et al. 1994). Ett index (sammanvägt av symptom, kliniska undersökningsfynd och resultat av neurofysiologiska undersökningar) på perifer nervskada korrelerade med akrylamid-addukterna, men mindre tydligt för dem som varit anställda i kortare tid än två år. Resultaten tydde också på att det finns en stor variation i känslighet mellan olika personer (Bergman et al 1993, Calleman et al 1994). Utifrån studien av de kinesiska arbetarna kan man misstänka att lätta neurotoxiska symptom skulle kunna uppträda redan vid korttidsexponering (några månader) för akrylamid som leder till addukthalter av storleksordningen 1 nmol/g. De effekter man vid dessa adduktnivåer såg på de kinesiska arbetarna var av sådan lindrig art att de har bedömts kunna vara reversibla inom några månader efter upphörd exponering (U.S. EPA 1990).

Arbetet med Rhoca Gil innebar även exponering för formaldehyd. En stationär mätning av formaldehyd i luft utförd i norra påslaget den 29 augusti visade 0.48 mg/m^3, och en motsvarande mätning i mellanpåslaget den 9 september visade 0.25 mg/m^3. Detta kan jämföras med det svenska hygieniska nivågränsvärdet på 0.6 mg/m^3. De relativt låga halter av formaldehyd som påvisats kan inte ensamt förklara de höga prevalenstalen för irritationssymptom från slemhinnor i ögon och luftvägar, men kan naturligtvis ha bidragit till de besvär som sannolikt huvudsakligen betingats av akrylamid.

Den aktuella undersökningen är av tvärsnittskaraktär, vilket alltid innebär att tolkning av kausalitet bör göras med försiktighet. En möjlig felkälla till tolkningen att exponering för Rhoca Gil orsakat symptom från t ex perifera nervsystemet och irritationsbesvär från luftvägar, skulle kunna vara att de högexponerade tenderat att överdriva sina besvär. Starka skäl tyder dock på att detta inte har utgjort något väsentligt problem. För det första var det inte uppenbart för arbetarna vid enkät/intervjutillfället att vi lade stor tyngd vid hudkontakt med Rhoca Gil lösningarna i vår exponeringsbedömning, och för det andra hade arbetarna enbart rudimentär kunskap om vilka symptom man kunde förvänta sig vid exponering för akrylamid.

En annan tänkbar felkälla i vår undersökning skulle kunna vara att besvären från perifera nervsystemet orsakats av vibrationsexponering och inte av Rhoca Gil. Vi har dock visat att det inte finns någon som helst korrelation mellan tidigare exponering för handållna vibrerande verktyg, eller tidigare arbete på vibrerande underlag, och hemoglobinaddukter för akrylamid i blod (**figur 4 och 5**). Det innebär att vibrationsexponering inte har varit en förväxlingsfaktor (confounder) för det observerade sambandet mellan Rhoca Gil-exponering och nervsymptom.

Enligt vår mening är det klarlagt att användningen av Rhoca Gil vid tunnelbygget genom Hallandsåsen orsakat arbetarna besvär från såväl det perifera nervsystemet som mer akuta irritationsbesvär från slemhinnor i luftvägar och ögon, samt en del mer allmänna symptom som huvudvärk och yrsel. Femtio av arbetarna har, huvudsakligen på grund av de uppgivit nytillkomna symptom från perifera nervsystemet, genomgått neurofysiologisk undersökning under perioden oktober-november 1997, och för dessa planeras en förnyad sådan test, samt läkarundersökning vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken vid Lunds universitetsjukhus

under senvåren 1998. När dessa kompletterande undersökningar är genomförda, vilket kommer att ge ett longitudinellt perspektiv på besvärsutvecklingen, kommer en mer definitiv individuell sambandsbedömning att göras för dessa personer. Denna kommer att ligga till grund för utfärdande av arbetsskadeintyg. För de arbetare som vid uppföljningsundersökningen eventuellt har kvar symptom som bedöms vara relaterade till exponeringen för Rhoca Gil, kommer ett program för fortsatt uppföljning att upprättas.

Slutsatser

o Användningen av Rhoca Gil som tätningsmedel vid tunnelbygget genom Hallandsåsen har inneburit att arbetarna exponerats för akrylamid, och denna exponering har kunnat klassificeras med avseende på extern exponering och kvantifieras som intern dos med hjälp av bestämning av hemoglobinaddukter för akrylamid.

o Det förelåg bland tunnelarbetarna klara exponering-responssamband för besvär från såväl det perifera nervsystemet som mer akuta irritationsbesvär från slemhinnor i luftvägar och ögon, samt en del mer allmänna symptom som huvudvärk och yrsel.

o Bland de högst exponerade var prevalensen ca 30% för tecken på perifer nervpåverkan, och ca 50-75% för irritationsbesvär från luftvägar och ögon.

o De högst exponerade tunnelarbetarna hade drygt fyra gånger så höga adduktvärden för akrylamid (med sannolikt bidrag från N-metylolakryalmid) som den (osäkra) gränsen för när neurotoxiska symptom kan börja uppträda

o Hudupptaget av akrylamid förefaller viktigare än upptaget via luftvägarna för såväl intern dos (hemoglobinaddukter) som symptom från det perifera nervsystemet.

o Såväl skyddsutrustning som skyddsmedvetande har varit otillräcklig på arbetsplatsen.

o Femtio tunnelarbetare har genomgått neurofysiologisk undersökning under hösten 1997 och kommer att genomgå en förnyad sådan, samt ny läkarundersökning, under våren 1998. Därefter kommer individuella arbetsskadebedömningar att göras.

o För de arbetare som vid uppföljningsundersökningen eventuellt har kvarstående symptom som bedöms vara relaterade till exponeringen för Rhoca Gil, kommer ett program för fortsatt uppföljning att upprättas.

Tack till

Anders Hemmingsson och Ann Sturk, Skanska; Berndt Wikström, Lars Wohlström, Elisabeth Nissen och Christina Nilius, AB Previa; Carin Karlsson, Institutionen för Miljökemi, Stockholms Universitet; Ulrika Wallin, Håkan Tinnerberg, Hans Welinder, Katalin Lindholm, Birgitta Björk, Helene Ottosson, Åsa Amilon, Anna Akantis och Anita Ohlsson, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds universitetssjukhus. Analyserna av hemoglobinaddukter för akrylamid har finansierats av Skanska.

Referenser

Bachmann M, Myers JE, Bezuidenhout BN (1992) Acrylamide monomer and peripheral neuropathy in chemical workers. *Am J Ind Med* 21, 217-222.

Bergmark E, Calleman CJ, He F and Costa LG (1993) Hemoglobin adducts in humans occupationally exposed to acrylamide. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 120, 45-54.

Bergmark E (1997) Hemoglobin adducts of acrylamide and acrylonitrile in laboratory personnel, smokers and nonsmokers. *Chem. Res. Toxicol.*, 10, 78-84.

Calleman CJ, Wu Y, He F, Tian G, Bergmark E., Zhang S, Deng H, Wang Y, Crofton KM, Fennell T and Costa LG (1994) Relationships between biomarkers of exposure and neurological effects in a group of workers exposed to acrylamide. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 126, 361-371.

Calleman CJ (1996) The metabolism and pharmacokinetics of acrylamide: Implications for mechanisms of toxicity and human risk. *Drug Metab. Rev.*, 28, 527-590.

Dearfield KL, Abernathy CO, Ottey MS, Brantner, JH and Hayes P (1988) Acrylamide: its metabolism, developmental and reproductivie effects, genotoxicity and carcinogenecity. *Mutat. Res.*, 195, 45-77.

He F, Zhang S, Wang H, Li G, Zhang Z, Li F, Dong X, Hu F (1989) Neurological and electroneuromyographic assessment of the adverse effects of acrylamide on occupationally exposed workers. *Scand J Work Environ Health* 15, 125-129.

IARC (1985) *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*. 39, 41-66.

IARC (1994) *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*. 60, 435-453.

Lundström R, Strömbert T, Lundborg G (1992) Vibrotactile perception threshold measurements for diagnosis of sensory neuropathy. Description of a reference population. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 64, 201-207.

Miller MJ, Carter DE and Sipes IG (1982) Pharmacokinetics of acrylamide in Fischer-334 rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 63, 36-44.

Tilson HA (1981) The neurotoxicity of acrylamide: An overview. *Neurobehav. Toxicol. Teratol.*, 3, 445-461.

Törnqvist, M (1994) Epoxide adducts to N-terminal valine of hemoglobin. *Methods in Enzymology,* vol. 231, Academic Press, New York, pp. 650-657.

Törnqvist, M., Mowrer, J., Jensen, S. and Ehrenberg, L (1986) Monitoring of environmental cancer initiators through hemoglobin adducts by a modified Edman degradation method. *Anal. Biochem.* 154, 255-266.

Törnqvist M, Bergmark E, Ehrenberg L, Granath F (1998) Riskbedömning av akrylamid. *Kemikalieinspektionens rapportserie* (under tryckning).

U.S. EPA, United States Environmental Protection Agency. (1990) Preliminary Assessment of Health Risks from Exposure to Acrylamide. Office of Toxic Substanses, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Tabell 1. Arbetsgivare, ålder och tidigare vibrationsexponering för de 223 undersökta tunnelarbetarna

Företag	N	Ålder		Tidigare vibrationsexponering	
		Median	Range	Händer (N)	Ben (N)
Skanska	157	45	(21-62)	123	60
Banverket	6	39	(35-51)	2	0
Underentrepenörer	60	42	(20-61)	31	3
Totalt	223	43	(20-62)	160	63

Tabell 2. Fördelning med avseende på yrke och arbetsgivare för de 223 undersökta tunnelarbetarna

Yrke	Arbetsgivare			Totalt
	Skanska	Banverket	Underentrepenörer	
Bergförstärkare, injekterare	43		3	46
Bergarbetare, borrare	36			36
Elektriker	5		7	13
Reparatörer	14		6	20
Maskinförare	4		10	14
Förrådsarbetare	4			4
Arbetsledare, tjänstemän	17	6	1	24
Chaufförer	2		19	20
Betongarbetare	11		7	18
Diverse (inkl. arbetsledning)	20		7	27

Tabell 3. Arbetsuppgifter för de 223 undersökta tunnelarbetarna

Arbetsuppgift[1]	N
Injektering	76
Sprängning	46
Borrning	56
Blandning/påfyllning	72
Schaktning	58
Rengöring	90
Provtagning	46
Annan anledning att vistas i tunnel	120
Övrig exponering	80

1) Mer än ett alternativ kan förekomma

Tabell 4. Klassificering av exponering för Rhoca Gil för de 223 undersökta tunnelarbetarna, baserat på enkätsvar/intervjuer.

Exponering	N
Ingen	35
Enbart inandning	27
Inandning och hudkontakt med läckvatten	69
Någon gång hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	47
Ofta hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	45

Tabell 5. Användning av andningsskydd bland de 223 undersökta tunnelarbetarna.

Andningsskydd	Nej	Ibland	Ofta
Halvmask	185	9	4
Friskluftsmask	197	1	0

Tabell 6. Antal individer med nytillkomna symptom från perifera nervsystemet relaterade till arbete med Rhoca Gil bland de 223 undersökta tunnelarbetarna.

Nytillkomna symptom	N	(%)
Stickningar/domningar i fötter/underben	29	13
Stickningar/domningar i händerna	34	15
Stickningar/domningar i övriga kroppen	7	3
Smärta i fötter/underben	17	8
Smärta i händerna	11	5
Smärta i övriga kroppen	17	8
Muskelkramper i benen	17	8
Ökad svettning i händer/fötter	9	4
Hudavflagning på händerna	13	6

Tabell 7. Antal individer med övriga uppgiva symptom relaterade till arbete med Rhoca Gil bland de 223 undersökta tunnelarbetarna.

Symptom	N	(%)
Irritation i ögonen	71	34
Irritation i näsan	56	27
Irritation i halsen	69	33
Irritation på huden	47	23
Hosta	43	21
Andfåddhet, tryckkänsla, pip i bröstet	23	11
Huvudvärk	71	34
Illamående	36	17
Yrsel	34	16

Tabell 8. Skattad exponering för Rhoca Gil i relation till nytillkomna symptom från perifera nervsystemet, bland de 223 undersökta tunnelarbetarna.

Nytillkomna symptom	Skattad exponering för Rhoca Gil										
	Ingen exp		Enbart inandning		Inandning + läckvatten		Någon gång direkt hudexp		Ofta direkt hudexp		P
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Stickningar/domningar i fötter/underben	0	0	0	0	6	9	9	19	14	31	<0.0001
Stickningar/domningar i händerna	0	0	1	4	10	14	10	21	13	29	0.0004
Stickningar/domningar i övriga kroppen	0	0	0	0	1	1	1	2	5	11	0.004
Smärta i fötter/underben	0	0	0	0	6	9	6	13	5	11	0.02
Smärta i händerna	0	0	0	0	3	4	3	6	5	11	0.01
Smärta i övriga kroppen	1	3	0	0	4	6	3	6	9	20	0.003
Muskelkramper i benen	0	0	0	0	4	6	2	4	11	24	0.0001
Ökad svettning i händer/fötter	0	0	0	0	2	3	1	2	6	13	0.004
Hudavflagning på händerna	0	0	0	0	1	1	6	13	6	13	0.0005

Tabell 9. Skattad exponering för Rhoca Gil i relation till övriga uppgivna arbetsrelaterade symptom, bland de 223 undersökta tunnelarbetarna.

Nytillkomna symptom	Skattad exponering för Rhoca Gil										
	Ingen exp		Enbart inandning		Inandning + läckvatten		Någon gång direkt hudexp		Ofta direkt hudexp		P
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Irritation i ögonen	2	10	3	11	9	13	24	51	33	73	<0.0001
Irritation i näsan	1	5	3	11	7	10	21	46	24	53	<0.0001
Irritation i halsen	0	0	5	19	9	13	22	47	33	73	<0.0001
Irritation på huden	0	0	1	4	8	12	18	38	20	44	<0.0001
Hosta	0	0	0	0	5	7	17	36	21	47	<0.0001
Andfåddhet, tryckkänsla, pip i bröstet	0	0	0	0	5	7	7	15	11	24	0.0003
Huvudvärk	3	14	6	22	18	27	20	43	24	53	0.006
Illamående	1	5	2	7	5	7	10	22	18	40	0.0001
Yrsel	0	0	1	4	5	8	7	16	7	17	0.02

Tabell 10. Hemoglobinadduktvärden för akrylamid (nmol/g globin) för tunnelarbetare och oexponerade kontrollpersoner.

	N	Hemoglobinadduker Median	Range
Tunnelarbetare	77	0.24	0.04-4.31
Randomiserat urval	37	0.12	0.04-2.82
Remitterade för neurofys.	47	0.44	0.05-4.31
Kontrollpersoner	12	0.04	0.02-0.07

Tabell 11. Hemoglobinadduktvärden för akrylamid (nmol/g globin) för det randomiserade urvalet av 37 tunnelarbetare, med avseende på skattad exponering för Rhoca Gil.

Exponering	N	Hemoglobinadduker Median	Range
Ingen	6	0.05	0.04-0.11
Enbart inandning	4	0.09	0.07-0.12
Inandning och hudkontakt med läckvatten	12	0.10	0.06-0.36
Någon gång hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	7	0.15	0.05-1.44
Ofta hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	8	1.79	0.47-2.82

$p < 0.0001$, Jonckheere-Terpstras test

Tabell 12. Antal individer med nytillkomna symptom från perifera nervsystemet bland de 77 tunnelarbetare för vilka det hittills finns hemoglobinadduktvärden för akrylamid

Nytillkomna symptom	N	%
Stickningar/domningar i fötter/underben	23	30
Stickningar/domningar i händerna	27	35
Stickningar/domningar i övriga kroppen	6	8
Smärta i fötter/underben	11	14
Smärta i händerna	9	12
Smärta i övriga kroppen	13	17
Muskelkramper i benen	15	19
Ökad svettning i händer/fötter	6	8
Hudavflagning på händerna	9	12

Tabell 13. Antal individer med övriga uppgivna symptom relaterade till arbete med Rhoca Gil, bland de 77 tunnelarbetare för vilka det hittills finns hemoglobinadduktvärden för akrylamid

Symptom	N	%
Irritation i ögonen	34	45
Irritation i näsan	26	35
Irritation i halsen	37	49
Irritation på huden	27	36
Hosta	23	31
Andfåddhet, tryckkänsla, pip i bröstet	14	19
Huvudvärk	39	52
Illamående	19	26
Yrsel	22	29

Tabell 14. Hemoglobinaddukter för akrylamid (nmol/g globin) bland 77 tunnelarbetare med avseende på nytillkomna symptom från perifera nervsystemet eller ej

Symptom	Hemoglobinaddukter (median, range)		p
	Nytillkomna	Ej nytillkomna	
Stickningar/domningar i fötter/underben	0.92 (0.08-4.31)	0.12 (0.04-3.77)	<0.001
Stickningar/domningar i händerna	0.47 (0.05-4.31)	0.13 (0.04-2.88)	0.03
Stickningar/domningar övriga kroppen	0.62 (0.12-2.27)	0.16 (0.04-4.31)	0.14
Smärta i fötter/underben	0.62 (0.07-2.82)	0.17 (0.04-4.31)	0.13
Smärta i händerna	0.38 (0.05-2.54)	0.21 (0.04-4.31)	0.94
Smärta i övriga kroppen	0.60 (0.06-2.27)	0.15 (0.04-4.31)	0.10
Muskelkramper i benen	1.36 (0.06-2.82)	0.16 (0.04-4.31)	0.03
Ökad svettning i händer/fötter	1.16 (0.38-3.77)	0.16 (0.04-4.31)	0.02
Hudavflagning på händerna	1.36 (0.06-4.31)	0.16 (0.04-4.14)	0.02

Tabell 15. Hemoglobinaddukter för akrylamid (nmol/g globin) bland 77 tunnelarbetare med avseende på övriga symptom.

	Hemoglobinaddukter (median, range)		p
	Symptom	Ej symptom	
Irritation i ögonen	0.88 (0.06-4.31)	0.11 (0.04-2.82)	<0.001
Irritation i näsan	0.63 (0.07-4.14)	0.13 (0.04-4.31)	0.001
Irritation i halsen	0.92 (0.06-4.31)	0.10 (0.04-2.27)	<0.001
Irritation på huden	0.39 (0.05-4.31)	0.14 (0.04-2.88)	0.07
Hosta	0.63 (0.06-4.31)	0.12 (0.04-2.82)	0.001
Andfåddhet, tryckkänsla, pip i bröstet	0.88 (0.07-2.54)	0.14 (0.04-4.31)	0.02
Huvudvärk	0.60 (0.06-4.14)	0.09 (0.04-4.31)	<0.001
Illamående	1.45 (0.10-4.31)	0.12 (0.04-2.54)	<0.001
Yrsel	0.52 (0.06-3.77)	0.12 (0.04-4.31)	0.01

Tabell 18. Skattad exponering för Rhoca Gil bland de 50 undersökta tunnelarbetarna som remitterats för neurofysiologisk undersökning.

Exponering	N	%
Ingen	0	0
Enbart inandning	2	2
Inandning och hudkontakt med läckvatten	10	20
Någon gång hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	17	39
Ofta hudexponerad för solution 1, injekteringssubstans eller genomslag	21	42

Bilaga till IMM:s rapport
(appendix 2)

RESULTAT AV HÄLSOUNDERSÖKNING AV BOENDE PÅ HALLANDSÅSEN - MÖJLIG EXPONERING FÖR UTSLÄPP AV RHOCA GIL, BESVÄR OCH HEMOGLOBINADDUKTER AV AKRYLAMID.

Rapport 1998-04-08

Maria Albin, Margareta Törnqvist, Håkan Tinnerberg, Antti Kautiainen, Anna Eriksson, Anna-Lena Magnusson, Cecilia Gustavsson, Bert Björkner, Marlene Isaksson och Lars Hagmar.

Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset, 221 85 Lund (Maria Albin, Håkan Tinnerberg, Anna Eriksson, Cecilia Gustavsson, Lars Hagmar)
Institutionen för miljökemi, Wallenberglabratoriet, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm (Margareta Törnqvist, Antti Kautiainen, Anna-Lena Magnusson och
Yrkes- och miljödermatologiska avdelningen, Universitetssjukhuset MAS, 205 02 Malmö (Bert Björkner, Marlene Isaksson).

Förfrågningar till: Maria Albin, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset, 221 85 Lund, e-post: maria.albin@ymed.lu.se

Sammanfattning
Användningen av Rhoca Gil som tätningsmedel vid tunnelbygget genom Hallandsåsen har inneburit att vissa vattendrag (Vadbäcken, Stensån och Vadebäcken) och enskilda brunnar (N=29) på åsen förorenats med akrylamid och N-metylolakrylamid (maximal uppmätt halt i vattendrag nära utsläppet 92 mg akrylamid/l och 342 mg N-metylolakrylamid/l). Personer med förorening i sin brunn påvisad vid de omfattande vattenanalyser som omedelbart startade i kommunal regi, har aktivt kallats till hälsoundersökning och blodprovtagning. Yrkes- och miljömedicinska kliniken har också erbjudit samma undersökning till andra boende på Hallandsåsen som misstänkt att de utsatts för utsläppet. Sammantaget har 196 personer undersökts, varav 23 med förorening i brunnsvattnet konfirmerad med kemisk analys som enda kända exponeringskälla, 17 personer med både uppmätt förorening i brunnen och hudkontakt med förorenat bäckvatten, samt 67 personer med kontakt med förorenat bäckvatten som enda kända exponeringskälla. Av de undersökta hade150 personer egen brunn. Det kommunala vattnet har inte varit förorenat med akrylamid eller N-metylolakrylamid. Det fanns bland de boende ingen uppenbar relation mellan symptom på nervpåverkan i armar eller ben och exponering för förorenat vatten.

I flera fall rapporterade de boende nytillkomna hudbesvär eller magbesvär som de i några fall klart förknippade med sitt tappvatten eller kontakt med förorenade vattendrag. Något samband med den aktuella exponeringen sågs dock ej i undersökningen. Sju personer med nytillkomna hudförändringar har testats med olika komponenter i Rhoca Gil. Inte i något av dessa fall har det påvisats allergiskt kontakteksem mot dessa.

Vattenprov (N=75) har insamlats i anslutning till hälsoundersökningen och analyserats av Yrkes- och miljömedicinska kliniken från de undersökta som har egen brunn. Arton av dessa brunnar var tidigare ej analyserade med avseende på akrylamid och N-metylolakrylamid. Inte i något av vattenproverna har prov har akrylamid eller N-metylolakrylamid påvisats.

Hemoglobinaddukter av akrylamid har analyserats för de 20 boende som bedömdes ha varit mest exponerade. Av dessa hade 13 exponerats för förorenat tappvatten (median 0,05, variationsområde 0,04-0,22 nmol/g hemoglobin) ocn 7 hade haft hudkontakt med förorenat vattendrag (median 0,07, variationsområde 0,04-0,11 nmol/g hemoglobin). Inte i något fall var adduktnivån så hög (över 1 nmol/g hemoglobin) att, utifrån tidigare studier, en nervskadande effekt kunde befaras. De högsta nivåerna fanns hos personer med egen brunn nära utsläppen (maxvärden 0,14 - 0,22 nmol/g hemoglobin, efter korrektion för rökvanor 0,12 - 0,15 nmol/g hemoglobin) och hos ett barn som vadat i Vadbäcken nära utsläppet (0,11 nmol/g hemoglobin). Dessa nivåer motsvarar en knapp fördubbling gentemot de högsta observerade värdena i en oexponerad kontrollgrupp av icke-rökare (medianvärde 0,04 , variationsområde 0,02-0,07 nmol/g hemoglobin). De sammantagna resultaten från den kliniska undersökningen och adduktanalyserna ger således inga hållpunkter för att exponeringen för akrylamid och N-metylolakrylamid bland de boende givit upphov till neurotoxiska effekter.

Det är uppenbart att föroreningen av brunnsvatten och bäckvatten med akrylamid och N-metylolakrylamid, hos vissa av de högst exponerade personerna orsakat en liten ökning av addukthalten i blod. Denna ligger dock långt ifrån de nivåer vid vilka

negativa hälsoeffekter kan förväntas uppträda. Det är därför ur riskbedömningssynpunkt inte nödvändigt att göra ytterligare adduktanalyser eller läkarundersökningar. Däremot föreligger rett fortsatt behov av information och psykologiskt stöd till de boende.

Summary in English

A grouting agent, Rhoca Gil, was used in the construction of a railway tunnel through Hallandsås in Southern Sweden. Several (N=29) private wells and three creeks in the area have been contaminated with acrylamide and N-metylolacrylamide (maximum levels close to the source: 92 mg acrylamide per litre and 342 mg N-methylolacrylamide per litre). The public water supply was not contaminated. Household members with contaminated wells were actively invited to a health examination focused on symptoms and signs of peripheral neuropathy, and venous blood sampling. Other inhabitants in the area who suspected that they had been exposed to the contaminants were offered the same examination. A total of 196 inhabitants were examined, out of which 23 had a private well with contamination confirmed by analyses as the only known exposure, 17 subjects had both a contaminated well and had had dermal contact with contaminated creek water, and for 67 subjects contaminated creek water was the only known exposure. No obvious positive associations were observed betweeen reported symptoms from the peripheral nervous system and exposure to contaminated water.

Several inhabitants had had dermal or gastrointestinal problems which they suspected to be associated with exposure to contaminated water. Subjects (N= 7) with dermatitis were referred for patch-test with components in Rhoca Gil. No case of allergic contact dermatitis to any of those agents was observed.

Water samples (N= 75) were collected from examinees with private wells. All samples were analyzed with regard to acrylamide and N-methylolacrylamide contents. No sample had detectable concentrations of any of the substances (detection limit 5 µg/l and 10 µg/l, respectively).

Hemoglobin adducts for acrylamide have been analyzed for the 20 inhabitants assumed to have had the highest exposure. Thirteen of those had a contaminated well (median 0.05, range 0.04-0.22 nmol/g hemoglobin) and 7 had had dermal contact with contaminated creek water (median 0.07, range 0.04-0.11 nmol/g hemoglobin). A previously presumed lowest observed advserse effect level (1 nmol/g hemoglobin) for peripheral neurotoxicity was not exceeded in any case. The highest observed levels were found in household members with wells close to the environmental relase of the contaminants (maximum values 0.14 - 0.22 nmol/g hemoglobin, after correction for smoking habits 0.12 - 0.15 nmol/g hemoglobin), and in a child who had waded in a contaminated creek (0.11 nmol/g hemoglobin), also close to the release. These levels correspond to a near doubling of the maximum value observed in 18 non-smoking referent subjects (median 0.04, range 0.02-0.07 nmol/g hemoglobin). The results from the clinical examination and the adduct analyses taken together, do thus not support that exposure to acrylamide and N-methylolacrylamide has caused neurotoxic effects among the inhabitants.

It is thus clear the the contamination of the creeks and the wells with acrylamide and N-methylolacrylamide has, in some of the highest exposed subjects, given a small increase in the level of hemoglobin adducts in blood. This increase is, however, far from the doses at which adverse health effects can be expected to occur. Further adduct analyses and health examinations are not necessary for the risk assessment. However, there is still a need for further information and psychological support for the inhabitants.

Bakgrund

Ett tunnelbygge genom Hallandsåsen har pågått sedan 1994. På grund av stora problem med vattenläckage började man under våren 1997 använda tätningsmedlet Rhoca Gil i mindre skala och från början av augusti i större omfattning. Arbetet med tunneldrivningen avbröts den 29 september samma år, då det stod klart att tätningsmedlet läckt ut i intilliggande vattendrag. Akrylamid och N-metylolakrylamid, som ingår i produkten, hade inte härdats fullständigt till polyakrylamid utan återfanns i höga halter i det läckvatten som pumpats upp från det sk mellanpåslaget (arbetsplatsen mitt i tunneln) vid Severtorp och sedan förts vidare i Vadbäcken.

Provtagning vid inlopp till kärr vid Severtorp 25 september 1997 visade 92 mg akrylamid per liter vatten och 342 mg N-metylolakrylamid per liter vatten (Bo Wendt, Båstad kommun, personligt meddelande). Fortsatt provtagning visade att halterna i Vadbäckens vatten avtog gradvis ner mot Skälderviken. Till följd av läckvattenutsläppet från norra tunnelpåslaget (tunneldrivningsområdet), där injekteringsarbetet också bedrivits i stor omfattning, återfanns dessa föroreningar senare även i Stensån. Halterna i Stensån var dock lägre, till följd av den mycket högre vattenföringen jämfört med Vadbäcken. Även Vadebäcken förorenades av utsläpp av läckvatten, men halterna var lägre än i Vadbäcken. Man befarade också att enskilda brunnar skulle ha blivit kontaminerade. Efter diskussion i Båstad kommuns ledningsgrupp beslutades den 9 oktober 1997 att Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund skulle upprätta en mottagning och telefonrådgivning för allmänheten i riskområdet. En sådan öppnades den 10 oktober i Bjärehälsans lokaler i Grevie.

Det är sedan flera decennier väl känt att yrkesmässig exponering för akrylamid kan resultera i neurotoxiska effekter på i första hand det perifera nervsystemet, men i högre doser också ge påverkan på centrala nervsystemet (Tilson 1981). Förgiftning av en familj via brunnsvatten har rapporterats från Japan (Igisu et al 1975). Brunnen förorenades då akrylamidhaltigt tätningsmedel användes vid konstruktion av en närbelägen avloppsledning (uppmätt koncentration av akrylamid i brunnsvatten två månader efter injekteringen var 400 mg/l). Samtliga familjemedlemmar insjuknade, först med centralnervösa symptom (förvirring, balansrubbning) senare följda av perifera nervsymptom. Alla blev dock helt återställda.

Hudirritation och allergiskt kontaktaksem kan orsakas av akrylamid. Kombinationen av perifer neuropati och hudrodnad och fjällning på exponerade kroppsdelar har beskrivits som karakteristisk för akrylamidförgiftning (Le Quesne 1980). Akrylamid är också carcinogent och reproduktionsstörande i djurförsök (IARC 1994). Akrylamid har klassats som sannolikt carcinogent för människa av IARC (1994).

N-metylolakrylamid har djurexperimentellt gett samma typ av neuropati som akrylamid, men med en neurotoxisk potens som är 3-5 ggr lägre än akrylamids (IARC 1994). Den carcinogena potensen för N-metylolakrylamid är hos mus omkring 100 ggr lägre och hos råtta ca 10 ggr lägre än för akrylamid (IARC 1994, se tabell 5 i Törnqvist et al 1998).

Akrylamid och N-metylolakrylamid absorberas väl vid såväl inandning, nedsväljning som hudkontakt. Den totala dosen från dessa exponeringsvägar är mycket svår att

skatta. Det sker efter metabolisering en snabb utsöndring av akrylamid via urinen. Halveringstiden i människa för fri akrylamid har uppskattats till 4,6 timmar (Calleman, 1994), vilket betyder att efter 2 dygn mindre än 1 promille återstår av den ursprungligen upptagna mängden. Hittills dokumenterade analyser av akrylamid i plasma är alltför okänsliga för att värdera annat än mycket höga exponeringar och analysmetoden för akrylamidmetaboliter i urin är inte helt specifik. Båda dessa biomarkörer avspeglar dessutom endast exponering under det närmsta dygnet/dygnen (Calleman et al 1994).

Akrylamid reagerar i kroppen med proteiner och bildar stabila produkter, s.k. addukter. Sådana addukter till hemoglobin kan utnyttjas för att mäta upptaget i kroppen av akrylamid. Eftersom erytrocyternas livslängd är väldefinierad (4 månader), ger bestämning av den mängd akrylamid som bundits till hemoglobinet (s k hemoglobinaddukter) ett mått på den totala dosen, från olika källor, under de senaste 4 månaderna (Törnqvist et al 1986, Bergmark 1997). Någon specifik metod för analys av hemoglobinaddukter av N-metylolakrylamid finns inte. Det förefaller dock, enligt preliminära försök (Törnqvist et al 1998), som om N-metylolakrylamid nästan fullständigt omvandlas till akrylamid vid adduktbildningen eller i något steg av analysen. Detta skulle innebära att nivån av hemoglobinaddukter av akrylamid avspeglar den totala dosen av såväl akrylamid som N-metylolakrylamid.

I tidigare studier av personer med yrkesexponering för akrylamid har det visats att det finns en bakgrundsnivå av akrylamid-addukter i kontrollpersoner på ca. 0,03 nmol/g hemoglobin (Bergmark, 1997). Orsakerna till denna bakgrund har för närvarande inte utretts. Flera omständighter tyder på att det finns ett naturligt ursprung (Törnqvist et al., 1998). Dock finns ett antal möjliga yttre källor, såsom resthalter i hudvårdsprodukter etc. och vatten från vissa vattenverk.

Akrylamid ingår också i tobaksrök och hos rökare finns en förhöjd adduktnivå om ca. 0,006 nmol/g hemoglobin per cig/dag (Bergmark 1997).

Material och metoder

Utsläpp i miljön

Tätningsmedlet

Brukslösningen av Rhoca Gil bereds genom blandning av två olika lösningar, Solution 1 och 2, tillsats av en accelerator (Accelerateur ACS) och spädning med vatten. Solution 1 innehåller enligt innehållsdeklarationen högst 1,5% akrylamid, ca 37% N-metylolakrylamid och ca 0,9% formaldehyd. Vid analys av olika batcher av produkten har man dock funnit 4,0-5,4% akrylamid och 29-31% N-metylolakrylamid (Susanne Kinnunnen, Skanska, personligt meddelande). Solution 2 innehåller natriumsilikat (vattenglas) och natriumpersulfat. Acceleratorn innehåller enligt innehållsdeklarationen dimetyladipat, dimetylglutarat, dimetylsuccinat och trietanolamin. Färdig brukslösning består av 3,75 delar vatten, 0,125 delar koncentrerad Solution 1, samt 0,125 delar koncentrerad Solution 2. Acceleratorn ingår i Solution 1 med ca 10%.

Enstaka provinjekteringar med Rhoca Gil gjordes periodvis vid norra tunnelpåslaget från slutet av mars till slutet av juni 1997. En enda provinjektering gjordes vid södra tunnelpåslaget i slutet av april. Den 4 augusti påbörjades en mer omfattande injektering

såväl vid norra tunnelpåslaget som vid mellanpåslaget. Injekteringen pågick fram till 29 september då arbetet avbröts. Under några dagar i slutet av september förekom också injektering vid södra tunnelpåslaget. Läckvatten från mellanpåslaget pumpades upp och släpptes ut i ett litet kärr i Severtorp, som utgör källområde för Vadbäcken som flyter ner mot Skälderviken. Läckvattnet från norra påslaget har letts ut i Stensån, som har ett betydligt större vattenflöde än Vadbäcken.

Riskområden

Ledningsgruppen för Båstad kommun fastställde två riskområden (figur 1) inom vilka man befarade att kontaminering av brunnsvatten eller bäckvatten med akrylamid eller N-metylolakrylamid skulle kunna förekomma: norra riskområdet (19 permanentboende) och riskområde Vadbäcken- Mellanpåslaget (ca 150 permanentboende), samt ett kontrollområde vid det södra tunnelpåslaget (Göran Klang, Båstad kommun, personligt meddelande). I områdena finns också ett flertal fritidshus. Antal boende i dessa och i vilken utsträckning de bott i husen under den tid exponering kan ha förekommit är ej känt.

Med hänsyn till när injekteringsarbetet bedrivits vid de olika tunnelavsnitten kunde relevanta tidsperioder för exponering fastställas ("risktid"): norra riskområdet: 1 mars 1997 tillsvidare, riskområde Vadbäcken-Mellanpåslaget: 5 augusti 1997 tillsvidare, södra kontrollområdet: 25 september 1997 tillsvidare.

Befolkningen uppmanades från 6 oktober att inte dricka vatten från enskilda brunnar i riskområdena. Från 14 oktober avråddes från all användning av detta vatten (inklusive diskning, dusch och bad). Vattenförsörjningen till dessa hushåll har därefter kommit från kommunala vattentäkter med hjälp av tankbilar.

Uppgift om vilka fastigheter som ingår i riskområdena har erhållits från Sveriges Geologiska Undersökningar i Lund och Kristianstad.

Provtagning och analyser i annan regi

Efter att de första proverna från Vadbäcken visat på höga halter av akrylamid och N-metylolakrylamid (92 respektive 342 mg/l) startade en massiv provtagningskampanj. Enbart under oktober månad analyserades 700 prov från brunnar och ytvatten. Proverna analyserades vid Miljölaboratoriet i Nyköping och Analyslaboratoriet i Lund. Detektionsgränsen för analys av brunnsvatten, och i flertalet analyser av ytvatten, har i båda fallen varit 5 µg/l för både akrylamid och N-metylolakrylamid. Resultaten av dessa analyser har successivt meddelats till Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund. Halterna av akrylamid och N-metylolakrylamid i ytvattenprover från Vadbäcken avtog med avstånd från utloppet och över tid (figur 2, 3a och 3 b). Ytvattenproverna från Stensån och från Vadebäcken visade pä betydligt lägre koncentrationer (högsta uppmätta halter: Stensån 380 µg/l akrylamid och 340 µg/l N-metylolakrylamid; Vadebäcken 11 µg/l akrylamid och 16 µg/l N-metylolakrylamid).

De brunnar som har haft detekterbara halter av akrylamid eller N-metylolakrylamid (N=29) har huvudsakligen varit de som ligger i nära anslutning till Vadbäcken. Flertalet har varit positiva vid endast ett provtagningstillfälle (N=21) och med mätvärden strax över detektions gränsen (5 µg/l). De flesta positiva mätvärdena komer från prover tagna

under första hälften av oktober månad. Det högsta mätvärdet av N-metylolakrylamid (680 µg/l) i brunnsvatten kommer dock från ett prov taget under november månad. Man hade då infört en ny provtagningsstrategi, som innebar att brunnarna tömdes dagen innan provtagningen så att nytt vatten kunde strömma in i brunnen. Det nya vattnet förde med sig akrylamid och N-metylolakrylamid från närliggande jordlager till brunnsvattnet. Om provtagningen sker i "gammalt" vatten i brunnar som ej används bryts akrylamid och N-metylolakrylamid ned mikrobiellt. En brunn i Vadbäcksområdet med ett positivt mätvärde ansågs inte vara kontaminerad direkt av bäckvattnet utan via kraftig bevattning med bäckvattnet på närliggande åkrar. Förutom i Vadbäcksområdet har endast två brunnar varit positiva, en vid norra påslaget (Finsbo) och en vid mellanpåslaget (Salomonhög). (Bo Wendt, Båstad kommun, personligt meddelande 1998).

Det kommunala vattnet har inte varit förorenat med akrylamid eller N-metylolakrylamid.

Provtagning och vattenanalyser i anslutning till hälsoundersökningen
Vattenprov har samlats in från 70 av totalt 75 hälsoundersökta hushåll med egen brunn under perioden 20 oktober till 11 november 1997. Sammanlagt har 75 brunnar (5 hushåll hade två brunnar) analyserats med avseende på akrylamid och N-metylolakrylamid. Arton av dessa brunnarna var tidigare ej analyserade med avseende på akrylamid och N-metylolakrylamid. Proverna har tagits direkt i brunnen om vatten från tankar hade kopplats in. I de fastigheter där man fortfarande använde sitt brunnsvatten togs provet i lämplig kran efter kraftig spolning. Provtagnings kärlet sköljdes alltid med provtagningsvattnet innan det slutliga provet togs. Provtaget vatten hälldes över i plastburkar och förvarades i kylväska (som mest i 24 timmar) tills provet kokades för att avbryta mikrobiell nedbrytning av akrylamid och N-metylolakrylamid (Brown and Rhead 1979). Efter kokningen frystes proverna tills de analyserades med vätskekromatografi och diode array detektion (detektionsgräns 5 resp 10 µg/l).

Vid varje provtagningstillfällena togs dubbelprover där en känd mängd akrylamid tillsattes i det ena provet direkt vid provtagningen för senare kontroll av utbyte. Vid analys av proven med känd tillsats låg majoriteten (70%) på ett utbyte mellan 90 och 110 % av beräknad tillsatt akrylamid. Det fanns dock en betydande variation (60 till 158 %). N-metylolakrylamid fanns ej tillgängligt för tillsats till proverna. Därför tillsattes i ett fåtal prover istället Rhoca Gil, där den exakta halten av N-metylolakrylamid dock ej var känd.

Hälsoundersökning
Via information från kommun och massmedia erbjöds kommuninvånarna en hälsoundersökning om de befarade att de kommit i kontakt med kontaminerat vatten. Undersökningen genomfördes under perioden 10 oktober till 6 november 1997 och omfattade anamnes avseende bl a hudkontakt med vatten i vattendrag på Hallandsåsen, bostadens vattenförsörjning (kommunalt vatten, borrad eller grävd brunn), fastighetsbeteckning, eventuell yrkesmässig exponering för akrylamid och förekomst av besvär som den undersökte misstänke berodde på utsläppet av Rhoca-Gil. Formuläret fylldes först i av den undersökte och gicks sedan igenom tillsammans med den undersökande läkaren. Besvär från armar, ben och hud efterfrågades då specifikt. I

anslutning till anamnesupptagningen gjordes en läkarundersökning inriktad på påverkan på lillhjärnan och perifera nerver. Anamnesupptagning och undersökning utfördes av läkare vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds universitetssjukhus. I anslutning till undersökningen togs ett blodprov för eventuell senare analys av hemoglobinaddukter av akrylamid. Personerna tillfrågades då om de rökte eller ej.

Efter hand som analyserna av brunnsvattnet blev klara riktades personliga inbjudningar till undersökning och blodprovtagning till de boende med förorenad brunn som inte redan spontant anmält sig till undersökningen. Endast två permanentboende och två fritidsboende hushåll med förorenad brunn har ej deltagit.

De personer som vid undersökningen uppgivit att de under risktiden varit bosatta i fastighet i riskområdet har klassats som boende där, liksom personer som enligt uppgift från Lokala skattemyndigheten är mantalsskrivna på en sådan fastighet. Den senare klassificeringen beror på att några undersökta hade svårt att korrekt minnas sin fastighetsbeteckning vid undersökningen. I den undersökta gruppen kommer 93 från norra riskområdet eller riskområde Mellanpåslaget-Vadbäcken. I denna grupp ingår också en del fritidsboende. Sammanlagt har 196 personer undersökts (figur 4).

Av de undersökta hade 40 vatten från förorenad brunn som känd exponeringskälla (17 av dem hade även haft hudkontakt med Vadbäcken). Ytterligare 110 personer hade egna brunnar i vilka dock varken akrylamid eller N-metylolakrylamid påvisats. Bland dessa 110 hade dock 44 haft hudkontakt med Vadbäcken. Fyrtiosex undersökta hade inte egen brunn, av dessa hade 23 haft kontakt med Vadbäcken.

Vid bearbetningen har de undersöktas (möjliga) exponering grupperats efter följande förhållanden under risktiden: 1) hushållets tappvattenförsörjning (egen brunn eller kommunalt vatten), 2) hudkontakt med förorenat bäckvatten, 3) boende i riskområdet. Personer med både kommunalt vatten och egen brunn har klassats som "egen brunn" eftersom de i allmänhet haft hudkontakt med vattnet från den egna brunnen vid exempelvis bevattning. Personerna med egen brunn har vidare indelats med avseende på om förorening påvisats i brunnen eller ej.

Yrkes- och miljödermatologisk bedömning
Personer med påtagliga hudförändringar som debuterat eller försämrats under riskperioden har remitterats för yrkes- och miljödermatologisk bedömning. Hittills har sammanlagt har 7 personer undersökts. Ytterligare tre har remitterats för bedömning. Lapptest har utförts med standardserie kompletterad med akrylamid, N-metylolakrylamid, metylen-bis-akrylamid och ammoniumpersulfat.

Hemoglobinaddukter för akrylamid
Från varje undersökt togs 10 ml helblod i hepariniserade Venoject-rör, som efter upprepad vändning ställdes kallt och därefter, inom 24 timmar, transporterades till laboratoriet vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund. Proverna centrifugerades, erytrocytfraktionen avskiljdes och tvättades tre gånger med fysiologisk koksaltlösning. Erytrocyterna frystes därefter in i plaströr och förvarades vid -70° C. Proverna har sedan i fryst tillstånd transporterats till Institutionen för miljökemi vid Stockholms universitet.

Hemoglobinaddukter för akrylamid bestämdes med hjälp av en modifierad sk Edman degradation som innebär att globinkedjornas N-terminala aminosyror avspjälkas om addukter finns bundna (Törnqvist 1994, Bergmark 1997). Globinet som isolerats från hemoglobin behandlas med ett reagens som klipper av modifierat N-terminalt valin från resten av globinet och som introducerar fem fluoratomer i det derivat av valin som bildas. Det fettlösliga derivatet extraheras sedan med organiskt lösningsmedel från globinresten och renas vidare. Derivatet analyseras med hög känslighet på en gaskromatograf-masspektrometer.

Akrylamidaddukthalt har bestämts för 23 boende på Hallandsåsen, varav 13 med exponering för förorenat tappvatten och 7 som haft hudkontakt med vattnet i Vadbäcken under riskperioden. De analyserade proven har valts ut för att representera de högsta exponeringarna inom respektive kategori. Hos dessa personer har den senaste exponeringen inträffat maximalt 2 månader före provtagningen. För övriga 3 personer hade analysen en orienterande karaktär. Som referenter har prov analyserats från 6 lantbrukare på Bjärehalvön, som bor långt ifrån riskområdena och har egen brunn, och från 12 andra referenter, de flesta boende i Lund (kommunalt vatten). Samtliga referenter var icke-rökare.

För de boende på Hallandsåsen vars prov analyserats för addukthalt och som uppgivit att de var rökare vid provtagningen, har uppgift om daglig tobakskonsumtion under månaden före provtagningen inhämtats via senare telefonintervju. Som en oberoende kontroll på rökvanor har hemoglobin-addukter från etylenoxid bestämts i proverna. Hos rökare finns en väl kartlagd förhöjning av denna addukt.

Resultat

Analys av tappvatten

Detekterbara halter av akrylamid eller N-metylolakrylamid fanns inte i något prov som tagits på tappvatten i anslutning till hälsoundersökningen. I flera fall hade brunnen inte tappats på vatten under ett par veckor innan provet togs. Detta kan pga bakteriell nedbrytning således ha givit en viss underskattning av halten, fr a i grävda brunnar.

Hälsoundersökning

Nytillkomna besvär från perifera nerver var inte vanligare bland de boende som varit utsatta för förorenat vatten än bland övriga undersökta (tabell 1). Den högsta besvärsförekomsten fanns bland personer som varken hade egen brunn eller varit i hudkontakt med förorenade vattendrag under riskperioden.

Det fanns inte heller något positivt samband mellan exponering och besvär från huden i form av fjällning eller rodnad eller magbesvär (tabell 2 och 3).

Då analysen begränsades till att omfatta endast boende i riskområdet och jämförelse mellan personer med (N=34) och utan (N=48) känd förorening i brunnsvattnet, fann vi att 4 personer med förorenad brunn men ingen med brunn utan känd förorening hade nytillkomna besvär av stickningar eller domningar i armar eller ben. Av dessa hade en person endast förorening i bevattningsbrunnen, och ej i dricksvattenbrunnen. Personen ifråga hade ej varit i kontakt med vatten från bevattningsbrunnen. De resterande tre hade

använt vattnet från sina förorenade brunnar. Ingen akrylamid men N-metylolakrylamid i halt av maximalt 10µg/l hade uppmätts i brunnarna. En av dessa tre personer beskrev mycket osäkra och vaga symptom. Analys av akrylamidaddukthalt (se nedan) från de två övriga personerna visade efter korrektion för rökvanor i det ena fallet en addukthalt inom referensområdet och i det andra en addukthalt på knappt dubbla maximala nivån hos oexponerade referenter. I båda fallen har exponeringen för förorenat vatten upphört endast en kort tid före provtagningen, varför den upmätta adduktnivån väl bör spegla exponeringen.

Nytillkomna besvär med hudrodnad eller hudavflagning fanns inte hos någon med förorenad brunn i riskområdet, men hos 2 personer utan förorening i brunnsvattnet. Nytillkomna magbesvär fanns hos 5 personer med känd förorening i brunnen och hos 7 personer utan sådan känd förorening.

Yrkes- och miljödermatologisk bedömning
Ingen av de 7 undersökta personerna hade kontaktallergi mot någon komponent i Rhoca Gil.

Akrylamidaddukthalter
De undersökta rökarna hade som väntat högre värden än de icke-rökande referenterna (tabell 4). Skillnaderna mellan icke-rökande exponerade och referenter var små.

Bland de 7 personer som haft hudkontakt med Vadbäcken nära utsläppet under riskperioden fanns hos ett barn, som också haft fjällning på fötterna, ett förhöjt adduktvärde. Trots att kontakten med bäckvattnet varit mer kontinuerlig hos de undersökta personerna längre ner mot kusten än hos de exponerade nära utsläppet, låg adduktvärdena hos de som exponerats ner mot kusten inom normalområdet (tabell 5).

I ett par hushåll med förorenat brunnsvatten fanns förhöjda adduktvärden som inte helt kan förklaras med personernas rökvanor (tabell 6 och 7). Liksom vad gäller barnet med förhöjd addukthalt rör det sig uppskattningsvis om ett tillskott från utsläppet på en knapp dubbling av maximalt värde hos referenterna. Någon klar relation mellan adduktvärden och uppmätt koncentration i brunnsvattnet ses ej, dock fanns samtliga adduktvärden över bakgrundsnivån bland personer från de fyra huhåll som hade de högsta koncentrationerna i sitt brunnsvatten av totalt nio hushåll där addukthalt analyserats (tabell 6). Bilden förändrades inte då hänsyn togs till tidpunkt för första positiva analys av tappvattnet (tabell 7). I ett av hushållen ses en avsevärd variation i addukthalt mellan personerna, medan halterna i de två övriga hushållen där mer än ett prov analyserats är likartad efter korrektion för rökvanor.

I ett fall gav modellen för korrektion baserad på uppgivna rökvanor ett orimligt utfall (tabell 6 och 7). En alternativ korrektion användes i detta fall baserad på koncentrationen av hemoglobinaddukter av etylenoxid.

Diskussion

Den kliniska undersökningen talar inte för någon toxisk effekt på perifera nerver bland de boende på Hallandsåsen till följd av förorening av bäck- och brunnsvatten med akrylamid och N-metylolakrylamid. Dels fanns ingen uppenbar relation mellan risk för exponering och besvär, dels har samtliga analyserade prov på akrylamidaddukter legat klart under det förmodade LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level)-värdet för neurotoxicitet (ca 1 nmol/g hemoglobin) (Calleman 1996, Törnqvist et al 1998). Förekomsten av motsvarande symptom från armar och ben visade bland de mer högexponerade arbetarna vid tunnelbygget en klar relation till såväl exponeringsanamnes som addukthalt (Nordander et al 1998).

Om en hög andel personer med förorenat tappvatten inte deltagit i hälsoundersökningen, skulle det ha påverkat tolkbarheten av våra fynd. Vår täckning var dock mycket god och vi kan därför bortse från detta potentiella problem.

Den högre besvärsförkomsten bland oexponerade (kommunalt vatten) än bland potentiellt exponerade boende förklaras sannolikt av olika urval till undersökningen i dessa grupper. Tolkningen av besvärsförekomsten bland de oexponerade blir därför osäker. Däremot torde urvalet i grupperna med och utan förorening i egen brunn inom riskområdet vara likartat och en direkt jämförelse mellan dessa grupper kan göras. En restriktion till denna grupp visar att bland 82 personer där brunnsvattnet analyserats med avseende på förorening av akrylamid och N-metylolakrylamid, hade 4 av 34 personer med känd förorening i brunnsvattnet nytillkomna besvär av domningar eller stickningar i armar eller ben, men ingen av 48 personer utan sådan förorening. En av dessa personer hade dock inte använt vattnet från den förorenade brunnen. Analys av akrylamidaddukter från två av de resterande tre personerna visade att exponering för akrylamid/N-metylolakrylamid ej kunde förklara besvären.

Flera personer har rapporterat hudbesvär eller magbesvär som de förknippat med förorenat vatten. Vi har i denna sammanställning valt att redovisa fjällning eller hudrodnad, som tidigare beskrivits vid yrkesmässig akrylamidexponering (Le Quesne 1980) och även förekommit bland de exponerade tunnelarbetarna (Nordander et al 1998). Bland de boende förelåg det dock inget samband mellan dessa besvär och exponering, varken vid analys avhela materialet eller restriktion till de boende inom riskområdet. Någon kontaktallergi mot komponenter i Rhoca Gil kunde ej påvisas. Några personer misstänker samband mellan stress och uppkomna hudbesvär.

De magbesvär som spontant rapporterades från de boende var av blandad typ (diarré, illamående, aptitlöshet). Bland tunnelarbetarna fanns ett samband mellan såväl exponeringsanamnes som addukthalt och besvär av illamående. Vi fann ingen relation mellan magbesvär och exponering för akrylamid och N-metylolakrylamid bland samtliga undersökta, eller bland de boende inom riskområdet.

Analysen av vattenprover med tillsats av akrylamid visade en betydande variation. Den förklaras huvudsakligen av två saker: tillsatserna av akrylamid gjordes i fält vilket minskar precisionen vid användandet av pipetter, vidare låg den tillsatta mängden akrylamid endast något över detektionsgränsen för analysen, vilket i sin tur minskar precisionen vid den vätskekromatografiska analysen. I mindre omfattning tillsattes känd

mängd även till prover med Rhoca Gil för att kontrollera utbytet av N-metylolakrylamid. Det beräknades vara i samma storleksordning som för akrylamid. Vårt analysförfarande skulle, i ett värsta fall scenario, kunna underskatta akrylamidkoncentrationen med 30%. Prover tagna av oss och Båstad kommun från samma brunnar och vid närliggande tidpunkter har väsentligen givit samma resultat.

Analys av akrylamidaddukthalter visar att enskilda personer fått ett tillskott av akrylamidexponering från utsläppet, dels via kontakt med förorenade vattendrag, dels via förorenat tappvatten. De uppmätta halterna ligger dock långt ifrån de nivåer vid vilka neurotoxiska effekter kan förväntas uppträda.

Bland de boende har enstaka värden av akrylamidaddukthalt uppmätts som ligger i intervallet 0,05-1,10 nmol/g högre (efter korrigering för exponering för akrylamid via tobaksrök hos rökare) än den bakgrundsnivå som generellt påträffas hos personer utan känd exponering för akrylamid. Detta tillskott skulle motsvara ett upptag av akrylamid om omkring 2,5-5 µg per kg kroppsvikt och dag under två månader (Törnqvist et al 1998). Den beräknade cancerriskförhöjning som detta skulle motsvara är omkring 0,01-0,02% (beräknad enligt multiplikativ modell). Ca 18 procent av alla dödsfall i Sverige beror på cancer. På grund av exponeringen kommer denna risk enligt modellen att öka till 18,01-18,02%, en för individen försumbart liten ökning. Medelvärdet av adduktnivån i samtliga 20 prover från de mest exponerade boende visar en förhöjning om 0,01 nmol/g, vilket skulle motsvara en ökning av cancrrisken med omkring 0,001%. Skulle addukterna delvis härröra från N-metylolakrylamid, vilket är sannolikt, är de här angivna riskerna överskattade.

Det är med de funna resultaten ur riskbedömninssynpunkt inte nödvändigt att göra ytterligare adduktanalyser eller läkarundersökningar. Däremot finns ett fortsatt behov av information och psykologiskt stöd till de boende, framför allt inom riskområdet. Yrkes- och miljömedicinska kliniken har fortlöpande lämnat information till de boende, dels vid stormöten arrangerade av kommunen, dels i egen regi vid ett möte där samtliga hälsoundersökta inbjudits, vidare med skriftlig information till samtliga undersökta.

Tack till:
Kerstin Kronholm Diab, Margareta Littorin, Gudrun Persson och Ulrika Wallin vid Yrkes- och miljömedicinska klinikens mottagning; Anna Akantis, Åsa Amilon, Birgitta Björk, Bengt Johansson, Katalin Lindholm, Marianne Nilsson, Helene Ottosson, Hans Welinder, Bengt Åkesson vid Yrkes- och miljömedicinska klinikens laboratorium; Iréne Krönmark, Bibbi Lindstedt, Ulla Ohlsson, Bjarne Skov-Nielsen och Åsa Wastenson vid Bjärehälsan i Grevie; Kalle Eriksson, Göran Klang, Börje Nilsson och Bo Wendt vid Båstad kommun, samt Sveriges Geologiska Undersökningar.

Referenser

Bergmark E. Hemoglobin adducts of acrylamide and acrylonitrile in laboratory personnel, smokers and nonsmokers. Chem Res Toxicol 1997;10:78-84.

Brown L, Rhead M. Liquid chromatographic determination of acrylamide monomer in natural and polluted aqueous environments. Analyst 1979;104:391-399.

Calleman CJ, Wu Y, Tian G, Bergmark E, Zhang S, et al. Relationships between biomarkers of exposure and neurological effects in a group of workers exposed to acrylamide. Toxicol Appl Pharmacol 1994;126:361-71.

Calleman CJ. The metabolism and pharmacokinetics of acrylamide: Implications for mechanisms of toxicity and human risk. Drug Metab Rev 1996;28:527-590

International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. IARC, Lyon 1994, vol 60, ss 435-53.

Igisu H, Goto I, Kawamura Y, Kato M, Izumi K, Kuroiwa Y. Acrylamide encephaloneuropathy due to well water pollution. J Neurol Neurosurg Psychiatr 1975;38:581-4.

Nordander C, Törnqvist M, Malmberg B, Kauitiainen A, Aprea P, Magnusson A-L, Eriksson A, Hagmar l. Resultat av hälsoundersökning av tunnelarbetare exponerade för Rhoca Gil - arbetsrelaterade symptom, hemoglobinaddukter av akrylamid och påverkan på vibrationströsklar. Rapport 1998-02-5. Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Lunds universitetssjukhus (stencil).

Le Quesne PM. Acrylamide. I (Spencer PS och Schaumburg HH, eds) Experimental and Clinical Neurotoxicology. Williams and Wilkins, Baltimore, USA, 1980, ss 309-325.

Tilson HA. The neurotoxicity of acrylamide: An overview. Neurobehav Toxicol Teratol 1981;3:445-61.

Törnqvist M, Mowrer J, Jensen S, Ehrenberg L. Monitoring of environmental cancer initiators through hemoglobin adducts by a modified Edman degradation method. Anal Biochem 1986;154:255-66

Törnqvist M, Bergmark E, Ehrenberg L, Granath F. Riskbedömning av akrylamid. Kemikalieinspektionen, PM 7/1998.

Tabell 1. Nytillkomna besvär (under eller efter utsläppet) av stickningar eller domningar i armar eller ben, bland boende på Hallandsåsen.

	N	Stickningar, domningar
Förorenad brunn	40	4* (10%)
Vadbäcken	17	1 (6%)
Ej Vadbäcken	23	3 (13%)
Brunn, ej förorenad	109	5 (5%)
Vadbäcken	44	2 (5%)
Ej Vadbäcken	65	3 (5%)
Ej egen brunn	46	10 (22%)
Vadbäcken	23	4 (17%)
Ej Vadbäcken	23	6 (26%)

Notera: Med "förorenad brunn" avses brunn som vid någon provtagning visat akrylamid eller N-metylolakrylamidhalt över detektionsgränsen, med "Vadbäcken" avses hudkontakt med Vadbäcken under riskperioden. För 1 person saknas analys av den egna brunnen.

*) En av dessa fyra har dock ej varit i kontakt med vatten från den förorenade brunnen.

Tabell 2. Nytillkomna (under eller efter utsläppet) hudbesvär i form av fjällning eller rodnad bland boende på Hallandsåsen.

	N	Fjällning/rodnad
Förorenad brunn	40	0
Vadbäcken	17	0
Ej Vadbäcken	23	0
Brunn, ej förorenad	109	5 (5%)
Vadbäcken	44	2 (5%)
Ej Vadbäcken	65	3 (5%)
Ej egen brunn	46	1 (2%)
Vadbäcken	23	0
Ej Vadbäcken	23	1 (4 %)

Notera: Med "förorenad brunn" avses brunn som vid någon provtagning visat akrylamid eller N-metylolakrylamidhalt över detektionsgränsen, med "Vadbäcken" avses hudkontakt med Vadbäcken under riskperioden. För 1 person saknas analys av den egna brunnen.

Tabell 3. Nytillkomna magbesvär, under eller efter utsläppet, bland boende på Hallandsåsen.

	N	Magbesvär
Förorenad brunn	40	5 (13%)
Vadbäcken	17	3 (18%)
Ej Vadbäcken	23	2 (9%)
Brunn, ej förorenad	109	16 (15%)
Vadbäcken	44	7 (16%)
Ej Vadbäcken	65	9 (14%)
Ej egen brunn	46	5 (11%)
Vadbäcken	23	2 (9%)
Ej Vadbäcken	23	3 (13%)

Notera: Med "förorenad brunn" avses brunn som vid någon provtagning visat akrylamid eller N-metylolakrylamidhalt över detektionsgränsen, med "Vadbäcken" avses hudkontakt med Vadbäcken under riskperioden. För 1 person saknas analys av den egna brunnen.

Tabell 4. Akrylamidaddukthalt hos boende på Hallandsåsen och referenter.

		Addukthalt (nmol/g hemoglobin)	
	Antal	Median	(Range)
Boende på Hallandsåsen, samtliga	20	0,06	(0,04-0,22)
Rökare	5	0,19	(0,09-0,22)
Icke-rökare	15	0,05	(0,04-0,11)
Män	11	0,05	(0,04-0,11)
Kvinnor	4	0,05	(0,04-0,07)
Boende på Hallandsåsen, samtliga			
Rökkorrigerat	20	0,05	(0,03-0,15)
Referenter, samtliga	18	0,04	(0,02-0,07)
Bjäre	6	0,05	(0,03-0,06)
Män	3	0,05	(0,03-0,06)
Kvinnor	3	0,05	(0,03-0,06)
Övriga	12	0,04	(0,02-0,07)
Män	8	0,04	(0,02-0,07)
Kvinnor	4	0,05	(0,04-0,06)

Notera: alla referenter är icke-rökare. Rökning har beräknats ge ett tillskott på cirka 0,006 nmol/g hemoglobin per rökt cigarett/dag.

Tabell 5. Akrylamidaddukthalt för 7 personer efter hudkontakt med Vadbäcksvatten.

Plats	Ålder	Exponering	Addukthalt (nmol/g hemoglobin)	Tid från sista exponeringen	Anmärkning
Nära utsläpp	Barn	Delkropp	0,06	2 mån	-
	Barn	Delkropp	0,11	1 mån	Fjällning*
Längre ner	Barn	Helkropp	0,07	1,5 mån	-
	Vuxen	Delkropp	0,07	1,5 mån	Fjällning*
Ännu längre ner	Vuxen	Delkropp	0,04	0 mån	
	Vuxen	Delkropp	0,04	0,5 mån	-
Vid kusten	Barn	Helkropp	0,05	1 mån	-

Notera: De exponerade har haft mer sporadisk kontakt med bäckvattnet nära utsläppet än längre ner mot kusten. Samtliga är icke-rökare.
* Rapporterad fjällning på exponerad kroppsdel.

Tabell 6. Akrylamidaddukthalt för 13 personer med förorenat tappvatten, rangordnade efter sjunkande föroreningsgrad i vatnet.

Hushåll	Kön	Rökare	Addukthalt (nmol/g hemoglobin)	Rökkorrigerad addukthalt*
1	M	Ja	0,22	0,15
	K	Ja	0,19	0,13
2	M	Nej	0,04	
3	K	Nej	0,04	
4	K	Ja	0,20	0,14
	K	Ja	0,14	0,12
	M	Nej	0,04	
5	M	Ja	0,09	? (20 cig/dag)**
6	M	Nej	0,05	
7	M	Nej	0,05	
8	M	Nej	0,04	
9	M (barn)	Nej	0,07	
	K	Nej	0,05	

Notera: Variationsområdet för uppmätta akrylamidhalter var, vid provtagning före 971021, <5-8 µg/l, för N-metylolakrylamidhalter 6- 40 µg/l. I tabellen redovisas ej halter för de enskilda hushållen då dessa är offentlig handling och sekretessen för adduktvärdena därmed skulle kunna äventyras.

* Rökning har beräknats ge ett tillskott på cirka 0,006 nmol/g hemoglobin per rökt cigarett/dag

** I sammanställningen (tabell 4) har det rökkorrigerade värdet, baserat på koncentrationen av hemoglobinaddukter av etylenoxid, ansatts till 0,03 nmol/g hemoglobin

Tabell 7. Akrylamidaddukthalt hos 13 personer med förorenat tappvatten, stratifierade efter provtagningsdatum för första positiva vattenprovet och därefter rangordnade efter sjunkande föroreningsgrad.

Positivt prov	Hushåll	Kön	Rökare	Addukthalt (nmol/g hemoglobin)	Rökkorrigerad addukthalt*
971007/1008	1	K	Ja	0,20	0,14
		K	Ja	0,14	0,12
		M	Nej	0,04	
	2	M	Nej	0,05	
	3	M	Nej	0,05	
	4	M	Ja	0,09	?? (20 cig/dag)**
	5	M	Nej	0,04	
971013	1	M	Ja	0,22	0,15
		K	Ja	0,19	0,13
	2	M	Nej	0,04	
>971013	1	K	Nej	0,04	
	2	M (barn)	Nej	0,07	
		K	Nej	0,05	

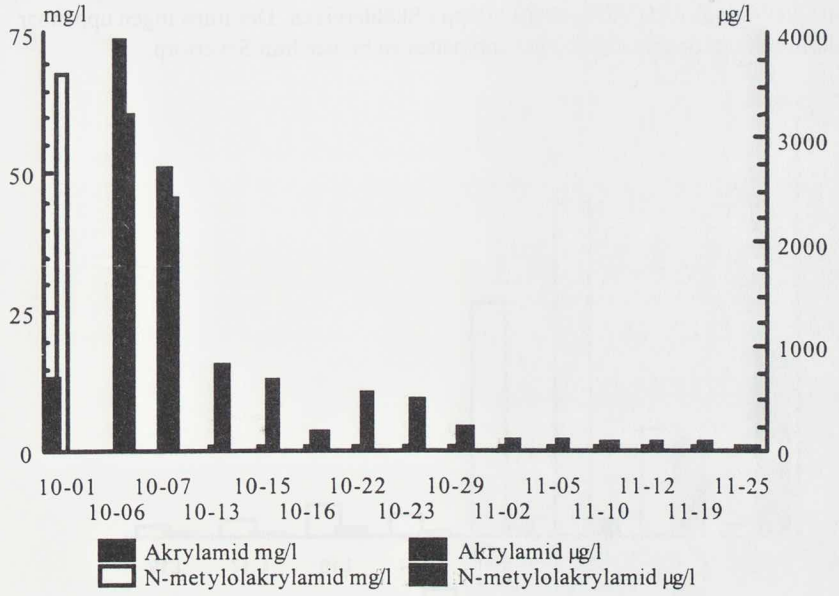
Notera: Åtta brunnar provtagna första gången senast 971007/1008, resterande brunn provtagen första gången 971013. Variationsområdet för uppmätta akrylamidhalter var, vid provtagning före 971021, <5-8 µg/l, för N-metylolakrylamidhalter 6- 40 µg/l. I tabellen redovisas ej halter för de enskilda hushållen då dessa är offentlig handling och sekretessen för adduktvärdena därmed skulle kunna äventyras.

* Rökning har beräknats ge ett tillskott på cirka 0,006 nmol/g hemoglobin per rökt cigarett/dag

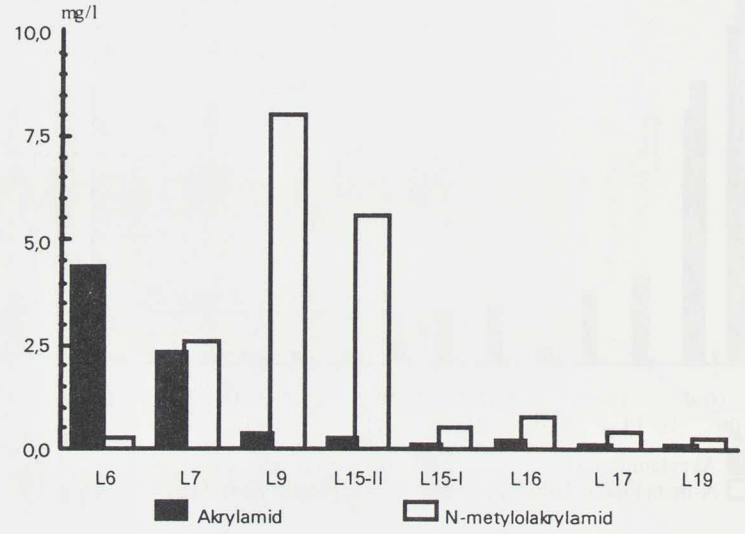
** I sammanställningen (tabell 4) har det rökkorrigerade värdet, baserat på koncentrationen av hemoglobinaddukter av etylenoxid, ansatts till 0,03 nmol/g hemoglobin

Figur 1. Karta över den planerade tunnelsträckningen, norra riskområdet och riskområdet Vadbäcken-Mellanpåslaget.

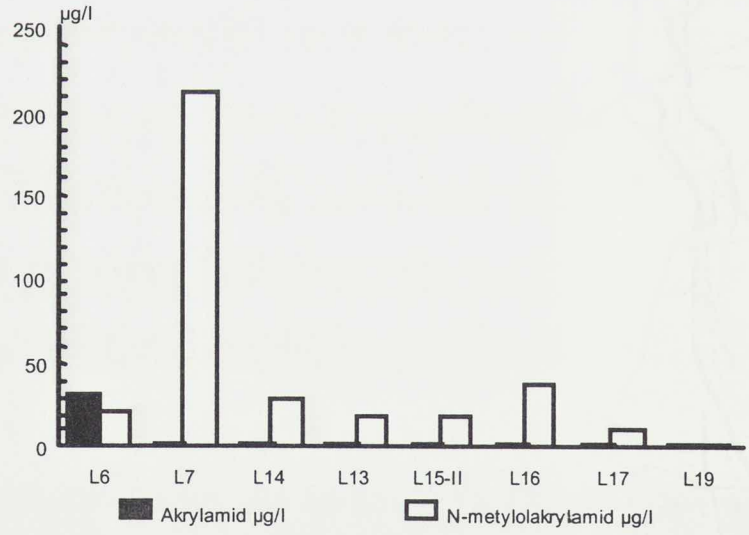
Figur 2. Uppmätta halter av akrylamid och N-metylolakrylamid i utlopp från kärr i Severtorp mellan 1 oktober och 25 november 1997. Det var i inloppet till detta kärr som de högsta halterna uppmättes, den 25 september 1997.



Figur 3a. Prover tagna i Vadbäcken mellan den 7 och 9 oktober 1997. Provpunkt L6 och L7 motsvarar inlopp respektive utlopp från kärr i Severtorp. L9 är från Kvinnaböske, L15-I respektive L15-II är Vadbäckens norra resp. södra fåra i Ängelsbäck. L16 vid Ängelsbäcks gamla vattenverk, L17 i Vadbäcken vid Kilebäckstorp och L19 Vadbäckens utlopp i Skälderviken. Det finns ingen uppenbar förklaring till att de högsta värdena uppmättes en bit ner från Severtorp.



Figur 3b. Prover tagna i Vadbäcken den 29 oktober 1997. Provpunkt L6, L7, L15-II, L16, L17 och L19 enligt Figur 3a. Provpunkt L14 är vid kommunens vattentäkt i Krogstorp och L13 är från en fiskodling som Vadbäcken delvis leds igenom.



Figur 4. Deltagare i hälsoundersökningen (N=196), fördelade på boende i eller utanför Norra riskområdet och riskområdet Vadbäcken-Mellanpåslaget, samt typ av vattenförsörjning. Personer med både egen brunn och kommunalt vatten har förts till gruppen "egen brunn".

Statens offentliga utredningar 1998

Kronologisk förteckning

1. Omstruktureringar och beskattning. Fi.
2. Tänder hela livet
   – nytt ersättningssystem för vuxentandvård. S.
3. Välfärdens genusansikte. A.
4. Män passar alltid? Nivå- och organisationsspecifika processer med exempel från handeln. A.
5. Vårt liv som kön. Kärlek, ekonomiska resurser och maktdiskurser. A.
6. Ty makten är din ... Myten om det rationella arbetslivet och det jämställda Sverige. A.
7. Översyn av rörelse- och tillsynsregler för kollektiva försäkringar. Fi
8. Alkoholreklam. Marknadsföring av alkoholdrycker och Systembolagets produkturval. S.
9. Integritet – Effektivitet – Skattebrott. Fi.
10. Campus för konst. U.
11. Fristående utbildningar med statlig tillsyn inom olika områden. U.
12. Självdeklaration och kontrolluppgifter – förenklade förfaranden. Fi.
13. Säkrare kemikaliehantering. Fö
14. E-pengar – näringsrättsliga frågor. Fi.
15. Gröna nyckeltal – Indikatorer för ett ekologiskt hållbart samhälle. M.
16. När åsikter blir handling. En kunskapsöversikt om bemötande av personer med funktionshinder. S.
17. Samordning av digital marksänd TV. Ku.
18. En gräns – en myndighet? Fi.
19. IT och regional utveckling.
    120 exempel från Sveriges län. K.
20. IT-kommisionens hearing om infrastrukturen för digitala medier. Andrakammarsalen, Riksdagen 1997-10-24. K.
21. Problem med inbäddade system inför 2000-skiftet. Hearing anordnad av IT kommissionen i samverkan med Industriförbundet och Statskontoret 1997-11-14. K.
22. Försäkringsgaranti.
    Ett garantisystem för försäkringsersättningar. Fi.
23. Staten och exportfinansieringen. N.
24. Fiskeriadministrationen i ett EU-perspektiv.
    Översyn av fiskeriadministrationen m.m. Jo.
25. Tre städer. En storstadspolitik för hela landet.
    + 4 st bilagor. S.
26. Från hembränt till Mariakliniken.
    – fakta om ungdomar och svartsprit. S.
27. Nya ledningsregler för bankaktiebolag och försäkringsbolag. Fi.
28. Läkemedel i vård och handel. Om en säker, flexibel och samordnad läkemedelsförsörjning. S.
29. 1976 års lag om immunitet och privilegier i vissa fall – en översyn. UD.
30. Utlandsstyrkan. Fö.
31. Det gäller livet. Stöd och vård till barn och ungdomar med psykiska problem. + Bilaga. S.
32. Rättssäkerhet, vårdbehov och samhällsskydd vid psykiatrisk tvångsvård. S.
33. Historia, ekonomi och forskning.
    Fem rapporter om idrott. In.
34. Företagare med restarbetsförmåga. S.
35. Förordningar till miljöbalken. + Bilagor. M.
36. Identifiering och identitet i digitala miljöer
    – Referat från en hearing den 12 november 1997. IT-kommissionens rapport 4/98. K.
37. Den framtida arbetsskadeförsäkringen. S.
38. Vad får vi för pengarna? – Resultatstyrning av statsbidrag till vissa organisationer inom det sociala området. S.
39. Det finsk–svenska gränsälvssamarbetet. M.
40. BROTTSOFFER.
    Vad har gjorts? Vad bör göras? Ju.
41. Läkemedelsinformation för alla. S.
42. Försvarsmaktsgemensam utbildning för framtida krav. Fö.
43. Hur skall Sverige må bättre?
    – första steget mot nationella folkhälsomål. S.
44. En samlad vapenlagstiftning. Ju.
45. Sotning i framtiden. Fö.
46. Om buggning och andra hemliga tvångsmedel. Ju.
47. Bulvaner och annat. Ju.
48. Kontrollerad och ifrågasatt?
    – intervjuer med personer med funktionshinder. S.
49. Konsekvenser av att taxfreeförsäljningen avvecklas inom EU. K.
50. De 39 stegen. Läkemedelsutredningar under 1900-talet och annat underlagsmaterial till Läkemedel i vård och handel, SOU 1998:28. S.
51. Vuxenutbildning och livslångt lärande.
    Situationen inför och under första året med kunskapslyftet. U.
52. Utstationering av arbetstagare. A.
53. Ta vara på möjligheterna i Östersjöregionen. N.
54. Hur offensiv IT-användning kan skapa tillväxt för mindre företag. Ett rådslag anordnat av IT-kommissionen på uppdrag av Kommunikations-departementet, Närings- och handelsdepartementet och Industriförbundet.
    Rotundan, Rosenbad 1997-11-18.K.
55. Demokratins räckvidd. Dokumentation från ett seminarium. Demokratiutredningens skriftserie. SB.
56. Avdrag för ökade levnadskostnader vid tjänsteresa och tillfälligt arbete. Fi

SVENSKA FÖRSVARSMAKTENS BIBLIOTEKSTJÄNST

Statens offentliga utredningar 1998

Kronologisk förteckning

57. DUKOM Distansutbildningskommittén.
Utvärdering av distansutbildningsprojekt med IT-stöd. U.
58. IT och nationalstaten. Fyra framtidsscenarier.
IT-kommissionens rapport 6/98. K.
59. Räddningstjänsten i Sverige
– Rädda och Skydda. Fö.
60. Kring Hallandsåsen. M.

Statens offentliga utredningar 1998

Systematisk förteckning

Statsrådsberedningen

Demokratins räckvidd. Dokumentation från ett seminarium. Demokratiutredningens skriftserie. [55]

Justitiedepartementet

BROTTSOFFER.
Vad har gjorts? Vad bör göras? [40]
En samlad vapenlagstiftning. [44]
Om buggning och andra hemliga tvångsmedel. [46]
Bulvaner och annat. [47]

Utrikesdepartementet

1976 års lag om immunitet och privilegier i vissa fall – en översyn. [29]

Försvarsdepartementet

Säkrare kemikaliehantering. [13]
Utlandsstyrkan. [30]
Försvarsmaktsgemensam utbildning för framtida krav. [42]
Sotning i framtiden. [45]
Räddningstjänsten i Sverige
– Rädda och Skydda. [59]

Socialdepartementet

Tänder hela livet
– nytt ersättningssystem för vuxentandvård. [2]
Alkoholreklam. Marknadsföring av alkoholdrycker och Systembolagets produkturval. [8]
När åsikter blir handling. En kunskapsöversikt om bemötande av personer med funktionshinder. [16]
Tre städer. En storstadspolitik för hela landet. + 4 st bilagor. [25]
Från hembränt till Mariakliniken.
– fakta om ungdomar och svartsprit. [26]
Läkemedel i vård och handel. Om en säker, flexibel och samordnad läkemedelsförsörjning. [28]
Det gäller livet. Stöd och vård till barn och ungdomar med psykiska problem. + Bilaga. [31]
Rättssäkerhet, vårdbehov och samhällsskydd vid psykiatrisk tvångsvård. [32]
Företagare med restarbetsförmåga. [34]
Den framtida arbetsskadeförsäkringen. [37]
Vad får vi för pengarna? – Resultatstyrning av statsbidrag till vissa organisationer inom det sociala området. [38]
Läkemedelsinformation för alla. [41]
Hur skall Sverige må bättre?
– första steget mot nationella folkhälsomål. [43]
Kontrollerad och ifrågasatt?
– intervjuer med personer med funktionshinder. [48]
De 39 stegen. Läkemedelsutredningar under 1900-talet och annat underlagsmaterial till Läkemedel i vård och handel, SOU 1998:28. [50]

Kommunikationsdepartementet

IT och regional utveckling.
120 exempel från Sveriges län. [19]
IT-kommisionens hearing om infrastrukturen för digitala medier. Andrakammarsalen, Riksdagen 1997-10-24. [20]
Problem med inbäddade system inför 2000-skiftet. Hearing anordnad av IT kommissionen i samverkan med Industriförbundet och Statskontoret 1997-11-14. [21]
Identifiering och identitet i digitala miljöer.
– Referat från en hearing den 12 november 1997.
IT-kommissionens rapport 4/98. [36]
Konsekvenser av att taxfreeförsäljningen avvecklas inom EU. [49]
Hur offensiv IT-användning kan skapa tillväxt för mindre företag. Ett rådslag anordnat av IT-kommissionen på uppdrag av Kommunikations-departementet, Närings- och handelsdepartementet och Industriförbundet. Rotundan, Rosenbad 1997-11-18. [54]
IT och nationalstaten. Fyra framtidsscenarier. IT-kommissionens rapport 6/98. [58]

Finansdepartementet

Omstruktureringar och beskattning. [1]
Översyn av rörelse- och tillsynsregler för kollektiva försäkringar. [7]
Integritet – Effektivitet – Skattebrott. [9]
Självdeklaration och kontrolluppgifter
– förenklade förfaranden. [12]
E-pengar – näringsrättsliga frågor. [14]
En gräns – en myndighet? [18]
Försäkringsgaranti.
Ett garantisystem för försäkringsersättningar. [22]
Nya ledningsregler för bankaktiebolag och försäkringsbolag. [27]
Avdrag för ökade levnadskostnader vid tjänsteresa och tillfälligt arbete. [56]

Statens offentliga utredningar 1998

Systematisk förteckning

Utbildningsdepartementet

Campus för konst [10]
Fristående utbildningar med statlig tillsyn inom olika områden. [11]
Vuxenutbildning och livslångt lärande. Situationen inför och under första året med kunskapslyftet. [51]
DUKOM Distansutbildningskommittén. Utvärdering av distansutbildningsprojekt med IT-stöd. [57]

Jordbruksdepartementet

Fiskeriadministrationen i ett EU-perspektiv. Översyn av fiskeriadministrationen m.m. [24]

Arbetsmarknadsdepartementet

Välfärdens genusansikte. [3]
Män passar alltid? Nivå- och organisationsspecifika processer med exempel från handeln. [4]
Vårt liv som kön. Kärlek, ekonomiska resurser och maktdiskurser. [5]
Ty makten är din ... Myten om det rationella arbetslivet och det jämställda Sverige. [6]
Utstationering av arbetstagare. [52]

Kulturdepartementet

Samordning av digital marksänd TV. [17]

Närings- och handelsdepartementet

Staten och exportfinansieringen. [23]
Ta vara på möjligheterna i Östersjöregionen. [53]

Inrikesdepartementet

Historia, ekonomi och forskning. Fem rapporter om idrott. In. [33]

Miljödepartementet

Gröna nyckeltal – Indikatorer för ett ekologiskt hållbart samhälle. [15]
Förordningar till miljöbalken. + Bilagor. [35]
Det finsk–svenska gränsälvssamarbetet. [39]
Kring Hallandsåsen. [60]

FRITZES
OFFENTLIGA
PUBLIKATIONER

POSTADRESS: 106 47 STOCKHOLM
FAX 08-690 91 91. TELEFON:08-690 91 90
E-POST: fritzes.order@liber.se
FRITZES INTERNETBOKHANDEL: www.fritzes.se

ISBN 91-38-20922-5
ISSN 0375-250X