

FoU rapport

# Effekter av släckvatten

## Effekter av släckvatten

Rapporten har utarbetats av:  
Daniel Stridsman,  
Jörgen Andersson och  
Inge Svedung

Författarna svarar för innehållet i rapporten.

Räddningsverkets kontaktperson:  
Barbro Wilhelmsson, Risk- och miljöavdelningen, telefon direkt 054-10 41 16, växel 054-10 40 00.

1997 Räddningsverket, Karlstad  
Risk- och miljöavdelningen  
ISBN 91-88890-98-8

Beställningsnummer P21-198/97  
1997 års utgåva

## ABSTRACT

This report deals with the risks associated with the run-off of polluted water used to extinguish fires in various kinds of objects.

Räddningsverket  
Svea och Beredskap  
Räddningsverket

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING .....	7
INLEDNING.....	9
FALLBESKRIVNINGAR .....	10
Chemstar .....	10
United Freight .....	11
National Adhesives .....	11
Sandoz .....	11
Industriacrom .....	12
Matas.....	12
Forsheda gummifabrik .....	13
Uppsala Energi .....	13
Leto Industriäterving .....	13
Mörbylångabranden .....	14
VATTEN VID BRANDSLÄCKNING.....	14
Vattenförbrukning .....	15
Förångning .....	17
Materialbalans .....	18
SLÄCKVATTNETS SAMMANSÄTTNING .....	21
KARAKTERISERING AV SLÄCKVATTEN.....	22
Miljöfarlighetsbedömning .....	23
Bedömning av släckvatten.....	24
SPRIDNING AV SLÄCKVATTEN .....	25
Ytavrinning .....	25
Transport i vattendrag.....	27
Rörtransport .....	28
Transport i mark .....	30
EFFEKTER AV SLÄCKVATTEN .....	31
Ytvatten.....	31
Toxiska ämnen .....	31
Återhämtning .....	32
Sandoz .....	33
Reningsverk.....	35
Funktion .....	35
Släckvattnets påverkan .....	36
Andra effekter .....	38
Mark .....	38
Vattentäkter .....	38
Korrosion.....	38

DISKUSSION.....	39
Föroreningar vid brandsläckning.....	39
Luft och vatten .....	39
Mark, ytvatten och reningsverk .....	40
Förebyggande bedömningar .....	42
Släckvattenmängder .....	43
SLUTSATSER.....	44
Släckvattenbeslut .....	44
Forskning.....	45
REFERENSER .....	46

**Definitioner:**

- Med begreppet släckvatten avses, i denna rapport, den vattenmängd som tillförts vid brandsläckning. Med förorenat släckvatten menas den del av släckvattnet som inte förångas under brandsläckningen utan finns kvar som vätska på eller omkring en brandplats under eller efter en insats och som i samband med släckningen blir mer eller mindre förorenat.
- Med släckvattenbeslut avses beslut om vattenanvändning och hantering av släckvatten i samband med brandsläckningen samt beslut som bör tas med hänsyn till riskerna för de skadliga effekter som släckvatten kan medföra.

## SAMMANFATTNING

Vid bränder i objekt av skilda slag där vatten används vid släckinsatsen kommer den vattenmängd som inte förångas att lämna brandplatsen som ett vätskeflöde som, mer eller mindre förorenat, kan förorsaka skador av olika slag i omgivningen. Denna rapport behandlar dessa riskförhållanden.

I rapporten ges dels ett antal kortfattade referat från olika bränder under rubriken "Fallbeskrivningar" dels beskrivs förloppet; hur vatten förorenas, utflöden, spridning och effekter på olika objekttyper/miljöer. Beskrivningen är kvalitativ och formulerad i relativt allmänna termer. För att göra noggrannare utsagor baserade på teoretiska analyser fordras detaljerade och validerade modeller, mer omfattande och detaljerade underlag och snävare systemavgränsningar. Resultaten blir då mer beroende av förutsättningarna och om allmängiltiga slutsatser skall kunna dras behöver flera olika fall behandlas varför arbetsinsatserna blir betydligt större. En genomgång av litteraturen inom det aktuella området visar att vare sig några teoretiska eller mer systematiska fältstudier kring påverkansmekanismerna för hur släckvatten förorenas har rapporterats.

Praxis i samband med brandsläckning är att man försöker utnyttja det vatten som påförs så effektivt som möjligt för att snabbt släcka branden och samtidigt försöka minimera de skador som släckvattnet kan medföra på brandplatsen. Det blir emellertid fråga om en avvägning och delvis en målkonflikt i samband med de släckvattenbeslut som behöver tas. Dessutom är normalt frihetsgraderna begränsade. En del av erfarenheterna från det arbete som genomförts och som presenteras i rapporten kan sammanfattas i följande slutsatser:

- Vid släckning av bränder där släckvattnet orsakat omfattande skador har de använda vattenmängderna varit stora.
- I de fall där man särskilt beaktat släckvattenproblematiken på ett tidigt stadium har effekterna generellt sett blivit mindre.
- Med hänsyn till riskerna för skador orsakade av släckvatten är en liten vattenanvändning alltid bättre än en stor.
- Om utspädning av det förorenade släckvattnet bedöms motiverat skall detta göras där vattnet rinner iväg från brandplatsen och inte på brandhärden under släckningen.
- Stöd för beslut om åtgärder i samband med släckinsatser kan i sällsynta fall fås genom mätning av pH och/eller elektrisk ledningsförmåga med direktvisande instrument (pH även med testremsa). Det förorenade släckvattnet har dock en komplex sammansättning, varför uppgifter om pH och ledningsförmåga normalt inte utgör ett tillräckligt underlag för bedömningar.
- Resultat från laboratorieanalyser av släckvattenprover är inte tillgängliga under släckinsatsen och kan därför inte användas som underlag för beslut i det akuta

skedet utan enbart för att bedöma skaderisker, identifiera skador och besluta om åtgärder i ett uppföljande skede.

- Många skador som inträffar blir inte uppdragade med mindre än att man i särskild ordning undersöker förhållandena.
- Normalt har man tid att överväga och ta medvetna beslut om hur man ska hantera det förorenade släckvattnet, eftersom en del av det som regel kvarhålls på brandplatsen utan extra åtgärder.
- Den primära och generella släckvattenstrategin vid brandsläckning är att minimera vattenanvändningen. Andra strategier är att kvarhålla en så stor del av vattnet som möjligt på brandplatsen, välja det alternativ som innebär minst risk för skador för den del av vattnet som inte kan kvarhållas och slutligen att på olika sätt försöka minimera skadans omfattning.

För att få ett bättre underlag för bedömning av riskerna i samband med förorenat släckvatten kan det vara motiverat att genomföra en del mer vetenskapligt grundade kartläggningar av;

- de förlopp som leder till att skador uppkommer (mängd släckvatten, förorening av släckvatten, spridning av släckvatten i omgivningarna, omvandling/fastläggning av föroreningar i släckvattnet medan det sprids),
- hur dessa förlopp kan påverkas,
- vilka typer av skador det kan bli fråga om,
- hur omfattande och hur varaktiga de kan bli,
- vilka saneringsmetoder som kan komma ifråga.

Det är inte meningsfullt att söka någon allmängiltig teoretisk modell som anger kvantitativa samband mellan vad som brinner och effekterna av släckvattnet. Problemet är normalt alltför komplext och varierande för detta. Däremot kan det vara värdefullt att i några olika fall karakterisera det förorenade släckvattnet vad gäller volymflöde och sammansättning med hjälp av lämpliga nyckeltal och nyckelegenskaper. Dessutom bör man identifiera intressanta typobjekt/miljöer som kan hotas och karakterisera effekter som kan förekomma i samband med dessa. Studierna kan planeras ske dels i samband med framtida bränder och dels, för att få en bild av effekternas varaktighet och för att spara tid, i anslutning till befintliga brandplatser. För att kunna genomföra dessa typer av studier fordras viss metodutveckling.

Dessutom kan mer generella frågor behöva belysas kring det system av aktörer som påverkar riskförhållandena genom beslut före, under och efter de bränder som förekommer. Vilken strategi har beslutsfattarna i samband med olika typer av beslut, har de relevant kunskap och information, inser de när ett beslut påverkar riskförhållandena och är de motiverade att ta erforderlig hänsyn till denna påverkan i sina beslut?

## INLEDNING

Vid bränder i objekt av skilda slag där vatten används vid släckinsatsen kommer den vattenmängd som inte förångas att lämna brandplatsen i form av ett mer eller mindre förorenat släckvatten. Detta flöde kan föra med sig ämnen som antingen fanns på platsen före branden, som bildas i samband med den eller som ingår i de skumvätskor som eventuellt används. Det förorenade släckvattnet kan därför ha sådana egenskaper att det när det sprids kan förorsaka skador av olika slag i omgivningen. Denna rapport behandlar dessa riskförhållanden.

En litteraturstudie har genomförts för att få en bild av vad som gjorts och rapporterats för att belysa effekter som kan uppstå genom att förorenat släckvatten bildas, sprids, omvandlas, späds ut, fastläggs och kommer i kontakt med olika objekt eller miljöer. De databaser och de sökord som använts vid litteratursökningen framgår av uppställningen nedan. Sökningen gav inga svar som behandlar effekter av släckvatten varför dessa frågor inte lär ha varit föremål för några mer omfattande vetenskapliga studier. Utlåtanden som har styrkt denna slutsats har givits av personer vid Räddningsverket, Inst. för brandteknik vid Lunds tekniska högskola, Försvarets forskningsanstalt, Sveriges provnings och forskningsinstitut, Brandforsk, Chalmers tekniska högskola, Naturvårdsverket m.fl.

En annan ansats har därför valts för att gå vidare med frågeställningen. Dels har ett antal referat från olika bränder gått igenom. Dessa behandlas nedan under rubriken "Fallbeskrivningar". Dessutom har en beskrivning ställts samman av förloppet, förorening av släckvatten, utflöden, spridning och effekter på olika objekttyper/miljöer. Beskrivningen är kvalitativ och formulerad i relativt allmänna termer. Den bygger på kunskaper från olika områden inom naturvetenskap och teknik. För att göra noggrannare utsagor baserade på teoretiska analyser fordras mer detaljerade och validerade modeller, mer omfattande och detaljerade underlag och snävare systemavgränsningar. Resultaten blir då mer beroende av förutsättningarna och om allmängiltiga slutsatser skall kunna dras blir de arbetsinsatser som fordras betydligt större.

I diskussionsavsnittet behandlas problemen med förorenat släckvatten och hur man genom vissa analyser dels på förhand och dels i samband med släckinsatser kan få underlag för beslut som sannolikt kan leda till minskade effekter av förorenat släckvatten. I ett avslutande avsnitt anges kortfattat de viktigaste slutsatserna av de erfarenheter som arbetet har medfört.

För att få ett bättre underlag för bedömningar av riskerna i samband med förorenat släckvatten kan det vara motiverat att genomföra en del mer vetenskapligt grundade studier av de förlopp som leder till att skador kan uppkomma, vilka typer av skador det kan bli fråga om, hur omfattande och hur varaktiga de kan bli och vilka saneringsmetoder som kan komma ifråga. Även forskningsfrågor behandlas i diskussionsavsnittet.

Litteratursökningen har genomförts på Högskolan i Karlstad, Chalmers Tekniska Högskola och Statens räddningsverk. De databaser som har utnyttjats är främst:

Libris	Chans	RIB
Compendex	CA Search	Toxline
NTIS	Science Citation Index	Energy SciTec
Dissertation Abstracts	Ei Compendex plus	CAB Abstracts

Sökningarna har genomförts med ett antal sökord i flertalet fall i kombination med "brand" för att begränsa antalet träffar till det aktuella området. Några exempel på sökord och uttryck som använts i olika kombinationer är:

Fire Fighting Water	Extinguishing Water	Fire
Environment	Water	Chemical
Accident	Runoff	Discharge
Effect	Pollution	Contamination
Waste Water	Surface Water	Ground Water

## FALLBESKRIVNINGAR

I detta inledande avsnitt presenteras korta beskrivningar av händelseförloppen i samband med släckning av tio bränder. Syftet med dessa beskrivningar är främst att ge några exempel på; var förorenat släckvatten kan ta vägen, olika typer av beslut, vilka skador som kan uppstå, aktiva åtgärder och slutligen olika problem som kan aktualiseras. Redogörelserna bygger på en eller flera rapporter kring respektive brand, rapporter som i de flesta fallen utarbetats av personal vid kommunala räddningstjänster, miljöförvaltningar eller motsvarande. I något fall har rapporterna varit mera vetenskapligt grundade. Eftersom vi inte har detaljstuderat dessa bränder gör vi heller inte några utvärderingar av de olika beslut som tagits i sammanhanget.

### Chemstar

I september 1981 utbröt en brand i Chemstars anläggning i Carrbrook, Cheshire, Storbritannien. Chemstar sysslade med återvinning av lösningsmedel ur olika typer av industriavfall. Vid ett fel på kylningen i en destillationsprocess strömmade gas ut i lokalen. Gasmolnet antändes och brandförloppet blev mycket snabbt. Under släckinsatsen förbrukades stora mängder vatten. Hela anläggningen, inklusive ett fatlager, totalförstördes. Efter branden rensades området och lämnades sedan åt sitt öde. Två år senare planerades en nybyggnation på tomten och därför utfördes analyser av föroreningshalterna i marken. Analyserna påvisade en närvaro av över 400 olika kemikalier. Föroreningarna återfanns ända ner till fyra meters djup och den maximala koncentrationen uppmättes till 5 000 ppm. (0,5%). Fem år efter branden observerades olika skador hos husdjur på en angränsande fastighet. De mest uppenbara skadorna var att kaniner föddes utan ögon, att flera hundar tappade delar av pälsen och att dödligheten var uppseendeväckande bland kycklingarna. Efter åtta år gjordes ytterligare en markundersökning, som visade att lösningsmedelskoncentrationen fortfarande var mycket

hög och att föroreningarna hade transporterats i riktning mot den angränsande fastigheten.

### United Freight

I februari 1982 uppstod en brand i United Freights lager i Woodkirk, Yorkshire, Storbritannien. Lagret innehöll främst oktylphenol och två olika sorters herbicider. Under brandsläckningen användes stora mängder vatten för att begränsa eldens spridning. Släckvattnet ifrån branden nådde via ytavrinning fram till en bäck i närheten. När detta uppmärksammades gjordes dock bedömningen att skadan redan var skedd och man beslöt därför att fortsätta den intensiva vattenbegjutningen. Alla kända vattenanvändare nedströms brandplatsen varnades och uppmanades att inte utnyttja vattnet. Även avloppsreningsverket varnades och där valde de att leda släckvattnet förbi det biologiska reningssteget för att undvika utslagning. Dagen efter var branden släckt och då anlades också en invallning med sand runt byggnaden för att förhindra ytterligare ytavrinning till bäcken. Den kraftigt förorenade sanden spreds senare med vinden och orsakade bl.a. omfattande skador på en åker. Under insatsen hade stora mängder förorenat släckvatten också letat sig ner i ett underjordiskt kanalsystem från en tidigare verksamhet. Tre månader efter branden pumpades fortfarande mycket toxiskt vatten upp ifrån detta kanalsystem. Branden orsakade förutom avsevärda skador på bäckens ekosystem även en omfattande förorening av marken kring anläggningen. Vid en kartering i maj 1987 kunde fortfarande vissa skador på bäckens ekosystem konstateras.

### National Adhesives

En natt i augusti 1986 brann det i National Adhesives lager i Braunston, Northamptonshire, Storbritannien. Lagret innehöll många olika sorter lim och harts. Den mycket stora mängden organiska ämnen gjorde att man ville släcka elden snabbt, varför stora mängder vatten påfördes under insatsen. Släckvattnet, som forsade ut på de hårdgjorda ytorna kring byggnaden, dränerades främst bort via dagvattenledningarna. Dessa var anslutna till det lokala avloppsreningsverket i Braunston. Eftersom dagvattenledningarna snabbt överbelastades fortsatte en del av flödet av förorenat släckvatten, via ytavrinning, direkt ut i en närliggande kanal. Den stora mängden förorenat släckvatten som nådde reningsverket orsakade översvämning i detta, vilket ledde till en ofrivillig bräddning ut i floden Leam. På morgonen kunde en 1,5 km lång vitaktig föroreningsplym iakttas i floden nedströms reningsverket. Analyser som gjordes på släckvattnet visade senare att det innehållit ungefär 400 olika kemikalier i varierande mängder. Det finns inga rapporter om skadornas omfattning på flodens eller kanalens ekosystem.

### Sandoz

I november 1986 brann det i en lagerlokal hos Sandoz utanför Basel, Schweiz. Lagret innehöll totalt 1 300 ton kemikalier. Av dessa var cirka 650 ton starkt toxiska bekämpningsmedel. Släckningen inriktades till en början på att skydda de omkringliggande lagerbyggnaderna, men när exploderande kemikaliefat hotade att antända

även dessa valde man att släcka branden. Under släckningsarbetet användes mycket stora vattenmängder, som mest cirka 30 m<sup>3</sup>/minut. Från brandplatsen rann 10 000-15 000 m<sup>3</sup> förorenat släckvatten, innehållande cirka 40 ton kemikalier, direkt ut i floden Rhen. Skadorna på flodens ekosystem blev naturligtvis mycket omfattande. Den allvarligaste akuta skadan var att hela ålbeståndet, cirka 200 000 kg dog, längs en 400 km lång sträcka. Släckvattnet orsakade också en omfattande markförorening, cirka 2000 ton kraftigt förorenat material fick forslas bort från brandplatsen. Ytterligare en effekt var att ett antal dricksvattentäkter längs Rhen blev obrukbara under cirka 10 dagars tid, då föroreningsplymen passerade.

### IndustriCrom

I oktober 1987 brann det i AB IndustriCrom i Anderstorp, som sysslade med ytbehandling av plast- och metalldetaljer. Den brandhärjade byggnaden innehöll flera starkt sura och metallhaltiga behandlingsbad samt en hel del plastdetaljer. Under släckningsarbetet, som varade i fem timmar, användes stora mängder vatten och skum. Släckvattnet lämnade byggnaden via golvbrunnar, dörröppningar och ett hål i betongplattan. Brunnarna stod i förbindelse med ett internt reningsverk som bokstavligen fylldes med förorenat släckvatten. Från reningsverket hann cirka 30 m<sup>3</sup> bräddas ut i en närbelägen bäck, innan man lyckades stoppa flödet. Mätningar i bäcken visade att pH-värdet sjönk så lågt som till 3,2, varför en kalkningsinsats omedelbart genomfördes. Det finns dock inga rapporter om skadornas omfattning i bäcken. Släckvattnet som lämnade byggnaden via hålet i betongplattan och genom dörröppningarna orsakade en avsevärd förorening av marken. De högsta värdena uppmättes senare i rörgravar och indikerar alltså att transporten av förorenat släckvatten i marken var störst längs dessa.

### Matas

I juni 1988 brann Matas centrallager i Brabrand, Danmark. Lagret som var nära 3 000 m<sup>2</sup> stort innehöll främst tvålprodukter och andra kemikalier. Branden startade i en laddningstation för eltruckar och spred sig sedan mycket snabbt i byggnaden. Vid släckningen av den övertända byggnaden användes mycket vatten, cirka 7 m<sup>3</sup>/minut, vilket medförde att även mängderna förorenat släckvatten blev stora. Inledningsvis rann merparten av släckvattnet, via dagvattenledningar, ut i en bäck. Men eftersom bäcken till slut mynnar i en sjö med höga naturvärden, gjordes flera aktiva insatser för att skydda denna. Genom att pumpa över släckvattnet till avloppsledningsnätet avleddes till att börja med en stor del av föroreningarna. Rören satte dock igen efter en tid och då nådde släckvattnet åter fram till bäcken. För att åtminstone erhålla en effektivare utspädning, av det starkt alkaliska släckvattnet, tillfördes stora mängder rent vatten till bäcken. Beräkningar som utförts efter branden visar att ungefär 1 000 m<sup>3</sup> förorenat släckvatten rann ut i bäcken, trots att en hel del avleddes. Dagen efter branden kunde man i en damm i bäcken observera en omfattande fiskdöd, men inga skador har rapporterats ifrån sjön. I avloppsreningsverket orsakade släckvattnet också vissa problem då röt-kammaren skummade över.

### Forsheda gummifabrik

I april 1989 brann det i Forsheda Produktions AB i Forsheda. Branden startade i gummifabrikens blandningsavdelning där det fanns ungefär 143 ton gummi och 60 ton kemikalier. Efter att ett inledande släckförsök gjorts inriktades släckningsarbetet på att begränsa branden till blandningsavdelningen. Under den tre dygn långa insatsen förbrukades cirka 2 500 m<sup>3</sup> vatten samt en hel del skum och pulver. Från byggnaden bortfördes uppskattningsvis 250 m<sup>3</sup> förorenat släckvatten, via avloppsledningar, till det kommunala reningsverket. 120 m<sup>3</sup> av släckvattnet blev stående i en källare och kunde senare tas om hand. Huvuddelen av släckvattnet rann dock ut på marken utanför byggnaden och dränerades, via dagvattenledningar, vidare till en bäck som mynnar i Storån. Under branden gjordes vissa analyser på denna del av släckvattnet och man konstaterade då att sammansättningen var relativt harmlöst, varför inga åtgärder vidtogs för att förhindra detta utflöde. Kompletterande analyser, som gjorts i efterhand, visar dock att släckvattnet var mycket toxiskt. Detta framgår också av det faktum att reningsverkets biosteg slogs ut av släckvattnet, men det bör noteras att man trots detta klarade av att hålla en 70%-ig reningsgrad med avseende på BOC, (Biologiskt syreförbrukande ämnen). Från Storån finns det inga rapporter om skadornas omfattning.

### Uppsala Energi

I november 1990 uppstod en brand i Uppsala Energis torvlager. Lagret innehöll 76 000 ton torvbriketter när branden startade. Under insatsen, som blev mycket långvarig, inriktades arbetet på att begränsa branden samt transportera bort så mycket torv som möjligt ifrån byggnaden. Vattenförbrukningen under första veckans släckningsarbete uppgick till 70 000 m<sup>3</sup> och därefter förbrukades 2 000 m<sup>3</sup>/dygn. Under hela insatsen, som pågick under tre och en halv månads tid, förbrukades också 40 ton skumvätska. Släckvattnet ifrån branden transporterades via dagvattenledningar direkt ut i Fyrisån men eftersom det medförde mycket stora mängder organiskt material blev denna situation ohållbar. Efter första veckans insats kopplades därför dessa dagvattenledningar samman med avloppsledningsnätet och då kunde alltså de syreförbrukande ämnena tas omhand i reningsverket. Uppskattningar som gjorts visar att släckvattnet under den första veckan medförde ungefär 300 ton kemiskt syreförbrukande ämnen (COD) till Fyrisån, vilket kan jämföras med en normal årstransport på cirka 8 000 ton. Det finns inga rapporter om vilka skador som erhöles till följd av utflödet av förorenat släckvatten.

### Leto Industriätvervning

I juli 1992 brann det i Leto Industriätvervning AB i Värnamo. Företaget sysslade med upparbetning av olika slags lösningsmedelsavfall. När räddningstjänsten anlände till platsen brann det i ett fatlager som innehöll cirka 500 m<sup>3</sup> lösningsmedel. Ett inledande släckförsök gjordes men det fick avbrytas efter en explosion i lagerutrymmet. Eftersom de atmosfäriska spridningsförhållandena var gynnsamma fick lösningsmedlen i fatlagret brinna ut och insatsen inriktades därmed på att begränsa brandens omfattning. Under branden exploderade flera kemikaliefat och flög iväg som projektiler till ett angränsande skogsområde, där de orsakade antändning av skogen.



Efter tre timmars arbete bedömdes branden i byggnaden vara under kontroll. Anläggningen var sedan en tidigare brand utrustad med en 700 m<sup>3</sup> stor fångdamm för förorenat släckvatten. I dammen samlades ungefär 60 m<sup>3</sup> förorenat släckvatten upp under branden. Det anmärkningsvärda är dock att man efter branden kunde pumpa upp 20 m<sup>3</sup> kraftigt förorenat grundvatten per dygn ur marken, vilket alltså indikerar att en stor del av släckvattnet inte rann till dammen utan att det istället infiltrerade i marken. Det är emellertid inte uteslutet att grundvattnet kan ha förorenats redan före branden på grund av något läckage.

### Mörbylångabranden

I september 1992 inträffade en brand i en större industribyggnad i Mörbylånga. Det fanns tre olika företag i byggnaden. Ölandsfrö AB, som förpackade frön i konsumentförpackningar, CPC Food, som tillverkade ättiksprit samt Mörbylånga Elförtening AB som sysslade med elektrokemisk ytbehandling av metaller och plaster. Vid släckningen begränsades vattenanvändningen till ett minimum för den byggnadsdel som innehöll ytbehandlingsverksamheten. Detta för att minska risken för en borttransport av de starkt sura och cyanidhaltiga behandlingsbaderna. Därmed uppstod också mycket små mängder förorenat släckvatten, som enkelt kunde kvarhållas i det interna reningsverket. För resterande byggnadsdelar begränsades inte vattenanvändningen under insatsen och följaktligen erhöles större mängder förorenat släckvatten från dessa. Detta vatten bedömdes vara relativt harmlöst och tilläts därför rinna ut i havet, via dagvattenledningar. Efter en tid satte dock dagvattenbrunnarna igen och detta innebar att släckvattnet, genom ytavrinning, nådde fram till en närbelägen åker, vilket i sin tur medförde att höstsådden dog på några tusen kvadratmeter.

## VATTEN VID BRANDSLÄCKNING

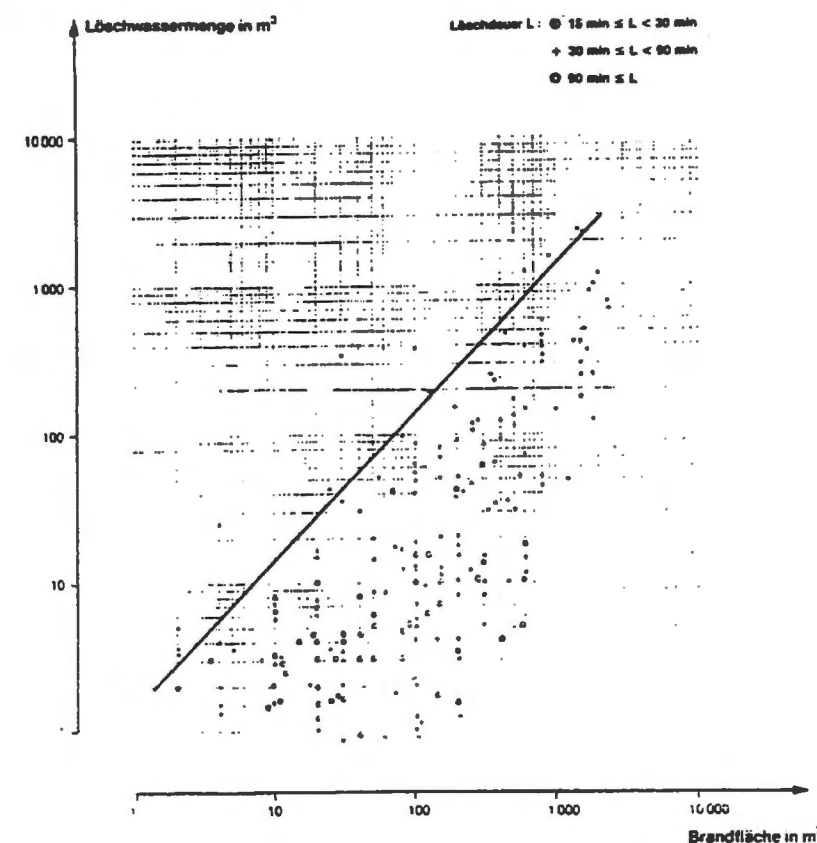
Vid brandsläckning med vatten utnyttjas dess unika värmeupptagningsförmåga till att kyla ut branden. Den största delen av värmeupptagningen, cirka 75%, sker vid vattnets förångning. För att få en så effektiv släckning som möjligt bör alltså en så fullständig förångning av vattnet som möjligt eftersträvas. Det är naturligtvis omöjligt att i praktiken förånga allt vatten. Därför kvarstår alltid en del av den påförda vattenmängden i vätskeform. Detta vatten kommer i många fall att förorenas kraftigt av förbränningsprodukter, kemikalier, brandrester och dylikt.

För att kunna uppskatta hur mycket förorenat släckvatten som bildas vid en brandsläckning måste den totala vattenförbrukningen vara känd liksom hur stor del av denna vattenmängd som förångas. Vi börjar därför med ett avsnitt om vattenförbrukning och fortsätter med att gå igenom förutsättningarna för förångning av vattnet. Dessa avsnitt är på intet sätt heltäckande. De syftar främst till att vara ett underlag vid bedömningar av hur mycket förorenat släckvatten som kan bildas. I det tredje avsnittet gör vi sedan en kvalitativ materialbalans över en brandsläckning, för att visa hur mängden släckvatten kan uppskattas och vart släckvattnet initialt tar vägen.

## Vattenförbrukning

Vattenförbrukningen vid brandsläckning varierar mycket kraftigt från brand till brand. Detta illustreras tydligt av en tysk undersökning, se figur 1, där 312 bränder kartlagts med avseende på vattenförbrukning, brandarea och släcktid. Av diagrammet framgår att skillnader i vattenförbrukning på flera hundra gånger är vanligt förekommande vid bränder med ungefär samma area och släcktid.

En förklaring till den stora skillnaden i vattenförbrukning är att man i undersökningen inte tagit någon hänsyn till vad som brunnit i de olika fallen, utan nöjt sig med att dela in bränderna i olika klasser beroende på hur lång tid som släckarbetet pågätt. Om en uppdelning i olika objekt dessutom hade gjorts, exempelvis med avseende på brandbelastning och typ av byggnad, skulle troligen en bättre korrelation mellan objektets brandarea och vattenförbrukning identifieras. Man kan även notera att vattenförbrukningen i en del av fallen är så låg att något seriöst släckförsök inte kan ha gjorts. Den heldragna linjen i diagrammet representerar den vattenmängd som var tillräcklig i 95% av fallen. Denna linje skulle alltså kunna användas som ett mått på den maximala vattenåtgång som kan förväntas vid brandsläckning av en viss area. Det bör dock poängteras att den totala vattenförbrukningen i hälften av fallen inte ens uppgår till 1/10 av det belopp som linjen anger.



Figur 1: Vattenförbrukning som funktion av brandarean för 312 tyska bränder. Den heldragna linjen representerar den vattenmängd som var tillräcklig i 95% av fallen. (Källa: Prinzing -90)

Ett annat sätt att uppskatta den maximala vattenförbrukning som kan komma i fråga, är att utgå ifrån det flöde som räddningstjänsten har tillgång till under släckningen.

Genom att multiplicera detta flöde med en släckningstid, påhittad eller verklig, för aktuellt objekt fås den maximala mängden vatten som kan användas under denna tid. I Sverige utnyttjas, inom områden där man avser att släcka bränder med vatten direkt ifrån en brandpost, oftast VAV:s (Vatten och avloppsverksföreningen) rekommendationer av erforderligt vattenflöde, se tabell 2.

Vid exempelvis en större villabrand som släcks på 30 min med vatten från en brandpost, kan alltså inte mer än 18 m<sup>3</sup> vatten förbrukas. Även i detta fall är dock den totala vattenförbrukningen oftast kraftigt överskattad, eftersom man i praktiken aldrig använder det maximala flödet under hela brandsläckningen.

Områdestyp	Vattenflöde (dm <sup>3</sup> / min)
Bostadsområden eller andra jämförbara områden med serviceanläggningar: <ul style="list-style-type: none"> <li>Flerfamiljshus lägre än 4 våningar, villor, radhus och kedjehus.</li> <li>Övrig bostadsbebyggelse.</li> </ul>	600 1200
Industriområden, enstaka industrianläggningar eller andra ur brandsynpunkt jämförbara områden med: <ul style="list-style-type: none"> <li>Låg brandbelastning, dvs brandsäkra byggnader utan upplag av brännbart material.</li> <li>Normal brandbelastning, dvs brandsäkra byggnader utan större upplag av brännbart material.</li> <li>Hög brandbelastning, t.ex. snickerifabriker och brädgårdar.</li> <li>Exceptionell brandbelastning, t.ex. olje-hanteringsanläggningar.</li> </ul>	600 1200 2400 > 2400

Tabell 2: VAV:s rekommendation av erforderligt vattenflöde i brandposter för olika typer av objekt. Dimensioneringen gäller de områden där man avser att släcka bränder med vatten direkt ifrån brandpost. (Källa: VAV P 38)

Ytterligare ett sätt att uppskatta vattenförbrukningen vid en brandsläckning är att utgå från den erforderliga påföringshastigheten för att släcka en viss typ av brand, och multiplicera denna med en släcktid och en brandarea. Som ett exempel på detta kan den erforderliga påföringshastigheten för att släcka en kraftig träbrand ges. Den ligger på ungefär 6 [dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, min], enligt ett antal släckförsök som utförts av Fire Research Station. Eftersom detta värde är framtaget under optimala betingelser kan man anta att erforderlig påföringshastighet för träbränder i verkliga situationer är något högre. Detta beror främst på svårigheterna med att träffa rätt och att ha en jämn påföring över hela ytan.

## Förångning

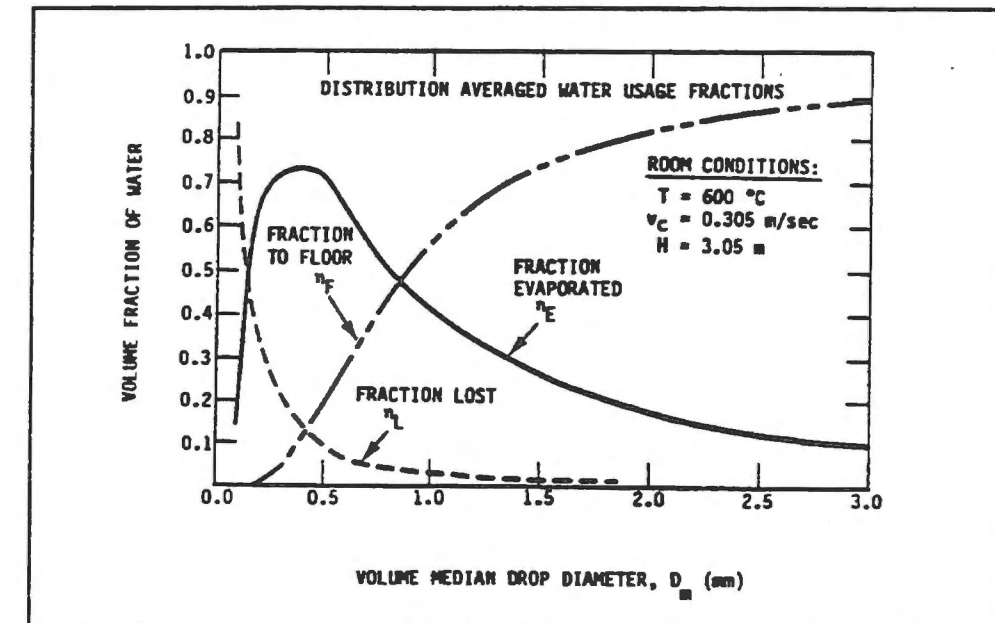
Under ett brandförlopp beror vattnets förångning på var och hur det påförs. Man kan identifiera tre olika lägen med stora skillnader i förångningseffektivitet;

- i de heta brandgaserna som produceras,
- på upphettade ytor och
- direkt på brinnande ytor.

Hur stor del av vattnet som förångas i brandgaserna beror på droppstorleken, den sträcka som dropparna färdas genom brandgasen samt vilken temperatur den har. Högre gastemperatur ger en snabbare förångning, vilket innebär att större vattendroppar hinner förångas på en given sträcka. Brandgasens temperatur styr också plymens stighastighet, som i sin tur bestämmer hur stora droppar som kan falla vertikalt i plymen. Två intressanta droppstorlekar kan identifieras;

- de som har för liten massa för att över huvudtaget kunna falla i den uppåtsträvande brandgasen och
- de som under sin färd genom gasen har minskat så mycket i storlek att de sveps med den varma gasen innan de träffar på någon yta.

I figur 3 ges ett exempel på hur effektiv förångningen är i brandgasen, som funktion av droppstorleken. De två enligt ovan intressanta droppstorlekarna representeras i detta exempel av intervallen  $\phi < 0,15$  mm och  $0,15 < \phi < 0,35$  mm. Mycket små droppar, som de i exemplet i figuren med  $\phi < 0,35$  mm, kommer alltså inte att ge något bidrag till mängden förorenat släckvattnet under en insats.



Figur 3: Exempel på förångning av vattendroppar i heta brandgaser. Vattnets volymfördelning i de olika faserna efter passage genom brandgasen som funktion av droppstorleken.  $v_c$  = Rökgasens stighastighet,  $H$  = Dropparnas fallhöjd,  $\eta_L$  = Andelen vatten som inte kan falla i den uppåtsträvande brandgasen. (Källa: Pietrzak -91)

Den del av vattnet som färdats genom brandgaserna utan att förångas, i figur 3 benämnt "fraction to floor", kommer förhoppningsvis att träffa någon yta i eller i

närheten av brandhärden. Om ytan som träffas inte själv brinner, utan endast har upphettats av branden, förångas vattnet där ytan momentant kan avge en tillräcklig värmemängd. Hur mycket värme som omedelbart kan avges beror på materialets temperatur, värmeledningsförmåga och värmekapacitet. Den vattenmängd som vanliga byggnadsmaterial klarar av att förånga är normalt 0,1-0,3 dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. Efter ett tiotal sekunder är ytan redo att förånga en ny dos vatten, eftersom den snabbt återfår sin temperatur genom värmeledning från underliggande material samt via strålningsvärmem. När för mycket vatten, mer än 0,3 dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, träffar en byggnadsyta under en kort tid kommer endast en mindre del att kunna förångas, eftersom materialets värmeavgivning bara räcker till att höja vattnets temperatur.

När brinnande ytor träffas av vatten sker en fullständig förångning om branden, inom den träffade ytan, utvecklar en större effekt än vad som krävs för att förånga den påförda vattenmängden. I de fall då den brinnande ytan utvecklar en klart mindre effekt än vattnet kräver för sin förångning, så slocknar branden och därmed uteblir också förångningen nästan helt. Detta resonemang förutsätter dock att vattendropparna som träffar brandhärden är jämnt utspridda. Om påföringen är ojämn så leder det till att en del av härden slocknar utan att några större vattenmängder har förångats. Den del som slocknat kommer emellertid att återantändas mycket snabbt.

I syfte att förhindra antändning vattenbegjuts i vissa fall byggnadsdelar som ännu inte börjat brinna. Under begjutningen används normalt en påföringshastighet av 2 [dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, min] för ytor som enbart utsätts för strålning och upp till 10 [dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, min] om ytan utsätts för låga eller heta gaser. Under denna avkylningsprocess är förutsättningarna för förångning oftast små. Enligt tidigare resonemang är ju den största mängd vatten som kan förångas mindre än 1,8 [dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, min] för de flesta byggnadsmaterial.

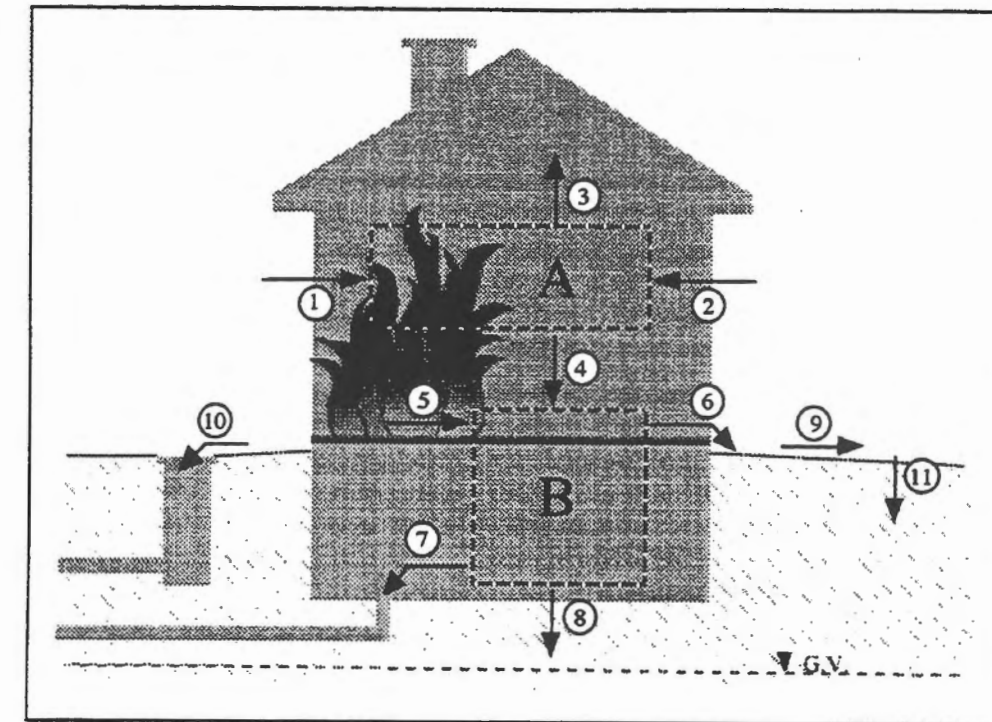
När en brand är svår att komma åt vid släckningsarbetet måste ofta långa kastvidder utnyttjas, vilket i praktiken innebär att man använder större vattendroppar samtidigt som träffsäkerheten minskar. Eftersom förutsättningarna för förångning dessutom är störst då man använder sig av små vattenflöden och små droppar, kommer resultatet av långa kastvidder nästan alltid att bli en minskad förångning. Man kan alltså på goda grunder anta att förångningseffektiviteten till stor del beror på hur lättåtkomlig en brand är för släckning.

## Materialbalans

Om man efter en brandsläckning vet hur mycket vatten som använts och kan uppskatta hur stor andel som förångats, vet man också hur mycket förorenat släckvatten som bildats. Mängden förorenat släckvatten beror nämligen i de allra flesta fallen nästan enbart på hur mycket vatten som blir över vid brandsläckningen. Släckvattnet som bildats kommer antingen att bli kvar på eller rinna iväg från brandplatsen. Denna bortforsel kan ske via flera olika transportvägar. Ett sätt att bedöma hur mycket förorenat släckvatten som bildats och avgöra vart det sedan tar vägen är att upprätta en materialbalans för den aktuella brandsläckningen. I figur 4 finns en principiell uppdelning i de olika materialflöden som kan uppkomma och som dessutom är av intresse för bildningen av förorenat släckvatten. Figuren visar förutom materialflödena också två olika materialbalanser. Balans A används för att uppskatta hur

mycket vatten som blir över vid brandsläckningen och balans B ger en uppskattning av hur mycket förorenat släckvatten som bildas och vart det sedan tar vägen.

För att balans A skall kunna upprättas måste till att börja med den totala vattenförbrukningen under brandsläckningen vara känd. Denna mängd måste dessutom kunna delas upp efter syftet med påföringen, eftersom olika flöden har olika förutsättningar att förångas. I figuren har en sådan uppdelning i två delflöden gjorts. Flöde 1 utgörs av det vatten som används till den aktiva släckningen och flöde 2 är det flöde som används för att förhindra antändning.



Figur 4: Materialflöden och materialbalanser av intresse för bildning av förorenat släckvatten och borttransport. (1) Påföring av vatten i syfte att släcka branden, (2) Påföring av vatten i syfte att kyla icke brinnande ytor, (3) Vatten som förångats, (4) Överblivet vatten ifrån släckning och kylning, (5) Förbränningsprodukter, brandrester, kemikalier och dylikt, (6) Utläckage ovan mark via öppningar i byggnaden, (7) Borttransport via avloppsledningar inuti byggnaden, (8) Utläckage till marken via otätheter i byggnaden, (9) Avrinning på markytan, (10) Borttransport från markytan via dagvattenledningar, (11) Infiltration genom markytan.

Genom att uppskatta hur stor andel av dessa flöden som förångas, kan också den kvarstående mängden vatten beräknas. Att bedöma hur stor andel som förångats är svårt, men i ett specifikt fall bör dock en god uppskattning kunna göras. Den lättaste delen att bedöma är flöde 2, eftersom förångningen i denna är mycket begränsad. I balans A kommer följaktligen en stor del av detta flöde att kvarstå som vatten och därför gå direkt vidare till flöde 4. Flöde 1 är däremot mer svårbedömt eftersom det varierar så kraftigt beroende på var vattnet träffar, vilken droppstorlek som används, hur stor area som brinner osv. En metod för att göra denna bedömning är att först avgöra hur stor del av detta flöde som egentligen träffar sitt mål. Bara en så grov uppskattning som om man träffade med 25, 50 eller 75% av vattnet är här till stor hjälp. Den andel som missade behandlas sedan som ett kylflöde, alltså lika som flöde 2. I den resterande delen av flöde 1 kommer förångningen att vara betydligt större än

i flöde 2, men hur stor andel som förångas måste avgöras från fall till fall. Vatten som påförs under eftersläckningen kan även det behandlas som ett kylflöde i balansen.

Efter att den påförda vattenmängden delats upp på lämpligt sätt samt överväganden om förångning och träffsäkerhet gjorts, kan vattenmängden som förångats, flöde 3, och mängden som blir kvar, flöde 4, enkelt beräknas. Om övervägandena dessutom görs för två olika fall, maximal och minimal förångning respektive maximal och minimal träffsäkerhet, fås resultatet som ett troligt intervall på de olika flödena.

Förorenat släckvatten består förutom av den tillförda ej förångade vattenvolymen också av en viss volym ämnen som löst sig i eller som sköljts med vattnet under brandsläckningen. Detta kommer att behandlas i nästa avsnitt, men generellt kan sägas att volymen förorenat släckvatten vid flertalet bränderna bara påverkas marginellt av dessa ämnen. Ett exempel där släckvattenvolymen kan tänkas bli märkbart större är vid bränder i kemikalielager och bränsledepåer, där större volymer lagrade produkter kan tillkomma.

En fundamental skillnad mellan balans A och B är att det i B kan upplagras förorenat släckvatten, dvs in- och utgående flöden behöver inte vara lika stora. Den kvarhållna mängden förorenat släckvatten motsvaras i verkligheten av den som blir stående i källare och dylikt. Hur stor volym som maximalt kan samlas upp är relativt enkelt att beräkna i det enskilda fallet. Om det bildas så mycket förorenat släckvatten att källaren blir full kommer vattnet omgående att forsas ut på marken via öppningar i byggnaden. I figuren motsvaras detta förlopp av flöde 6. Detta delflöde består dessutom av den mängd förorenat släckvatten som rinner direkt ut på marken oberoende av om källaren är full. Släckvattnet som rinner ned i källaren kan också försvinna ifrån denna på andra sätt än genom att den svämmar över. Borttransporten sker främst via byggnadens avloppssystem, flöde 7, men kan också ske via otätheter i byggnadens grund, flöde 6. Otätheterna kan t.ex. vara sprickor, kabeltrummor samt hål för rör och cisterner. Flödet genom dessa är dock i de allra flesta fallen mycket begränsat, eftersom en byggnad är konstruerad för att kunna hålla ute vatten. Flödet som går via rör är däremot normalt mycket betydande. Den maximala flödes hastigheten kan uppskattas om rörets diameter, ytråhet och lutning är känd. Detta behandlas också i ett senare avsnitt. Det troliga i vårt fall är dock att flödes hastigheten kommer att avta med tiden, eftersom golvbrunnar och rörkrökar lätt sätts igen av brandrester och andra fasta material som finns i släckvattnet.

Med utgångspunkt i byggnadens konstruktion och hålligheternas belägenhet kan alltså de olika utflödena 6, 7 och 8 uppskattas. Dessa flödesuppskattningar ger tillsammans med den maximala uppsamlingsvolymen en god uppfattning om vart släckvattnet initialt kan ta vägen.

Vattnet som rinner ut på marken utanför byggnaden kommer att transporteras vidare på i huvudsak tre olika sätt; via ytavrinning, flöde 9, via dagvattenledningar, flöde 10 och via infiltrationsprocesser, flöde 11. Dessa transporter behandlas i ett senare avsnitt. Här bör dock poängteras att en del av vattnet på marken aldrig varit inne i byggnaden. Detta vatten kan vara rätt harmlöst i sig men ger ändå sitt bidrag till problemet. Dels ökar mängden förorenat släckvatten, vilket försvårar ett omhändertagande och dels kan borttransporten av föroreningar från brandplatsen blir effektivare.

I samband med bränder i t.ex. tank- eller fatlager i det fria kan motsvarande resonemang föras som det ovan. Invallningar, hårdgjorda ytor, marklutningar, brunnar och diken inverkar då på flödesfördelningen på motsvarande sätt.

## SLÄCKVATTNETS SAMMANSÄTTNING

Släckvattnets sammansättning kan variera inom vida gränser. Huvudbeståndsdelen är naturligtvis det vatten som inte förångats under insatsen. Andra komponenter i släckvattnet, vilka kan medföra skadliga effekter är;

- eventuellt inblandade skumvätskor,
- i vattnet lösta ämnen och
- fasta eller flytande ämnen uppblandade med vattnet.

Vattnet som påförs fungerar som ett lösningsmedel för och en bärare av dels de ämnen som fanns på brandplatsen innan branden och dels de ämnen som bildas under branden. Om stora mängder vatten används under insatsen betyder det att man får en effektivare urtvättning av brandplatsen samtidigt som borttransporten blir effektivare men ett eventuellt omhändertagande försvåras.

Ett förorenat släckvatten innehåller alltså delar av såväl de ämnen som är närvarande när branden startar som av de reaktionsprodukter som bildas under brandörloppet. Men eftersom reaktionsbetingelserna under en brand är mycket komplexa med olika bränslen, syretillgång och temperaturer så är det i praktiken omöjligt att i detalj förutsäga vilka ämnen som bildas. Försök visar att detta gäller även när man känner sammansättningen och mängden av det material som brinner.

Släckvattnet innehåller de fasta och flytande ämnen som sköljs med från brandplatsen, men en del föroreningar tvättas också ut ur brandröken när vattnet påförs. Eftersom kontakttiden mellan brandröken och vattnet är mycket kort, kommer främst de gaser som har hög affinitet för vatten, dvs de mer polära föreningarna, att tvättas ur. Vattnets mekaniska skrubbing av brandröken, dvs vattendroppar som träffar partiklar i röken, gör dock att även ämnen som kondenserat på partiklar kan tvättas ur. De ämnen som kondenserar effektivast på partikelytor när rökgasen kyls, är de som har höga kokpunkter. Brandrökens bidrag till föroreningarna i släckvattnet torde alltså främst bestå av ämnen som är högkokande eller starkt polära.

Vilken sammansättning som släckvattnet får beror alltså i första hand på vad som brinner och under vilka förhållanden som detta sker. Eftersom dessa förhållanden kan varieras inom mycket vida gränser är det naturligtvis väldigt svårt att dra några generella slutsatser om släckvattnets sammansättning. Viss information kan dock erhållas ur ett allmänt resonemang för några typiska situationer.

När temperaturen över en brandhård är hög ( $> 800^{\circ}\text{C}$ ) tyder det i regel på tre saker; en god syretillgång, gott om brännbart material och en relativt liten vattenbegjutning. Förbränningen blir under dessa förhållanden oftast fullständig, vilket betyder att de föreningar som bildas är enkla gasformiga och fullständigt oxiderade. Det vatten som når fram till denna typ av brandhård förångas troligtvis mycket snabbt och bidrar alltså inte till mängden förorenat släckvatten. Bidraget kommer istället från

vatten som passerar genom röken utan att för den skull träffa härden. De från brandröken urtvättade ämnena är av enklare typ eftersom förbränningen är effektiv.

En låg temperatur (< 700°C) över en brandhård tyder antingen på en begränsad syretillgång eller en intensiv vattenbegjutning. I detta fall blir förbränningen ofullständig och därmed återfinns också fler komplexa föreningar. I praktiken torde brandhårdens temperatur bitvis vara så låg som 100°C, eftersom en intensiv vattenbegjutning ofta medför att delar av en brandhård tillfälligt släcks. Detta betyder att det finns stora möjligheter för vattnet att tvätta ur föroreningar från området kring brandhärden. Det bildade släckvattnets karaktär borde alltså bli betydligt komplexare i detta fall än i det som beskrivits ovan.

På en brandplats finns många ytor som inte brinner utan bara är upphettade av branden. Temperaturen på dessa ytor understiger den som fordras för antändning men begränsas ofta till 100°C, om de är någorlunda vattenbegjutna. Ytorna kan antingen vara relativt opåverkade av branden eller så är de en släckt del av brandhärden. De ämnen som kan sköljas med släckvattnet från icke brinnande ytor är främst de föreningar som fanns på platsen innan branden startade men också reaktionsprodukter mellan dessa ämnen och vatten samt alla de fasta och flytande brandrester som kvarstår efter branden. Av den totala mängden föroreningar i släckvattnet kommer troligtvis en stor del ifrån dessa icke brinnande ytor, eftersom urtvättningen är effektiv och ytorna är stora.

Släckvattnets sammansättning beror med andra ord även på vilka delar av branden som vattnet varit i kontakt med efter påföringen. Om det finns flera avrinningsvägar kan släckvattnet från dessa ha olika sammansättning och samtidigt förändras med tiden. Utflödet på ett visst ställe kan ena stunden bestå av relativt rent vatten, eventuellt uppblandat med skumvätska, medan det något senare kan vara fråga om t.ex. en tämligen koncentrerad syralösning, en blandning av vatten och olja eller förkolnade polymermaterial. Om ett släckvatten successivt blir surare under sin passage över brandplatsen innebär det att lösligheten för exempelvis metallföreningar ökar. Vattnets lösningsförmåga kan också påverkas av eventuella släckmedelstillsatser. Tensid-baserade skumvätskor gör t.ex. att lösligheten för petroleumprodukter och fett ökar. Efter en längre tids vattenbegjutning kan merparten av de lättlösliga ämnena på brandplatsen vara bortsköljda.

## KARAKTERISERING AV FÖRORENAT SLÄCKVATTEN

Syftet med att karakterisera släckvattnets egenskaper kan vara att bedöma vilka skador det kan förorsaka (art och omfattning), hur det transporteras och omvandlas samt var skadorna kan uppträda. Detta för att bättre kunna avgöra om några skadebegränsande åtgärder behöver vidtas. Som framgår av uppställningen nedan kan man emellertid inte räkna med att ha tillgång till "analyssvar" angående släckvattnets sammansättning under den tid branden pågår. För att på ett bättre sätt kunna bedöma effekter av framtida bränder och ge underlag för beslut om lämpliga skadebegränsande strategier kan det ändå vara motiverat att fastställa släckvattnets sammansättning i samband med ett antal "typbränder" i ett antal "typomgivningar". Sådana undersökningar bör dock

planeras väl dels vad gäller strategin för var och när prover skall tas ut och dels vilka egenskaper hos dessa prover som skall bestämmas.

Vad som skall analyseras i de uttagna proverna är absolut ingen självklarhet. Att söka en fullständig "innehållsförteckning" på släckvattnet, dvs analysera allt, är en orimlig och föga meningsfull målsättning. Till att börja med bör dock de i sådana här sammanhang vanliga egenskapsparametrarna bestämmas;

- förekomst av fast eller flytande material (kan kontrolleras på plats)
- surhetsgrad (pH), (- " -)
- elektrisk ledningsförmåga eller konduktivitet, (- " -)
- koncentration av löst syrgas (O<sub>2</sub>), (- " -)
- biologisk syreförbrukande förmåga (BOD), (analystid 1-2 veckor)
- kemisk syreförbrukande förmåga (COD), (normal analystid 1-2 dagar)
- koncentration av suspenderat material (Susp), (- " -)
- total koncentration av organiskt bundet kol (TOC), (- " -)
- total kvävekonzentration (total-N) och (- " -)
- total fosforkonzentration (total-P). (- " -)

Dessa parametrar ger en bra grund att stå på när utsläppet skall karakteriseras. Vilka ytterligare kemiska analyser som kan behöva göras beror framför allt på vad som funnits på brandplatsen, det vill säga vad man förväntar sig att hitta i släckvattnet. Det kan röra sig om specifika ämnen som t.ex. olika metaller, vissa komponenter i bekämpningsmedel eller andra grupper av ämnen.

Tre parametrar som är viktiga att ha kontroll på för att kunna bedöma skadornas omfattning och varaktighet är akuttoxiciteten, den biokemiska nedbrytbarheten och bioackumulerbarheten. I samband med förorenat släckvatten är dock bestämning och tolkning av dessa parametrar, som vi skall se, förknippade med en hel del problem.

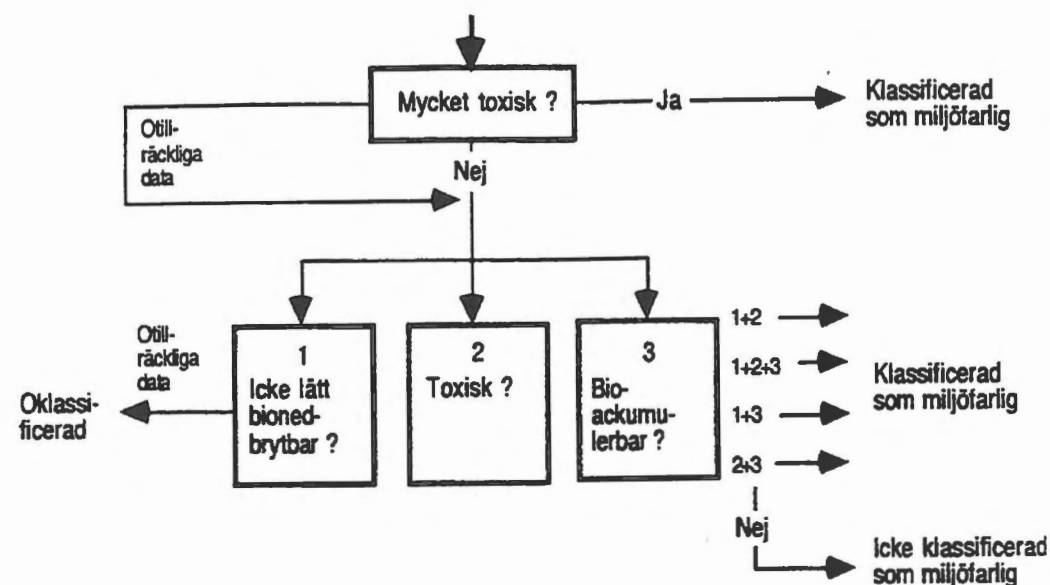
För att kunna välja och genomföra relevanta analyser på släckvattnet är det i de flesta fall nödvändigt att först ha en god uppfattning om vad som brunnit. Om det t.ex. brinner i en industri eller i ett lager kan det vara svårt och tidsödande att fastställa vad som försvunnit.

### Miljöfarlighetsbedömning

Den traditionella miljöfarlighetsanalysen för kemiska ämnen, se figur 5, grundar sig på i huvudsak tre olika egenskaper; akuttoxicitet, biokemisk nedbrytbarhet och bioackumulerbarhet.

Akuttoxiciteten anges vanligen som ett LC<sub>50</sub>- eller EC<sub>50</sub>-värde för någon akvatisk (vattenlevande) organism t.ex. fisk, kräftdjur eller alg. Ett LC<sub>50</sub>-värde anger den koncentration av det aktuella ämnet som medför att hälften av försöksdjuren dör efter en viss exponeringstid (letal konc., 50%). För enkla organismer och växter anges istället ett EC<sub>50</sub>-värde, eftersom döden är svår att fastställa. Detta värde anger den koncentration vid vilken någon specifik effekt uppstår. Som exempel på sådana effekter kan immobilitet (orörlighet) hos hälften av kräftdjuren nämnas eller en 50 - procentig tillväxtminskning hos alger. För att ett ämne skall klassas som *mycket*

*toxiskt* måste dess  $LC_{50}$ - eller  $EC_{50}$ -värde understiga 1 mg/l för någon testorganism. Det intervall där ämnet istället klassas som *toxiskt* är mellan 1 och 10 mg/l.



Figur 5: En konventionell miljöfarlighetsanalys för kemiska ämnen. (Källa: Landner -90)

Biokemisk nedbrytbarhet anges oftast som en kvot mellan BOD och COD (biologisk-respektive kemisk syreförbrukning). Ett ämne sägs vara *icke lätt nedbrytbart* om  $BOD_5 / COD < 50\%$  eller om  $BOD_{28} / COD < 60\%$ . Kvoten anger alltså hur stor del av ämnet som brutits ned efter en viss tid, oftast 5 eller 28 dagar. Resultaten av BOD-bestämningar beror i stor utsträckning på valet av testkultur eftersom olika kulturers känslighet för provets toxiska verkan varierar.

Det bör poängteras att en snabb nedbrytning inte nödvändigtvis är bäst i alla lägen. Om stora mängder lätt nedbrytbara ämnen tillförs en sjö eller ett vattendrag (en recipient) under en kort tid kan detta orsaka syrebrist i recipienten. Fördelen med en snabb nedbrytning är att den eventuella giftigheten oftast är mindre hos nedbrytningsprodukterna än hos ursprungsåmnet.

Bioackumulerbarheten kan även den uttryckas på ett flertal sätt. De vanligaste är BCF (biokoncentrationsfaktor) och  $K_{ow}$ , (fördelningskoefficienten mellan n-oktanol och vatten). För att ett ämne skall bedömas som *bioackumulerbart* skall BCF vara större än 100, vilket innebär att koncentration av ämnet i en akvatisk organism är hundra gånger högre än i vattnet som den lever i, eller att  $K_{ow}$  är större än 1000, vilket innebär att koncentrationen av aktuellt ämne är 1000 gånger högre i oktanol-fasen än i vattenfasen.

### Bedömning av förorenat släckvatten

Den konventionella miljöfarlighetsbedömningen som beskrivits är främst avsedd att användas på enskilda ämnen. Om motsvarande metodik används för att klassificera en komplext sammansatt produkt, t.ex. förorenat släckvatten, uppstår en hel del svårigheter.

Antag att en biokemisk nedbrytningstest av ett förorenat släckvattenprov genomförs och att resultatet  $BOD_{28} / COD = 90\%$  fås. Detta resultat skulle enligt ovan angivna gränser innebära att släckvattnet utan problem kunde släppas ut i en recipient, men det är här som en av svårigheterna uppstår. Det faktum att 90% brutits ned utesluter nämligen inte att de resterande 10% består av stabila ämnen. Enda sättet att gardera sig för detta förhållande är att nedbrytningstester genomförs för alla ingående ämnen, vilket i vårt fall är mycket svårt.

De flesta typer av toxicitetsdata som finns beskrivna i litteraturen avser ämnens giftigt för människan. Dessa toxicitetsdata grundar sig på laboratorieförsök under standardiserade förhållanden för ett fåtal nyckelarter och refererar dessutom till ett relativt litet antal kemikalier. När akuttoxiciteten av komplexa ämnen skall bedömas, för ett naturligt system, måste man ta hänsyn till en del speciella omständigheter.

Om exempelvis två olika kemikalier med kända akuttoxiciteter blandas kan tre olika situationer uppstå; deras sammanlagda giftighet ökar, minskar eller är oförändrad, jämfört med summan av de båda ämnens giftighet var för sig. Blandningar av olika produkter kan alltså uppträda på ett annorlunda sätt än vad de enskilda kemikalierna gör. I naturliga system finns det oftast en bakgrundhalt av föroreningar som på liknande sätt kan samverka med den akuta föroreningen och därigenom försvåra bedömningen. Toxiciteten hos en kemikalie varierar dessutom mycket kraftigt mellan olika arter i ett ekosystem.

Om man till allt detta lägger det faktum att vi i den industrialiserade världen använder 10 000 -tals olika naturfrämmande kemikalier regelbundet och att det finns omkring 1 800 000 olika arter av djur och växter beskrivna i litteraturen, så inser man problemets omfattning. Det enda realistiska sättet att bedöma giftigheten hos ett förorenat släckvatten är att utföra toxicitetstester direkt på ett förorenat släckvattenprov ifrån branden. Resultatet som erhålls ifrån denna test är släckvattnets giftighet för den testorganism som använts. Problemet med att översätta detta värde till giftigheten i ett naturligt system kvarstår dock.

## SPRIDNING AV FÖRORENAT SLÄCKVATTEN

Förorenat släckvatten kan enligt ovan genom tillförda föroreningar ha toxiska och andra farliga egenskaper. För att det skall föreligga en risk för skador fordras dock att känsliga objekt exponeras för tillräckligt höga koncentrationer eller doser av dessa föroreningar. Riskerna beror därför av hur släckvattnet sprids, späds, fastläggs och/eller omvandlas kemiskt innan det kommer i kontakt med de hotade objekten.

### Ytavrinning

Det finns två olika situationer där ytavrinning kan förekomma. Den ena formen (hortonsk ytavrinning) uppkommer då tillflödet av förorenat släckvatten är större än underlagets infiltrationskapacitet, alltså då tillförseln per tidsenhet är större än markens vätskeupptagningsförmåga under samma tid. Den andra varianten (mättad ytavrinning) förekommer där grundvattenytan når ända upp till markytan, som den t.ex. gör i en vattenförande bäck. I det första fallet erhålls alltså en viss infiltration,

även om den inte är tillräckligt snabb, medan infiltrationen omöjliggörs av utströmmande grundvatten i det andra fallet.

Ytavrinningen följer markytans terrängformationer och dess flödes hastighet beror på lutningen, mängden förorenat släckvatten och på underlagets egenskaper, notera t.ex. skillnaden i friktion mellan en jämn betongplatta och en vildvuxen gräsmatta. Eftersom markytan mycket sällan är helt jämn sker ytavrinningen i regel stötvis allteftersom släckvattnet fyller svackor i terrängen. Genom att anlägga vallar och diken på ett lämpligt sätt kan flödets riktning och omfattning ofta påverkas.

Från en byggnad sker utflödet av det förorenade släckvattnet ovan mark vanligtvis genom dörröppningarna. En stor del kommer därför att hamna på gångvägar, lastbryggor, uteplatser, parkeringsplatser o.dyl. Eftersom dessa ytor har en näst intill obefintlig infiltration är de oftast utrustade med någon form av dränering som kan avleda regn- och smältvatten. Saknas dränering är lutningen på ytorna åtminstone sådan att avrinningen sker bort från byggnaden. Detta innebär sannolikt att avrinningen blir mycket effektiv och att en stor del av flödet av förorenat släckvatten snabbt når fram till någon dagvattenledning.

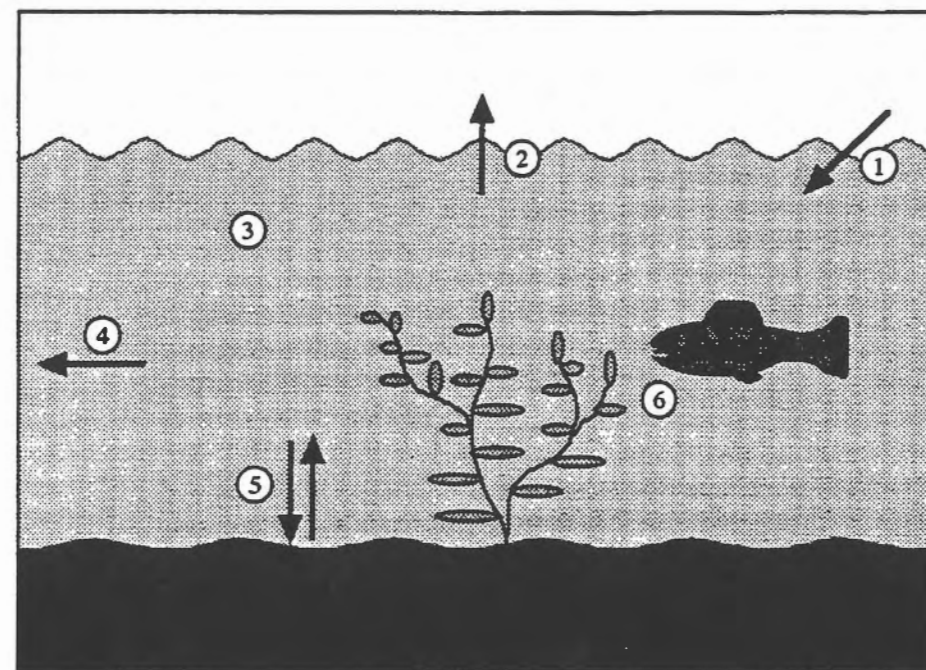
Förutsättningarna för ytavrinning är betydligt sämre för det förorenade släckvattnet som rinner ut på icke hårdgjorda ytor. Det beror till viss del på att friktionen är större, men främst på att dessa ytor har en betydligt högre infiltrationskapacitet. En normal morän klarar t.ex. av att ta upp 40-110 mm/h. Om tillförseln av förorenat släckvatten understiger den aktuella markens infiltrationskapacitet kommer allt att infiltrera och fortsatt ytavrinning är därmed omöjlig. Är tillförseln större, vilket den mycket väl kan vara i närheten av byggnaden, finns det i princip två olika möjligheter. Antingen rinner släckvattnet direkt vidare eller också blir det kvar i en pöl på markytan tills denna svämmar över. Eftersom släckvattnet successivt kommer att sprida sig i sidled blir ytavrinningen på naturmark normalt begränsad till området närmast byggnaden. Om avrinningen når fram till en bäck eller något annat utströmningsområde uteblir dock den fortsatta infiltrationen helt, vilket alltså innebär att resterande mängd förorenat släckvatten kan transporteras direkt ut i en sjö eller ett större vattendrag. Vintertid kan ytavrinningen bli mycket effektiv, eftersom det är tjäle i marken och dagvattenbrunnarna oftast är igenfrusna.

Under en brandsläckning kan det plötsligt ske ett stort utflöde av någon kemikalie, t.ex. när ett fat brister. Om den kemikalie som sprids med släckvattnet är hydrofob (vattenskyende, ej löslig i vatten, opolär) och lättare än vatten, fås en mycket snabb utspridning av denna över hela det område som är utsatt för ytavrinning. Detta beror på att kemikalien kommer att spridas ovanpå släckvattnet och därmed minskar strömningmotståndet avsevärt, vilket alltså innebär att spridningshastigheten ökar. Om det utflödande ämnet är tyngre än vatten fås den motsatta effekten, eftersom det då lägger sig under släckvattnet. De fasta föreningar som släckvattnet för med sig kommer sannolikt att "sedimentera" när flödes hastigheten avtar. Vid exempelvis en omfattande sidledsutbredning avtar avrinningens transporthastighet snabbt och därmed bör också de fasta ämnena få en mindre utbredning än ytavrinningen.

## Transport i vattendrag

Föroreningar som under en kort tid (akut) tillförs ett vattendrag följer ett ganska välkänt mönster. De transporteras med strömmen, späds ut och får successivt en allt större utbredning, vilket i huvudsak beror på turbulens- och diffusionsförlopp. Nära utsläppsplatsen fås generellt sett höga föroreningskoncentrationer och korta exponeringstider medan det ett stycke nedströms blir fråga om lägre halter men i gengäld längre exponeringstider. För att få reda på var föroreningen befinner sig och vilken utbredning den har vid olika tidpunkter, kan relativt enkla transportberäkningar användas. Dessa räcker oftast för att kunna vidta åtgärder som att vid rätt tidpunkt stänga dricksvattenintag. Under transporten kan dock många olika processer ha påverkat föroreningskoncentrationen i vattnet. I figur 6 redovisas de huvudsakliga transport- och omvandlingsprocesser som ett utsläpp kan utsättas för i ett vattendrag.

För att kunna säga vilken av processerna i figuren som kommer att dominera i ett specifikt fall, dvs kunna förutsäga en substans öde i ett vattendrag, måste till att börja med ett antal kemiska och fysikaliska data för ämnet i fråga vara kända. De viktigaste av dessa är densitet, löslighet i vatten,  $K_{ow}$ , ångtryck, kokpunkt, Henrys lags konstant samt uppgifter om förekomstform och stabilitet i olika miljöer. Förutom egenskaperna hos ämnet måste även de hydrologiska, vattenkemiska och de biologiska förutsättningarna i det aktuella vattendraget vara kända. Det krävs alltså en hel del kunskap om både utsläpp och recipient för att kunna bedöma ett ämnes öde i naturen.



Figur 6: Transport- och omvandlingsprocesser för ett utsläpp i ett vattendrag. (1) Föroreningsutsläpp, (2) Avdunstning till luft, (3) Kemisk nedbrytning (hydrolys, fotolys samt oxidation eller reduktion), (4) Vidaretransport med kontinuerlig utspädning, (5) Sedimentation och Resuspension, (6) Bioackumulering och Biologisk nedbrytning.

Förorenat släckvatten består ofta, som vi redan konstaterat, av en stor mängd olika ämnen. Många av dessa ämnen kommer i ett vattendrag att bete sig på helt olika sätt, dvs ha olika öden, och man kan därför förvänta sig att eventuella effekter orsakas av

olika ämnen på olika ställen. Eftersom mängden indata som behövs för att förutsäga detta är mycket omfattande och det i fallet med förorenat släckvatten dessutom är fråga om många olika ämnen, krävs det normalt en datorstödd simuleringsmodell för att kunna bedöma var de olika ämnena hamnar. Sådana simuleringsmodeller ger, om de är tillämpliga på aktuell recipient, möjligheter att samtidigt kartlägga många olika ämnens uppträdande på ett effektivt sätt. Simuleringen avser fysikaliska och kemiska förändringar vilket innebär att de olika föroreningarnas koncentrationer erhålls på ett antal olika ställen i recipienten. Modellerna ger alltså inga direkta svar på vilka eller hur stora effekter som kan förväntas på de olika ställena, men de bidrar med ett bra underlag för sådana bedömningar.

## Rörtransport

Det finns huvudsakligen tre olika rörsystem som kan transportera bort förorenat släckvatten ifrån en brandplats. Inuti byggnaden är det avlopps- och processvattenledningar som kan avleda släckvattnet. Dessa system är nästan alltid anslutna till ett kommunalt eller privat reningsverk. Utanför byggnaden är det dagvattenledningarna som står för borttransporten, antingen till något reningsverk eller också direkt ut i en recipient.

Under rörtransporten kommer vanligtvis den del av släckvattenflödet som läcker ut från systemet att vara liten. Ett möjligt undantag är initialt torrlagda dagvattenledningar. De problem som kan uppstå vid transporten är främst att rören efter en tid sätter igen, vilket beror på att släckvattnet ofta innehåller stora mängder brandrester och andra fasta föreningar. Om igensättningen sker någonstans utefter ledningen kan en okontrollerad bräddning av släckvatten erhållas uppströms stoppet. Oftast sker dock igensättningen redan i brunnen, vilket naturligtvis innebär att ledningen inte kan transportera bort mer släckvatten ifrån brandplatsen. Brunnar som är belägna inomhus tenderar att sätta igen mycket snabbare än de som finns utomhus, eftersom de senare är konstruerade för att ta emot en hel del fasta ämnen/material. Vintertid är dagvattenbrunnarna ofta igensatta av snö och is, och kan därför inte leda bort något släckvatten.

Vilken flödes hastighet som fås i de olika rörsystemen beror främst på dimensionen, lutningen, fyllnadsgraden och strömningsmotståndet. Men det är inte bara rörens egenskaper som påverkar hastigheten, utan även vätskans densitet och viskositet spelar en stor roll.

I tabell 7 ges ett exempel på flödes hastigheter för vatten, som funktion av lutning och rördimension, i helt fyllda ledningar med ledningsråhet  $k = 1,0$  mm (skrovlighet) och en vattentemperatur på  $10^{\circ}\text{C}$ .

Rörets diameter (mm)	Lutning (‰)					
	0,25	0,50	1,0	2,0	5,0	10
	Flödes hastighet (m/s)					
225	0,18	0,25	0,36	0,52	0,84	1,2
300	0,22	0,31	0,45	0,64	1,0	1,5
500	0,32	0,44	0,62	0,90	1,4	2,0
1 000	0,75	1,1	1,5	2,1	3,5	4,8

Tabell 7: Flödes hastigheter för helt fyllda ledningar som funktion av rördimension och lutning. Ledningsråhet  $k=1,0$  mm och vattentemperatur  $10^{\circ}\text{C}$ . (Källa: VBB, FOA4 -85)

Som framgår av tabellen ökar flödes hastigheten med både lutning och rördimension. Om den transporterade vätskan har en högre densitet eller en lägre viskositet än vatten blir flödes hastigheterna ännu större. En glattare ledning ger också högre hastigheter, eftersom strömningsmotståndet minskar. Allmänt kan också sägas att en ledning med många krökar har ett högre strömningsmotstånd, och därmed en lägre transport hastighet, än en rak ledning.

Flödes hastigheterna i tabellen ovan gäller vid helt fyllda ledningar. Om fyllnadsgraden minskar kommer också transport hastigheterna att bli mindre. Med fyllnadsgrad menas här kvoten mellan aktuellt vätskedjup i ledningen och rörets diameter. I tabell 8 visas flödes hastigheterna vid mindre fyllnadsgrader, uttryckt i procent av hastigheten för full ledning.

Ledningens fyllnadsgrad (%)	10	30	50
Hastighet / Hastighet för full ledning (%)	30	60	85

Tabell 8: Flödes hastigheten för ledningar som är delvis fyllda, uttryckt i procent av hastigheten för full ledning. (Källa: VBB, FOA4 -85)

Fyllnadsgraden har alltså en mycket avgörande inverkan på transport hastigheten. I en ledning med diametern 300 mm och en lutning på  $10\%$ , minskar exempelvis hastigheten från  $1,5$  m/s vid full ledning till  $0,45$  m/s vid 10 procents fyllnadsgrad.

Att beräkna släckvattenflödets storlek är mycket enkelt i de fall där flödes hastigheten är känd. Genom att multiplicera hastigheten med den strömmande vätskans tvärsnittsarea erhålls nämligen det aktuella flödet direkt. För det helt fyllda röret med 300 millimeters diameter och lutningen  $10\%$  blir tvärsnittsarean lika med rörets tvärsnittsarea, som är  $0,071$  m<sup>2</sup>. Det maximala släckvattenflödet blir alltså i detta fall  $6,6$  m<sup>3</sup>/min. Om röret är halvfullt blir den tvärsnittsarea som skall användas i beräkningen lika med halva rörarean. Tiden som det tar för släckvattnet att nå fram till aktuellt objekt, t.ex. ett reningsverk eller en sjö, kan uppskattas genom att rörets längd divideras med flödes hastigheten. Om det fulla 300 millimetersröret från tidigare är 2 km långt kan transporttiden uppskattas till 20 - 25 minuter.



De beräkningar som gjorts ovan är naturligtvis mycket förenklade i jämförelse med en verklig situation, där många olika faktorer komplicerar förloppen. I ett mer omfattande ledningssystem tillkommer exempelvis andra flöden, som dels kan späda ut släckvattnet och dels kan öka transporthastigheten. Andra faktorer som kan variera från fall till fall är t.ex. systemets konstruktion med samlingsbrunnar, nivåskillnader, rörens tvärsnittsgeometri och ytråhet, släckvattnets viskositet och densitet. Vid de flesta situationer bör dock den kortaste transporttiden och det maximala släckvattenflödet genom en ledning kunna uppskattas utifrån värdena för vatten i tabell 7. Extremfallet för dessa parametrar erhålls nämligen vid transport i fulla ledningar. Med hjälp av ett datorstött program kallat MOUSE kan modeller skapas för dynamisk simulering av vatten- och kemikalieflöden i dagvattensystem.

## Transport i mark

Släckvatten som hamnar på marken och inte rinner av, ansamlas i pölar. Detta kommer antingen att tränga ner i markmaterialet eller att avdunsta. Är markmaterialet någorlunda genomsläppligt blir avdunstningen liten. I marken kommer släckvattnet, med sitt innehåll av skilda föroreningar att blandas med markvattnet och transporteras med detta. Föroreningarna kommer i varierande utsträckning att fastläggas till markmaterialet och omvandlas antingen genom kemiska reaktioner med markmaterialet och/eller med markvattnet eller genom nedbrytning med hjälp av främst bakterier och svampar.

Transporthastigheten i mark beror bl.a. på rådande vattentryck och på markmaterialets genomtränglighet. Grus och sand har hög genomtränglighet, morän och lerblandad sand (silt) har lägre, lera och tjälad jord är i det närmaste ogenomtränglig. Transport i mark behandlas t.ex. i "Vattnets väg från regn till bäck", Grip H. m.fl. och i "Olje- och kemikalieutsläpp i jord", Ledskog L. m.fl.

Vatten och ämnen som är lösta i vatten transporteras i de flesta fall snabbare än andra ämnen som ofta är mer trögflytande (viskösa) och mer benägna att fastläggas (adsorberas) till markmaterialet. Reaktiva ämnen, t.ex. starka oxidationsmedel (peroxider och klorater m.fl.) samt baser och syror, omvandlas kemiskt genom att de reagerar med markvattnet och med markmaterial som då bryts ner (vittrar). Syror kan ge kraftiga pH-sänkningar och kan därför leda till att metaller frigörs och transporteras med markvattnet till markzoner där pH genom vittring och utspädning är återställt. Där kommer dessa metaller att fällas ut igen.

Metaller som tillförs marken med släckvatten kan också fällas ut i markzoner med tillräckligt höga pH. Tungmetaller som bly, kvicksilver, kadmium och koppar fälls ut mycket effektivt i zoner där markvattnet genom nedbrytning av syreförbrukande ämnen är syrefattigt (anaerobt) och innehåller reducerande svavelföreningar.

Organiska ämnesblandningar som bensin, lösningsmedel och komponenter i skumvätskor (tensider) kan lösa och späda ämnen som inte är lösliga i vatten (hydrofoba, vattenskyende ämnen). På så sätt kan även sådana ämnens rörlighet i mark ökas.

Nedbrytning av organiska ämnen (föreningar mellan främst kol och väte) kan ske i de övre marklagren genom biologiska processer. För flertalet enkla, icke toxiska ämnen sker detta relativt snabbt (några dagar). Andra ämnen som är toxiska mot de

flesta bakterie- och svampkulturer (t.ex. baktericider resp. fungicider) eller är svårnedbrytbara (t.ex. tjäror) bryts ner mycket långsamt.

Metaller, liksom andra grundämnen, kan inte brytas ner utan bara omvandlas till andra kemiska former. Kemisk omvandling till enkla oorganiska kemiska former kallas mineralisering och leder ofta till att ämnena kan betraktas som oskadliggjorda. Det gäller även för metaller om de deponeras där de inte kan bli föremål för urlakning, vittring eller påverkan av levande organismer (bioturbation).

## EFFEKTER AV FÖRORENAT SLÄCKVATTEN

Föroreningar kan utgöras av naturligt förekommande ämnen och av naturfrämmande ämnen. Naturliga ämnen kan i första hand orsaka skador om de förekommer i onaturligt höga halter genom att de då förskjuter den rådande jämvikten i recipienten. Skadorna av naturfrämmande ämnen beror främst på att det i naturen ofta saknas mekanismer för att ta hand om dessa ämnen och skador kan därför uppträda redan vid låga koncentrationer eller doser. En förorening kan med andra ord åstadkomma skador i mark, en sjö eller ett vattendrag antingen genom att vara giftig eller genom att den tillförs i onormalt stora mängder.

### Ytvatten

Några exempel på ämnen som förekommer naturligt och som kan medföra skador, om de med ett släckvattenflöde tillförs omgivningen i sådana mängder att jämvikten förskjuts, är tillväxtnäringsämnena kväve och fosfor samt syreförbrukande ämnen. I en sjö eller ett vattendrag kan dessa orsaka syrebrist, med därav följande skador, om de tillförs i stora mängder. En annan typ av förorening som är relevant i detta sammanhang är utsläpp av mycket sura eller alkaliska ämnen. När stora utsläpp av den typen når en recipient kan de akut påverka pH-värdet i denna och därigenom drastiskt förändra livsmöjligheterna för många organismer. Gemensamt för de föroreningar som orsakar skador utan att vara klassade som giftiga är att förekomsten av dem oftast går lätt att mäta och att deras skadeverkningar är välkända. Om en välplanerad provtagning genomförs under brandsläckningen kan alltså riskerna för skador av dessa föroreningar ganska lätt uppskattas. För att ha kontroll på föroreningarna i de exempel som givits ovan behöver de uttagna släckvattenproverna analyseras med avseende på totalt kväveinnehåll (total-N), totalt fosforinnehåll (total-P), kemisk syreförbrukande förmåga (COD) och surhetsgrad (pH-värde). Resultaten ifrån dessa analyser ger, tillsammans med en uppskattning av hur mycket släckvatten som nått recipienten, vissa möjligheter att bedöma skadornas omfattning. I fallet med toxiska föroreningar är situationen mer komplicerad och vi inriktar oss därför främst på detta problem i fortsättningen.

### Toxiska ämnen

Hur omfattande de biologiska skadorna i ett vattendrag blir till följd av ett släckvattenutflöde, beror på en mängd olika faktorer. De mest uppenbara är vilka ämnen som släckvattnet innehållit, vilka koncentrationer av dessa som förekommit i recipi-

enten, under hur lång tid som de fått verka, var de högsta koncentrationerna funnits osv. Förutom dessa ganska självklara faktorer finns även en del andra betydelsefulla faktorer, t.ex. artsammansättningen, vattnets kemiska egenskaper och den föroreningsituation som gällt tidigare, den kroniska.

Artsammansättningens betydelse för skadans omfattning, beror på att en kemikalies giftighet kan variera mycket kraftigt mellan olika arter i ett ekosystem. Ett visst förorenat släckvatten kan alltså ge olika omfattande skador i två olika vattendrag, beroende på att sammansättningen hos flora och fauna inte är lika i de båda fallen.

Vattnets kemiska egenskaper kan också påverka giftigheten hos ett släckvatten både positivt och negativt. Ett exempel på en gynnsam påverkan är hårda och väl buffrade vatten som effektivt motverkar många ämnens giftighet.

Den kroniska föroreningsituationen kan påverka ett akut utsläpps skadeverkan på flera sätt. Om ett vattendrag varit utsatt för en hög föroreningsbelastning under en lång tid kan många känsliga arter redan ha slagits ut. Generellt kan sägas att friska ekosystem karaktäriseras av ett stort antal arter och ett fåtal individer av varje art, medan påverkade system har relativt få arter men många individer. I ett redan starkt påverkat vattendrag finns det alltså färre och bara de tåligaste arterna kvar. Vid ett akut utsläpp i en sådan recipient är därför risken för ytterligare skador mindre, om inte släckvattnet visar sig ha en stor giftverkan på just dessa arter.

Ytterligare en aspekt på det kroniska föroreningsläget är att detta normalt förvärras längre ned i ett vattensystem, eftersom fler förorenade tillflöden har förekommit. Detta innebär att en ytterligare förorening (viss koncentration av visst ämne) orsakar större skada, hos en viss art, långt ned i ett vattensystem än vad den gör längre upp. Man kan säga att organismer är utsatta för en varierande grad av stress beroende på hur stor den antropogena påverkan är.

Man kan säga att organismer är utsatta för en varierande grad av stress beroende på hur stor den antropogena påverkan är. För att kunna bedöma skadans omfattning efter ett släckvattenutsläpp måste den kroniska föroreningsituationen i vattendraget vara känd och dessutom kunna sammanvägas med den akuta föroreningen. I praktiken känner man sällan den kroniska påverkan särskilt väl och det har därför visat sig vara mycket svårt att väga samman de båda även om man känner den akuta föroreningens toxicitet. En generell trend är dock att den akuta giftigheten oftast uppträder vid betydligt lägre koncentrationer i naturliga system än vad toxicitetsdata för den aktuella föroreningen gör gällande.

### Återhämtning

I ett ekosystem som skadats av ett släckvattenutsläpp kan återhämtningen börja så snart den kemiska och fysiska stressen ifrån släckvattnet upphört eller åtminstone minskat radikalt. Återhämtningen sker genom tillväxt av överlevande växter på platsen, invandring av mobila arter från angränsande opåverkade områden och genom återkolonisation av området. Det skadade området kommer till en början att koloniseras av opportunistiska arter som är mindre känsliga för kärva livsbetingelser. Dessa arter kommer att dominera området under en tid, men allt eftersom villkoren förbättras kommer de gamla arterna att återvända ända tills morfologin hos ekosystemet från perioden före utsläppet har återetablerats. Vid en kraftig släckvatten-

påverkan kan det inte uteslutas att irreversibla skador uppstå i recipienten, dvs den ursprungliga morfologin kommer inte att återetableras.

Hur lång tid som återhämtningen tar beror främst på hur omfattande skador som erhållits av släckvattnet, förekomsten av liknande opåverkade områden, mobiliteten hos de potentiella återkolonisatorerna, förekomst av toxiska rester eller nedbrytningsprodukter och slutligen på nedbrytbarheten hos de kvarvarande ämnena.

Eftersom återkolonisationens effektivitet i stor utsträckning beror på förekomsten av opåverkade habitat (levande organismer i området), kan man genom att skydda några områden ifrån släckvattnet påskynda återhämtningen högst avsevärt. Skyddet kan t.ex. åstadkommas med hjälp av länsor med nedhängande kjolar som läggs ut på ett antal lämpliga platser, t.ex. i vikar och utmed stränder som ur strömningssynpunkt är gynnsamt placerade. Länsornas funktion skulle då vara att minska vattenutbytet med det övriga vattendraget och därigenom lindra effekterna av släckvattnet i dessa områden.

Nedbrytningen av de ämnen som blir kvar efter olyckan kan vara av både kemisk och biologisk karaktär. Nedbrytningshastigheten varierar kraftigt mellan olika delar av ekosystemet. I t.ex. sedimenten går nedbrytningen oftast betydligt långsammare än i den översta fria vattenmassan. Generellt kan sägas att nedbrytningen går fortast i områden med en hög temperatur, god tillgång på syre och stor biologisk aktivitet. I vårt fall betyder det att nedbrytningen går snabbast i strandzonen under sommar-månaderna.

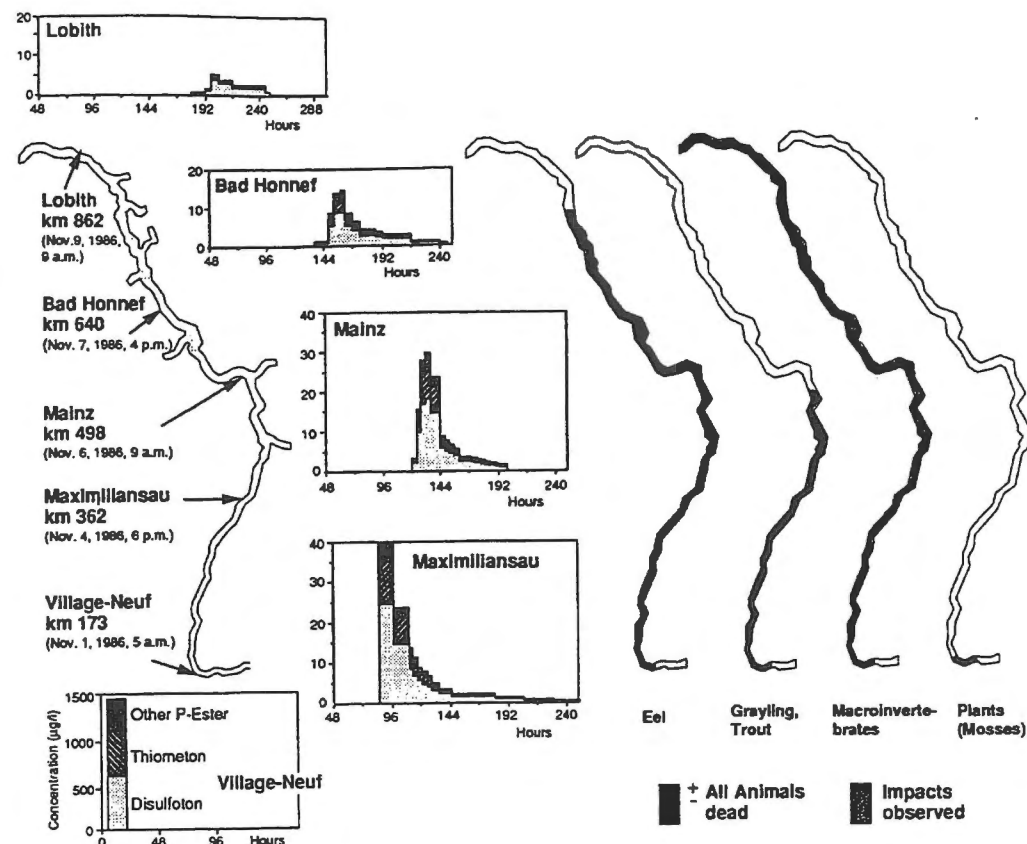
### Sandoz

Sandozbranden 1986 är, ur effekt- och återhämtningssynpunkt, den i särklass bäst undersökta olyckan med förorenat släckvatten. Vi beskriver därför uppkomna skador och återhämtning vid denna olycka lite närmare i detta avsnitt. Olycksförloppet i stort har beskrivits tidigare i rapporten.

Under brandsläckningen rann närmare 15 000 m<sup>3</sup> släckvatten som innehöll cirka 40 ton toxiska jordbrukskemikalier direkt ut i floden Rhen. Denna uppskattning av kemikalieinnehållet bygger på analyser av de vattenprover som togs i floden. Eftersom en stor del av kemikalierna redan hade sedimenterat när de första proverna togs ut är emellertid kemikalieinnehållet i släckvattnet troligtvis kraftigt underskattat. De kemikalier som sedimenterade snabbast bestod främst av tunga, hydrofoba ämnen (olösliga i vatten) som samlades i "droppar" på flodens botten.

Föroreningsplymen var inledningsvis dåligt omblandad och transporterades huvudsakligen längs med den ena stranden ända till en kraftverksdamm, som ligger 4,7 km nedströms olycksplatsen. Därefter var dock föroreningarna i princip homogent omblandade i hela vattenfasen.

Den giftiga plymen av kemikalier orsakade omfattande skador på flodens ekosystem. De allvarligaste skadorna var att hela ålbeståndet (ca: 200 000 kg) längs en 400 km lång sträcka dog samt att bestånden av harr och forell skadades allvarligt (ca: 20 000 kg dog) längs en 300 km lång sträcka. Bland fiskarnas födoorganismer observerades skador ända ut till Nordsjön och slutligen uppvisade även vattenmossorna vissa skador så långt som 14 km nedströms utsläppet. Till höger i figur 9 finns en översikt av dessa skador.



Figur 9: Fosforsyraestrarnas koncentration i föroreningsplymen vid fem mätpunkter längs Rhen samt de observerade skadorna hos tre olika organismer. (Källa: Güttinger och Stumm -92)

Figuren visar också föroreningsplymens transport med strömmen och dess utbredning vid fem olika mätstationer längs Rhen. Plymens utseende är för övrigt mycket representativ för akuta utsläpp till vattendrag. Den totala transporttiden från brandplatsen till Nordsjön blev ungefär 12 dygn. När föroreningarna väl nått fram till Nordsjön kunde inte längre några skador observeras, eftersom utspädningen då blivit för stor. Ytterligare en effekt av släckvattenföroreningen var att ett antal vattentäkter blev obrukbara, under cirka 10 dagars tid, då föroreningsplymen passerade.

Direkt efter olyckan förutspåddes att faunan skulle vara totalt utslagen för årtionden framåt, men så illa gick det inte. Karteringar som utfördes efter olyckan visade nämligen att alla de arter som funnits innan den inträffade kunde hittas efter bara några veckor. Efter några månader hade återkolonisationen nästan helt kompensert för utsläppets skador, men det tog ytterligare en tid innan den naturliga åldersfördelningen och tätheten återfanns hos alla arterna. Den troligaste orsaken till att skadornas omfattning inte blev större är att de känsligaste arterna redan var utrotade, som en följd av den höga kroniska föroreningsbelastningen under lång tid.

Slutligen kan man även konstatera att den akuta toxiciteten var ett faktum vid mycket lägre koncentrationer än  $LC_{50}$ -värdena för de inblandade ämnena ger sken av och att känsligheten hos de olika arterna ökade längre ned i flodsystemet. Det senare beror troligen på att bakgrundshalten av kroniska föroreningar stiger längre ned i systemet.

## Reningsverk

### Funktion

I ett reningsverk kan tre olika typer av behandlingssteg normalt förekomma; mekanisk-, biologisk- och kemisk rening. Beroende på reningsverkets uppgift och storlek kan antalet reningssteg samt deras inbördes ordning variera. De större kommunala reningsverken är t.ex. utrustade med samtliga typer medan många små privata reningsverk ofta saknar den biologiska eller den kemiska reningen. Det vatten som normalt tas om hand i reningsverk är främst spillvatten från hushåll och industrier men många gånger renas även dagvatten.

Det mekaniska reningssteget består oftast av ett galler följt av ett sandfång, där de största föremålen respektive det tyngsta suspenderade materialet avskiljs. I vissa fall ingår också en försedimentering i detta behandlingssteg, som avlastar de efterföljande stegen genom att även avskilja lättare suspenderat material. Om reningsverkets recipient är mycket känslig kan det utgående färdigrenade vattnet genomgå en extra mekanisk slutfiltrering, för att avlägsna restflockar ifrån det kemiska reningssteget.

Den biologiska reningen kan bestå av flera olika delar, men inleds i allmänhet med ett aerobt reningssteg av typen biologisk bädd eller aktivt slam. I dessa steg oxideras det organiska materialet till koldioxid och vatten av mikroorganismer, t.ex. bakterier, svampar och protozoer. Deras exakta artsammansättning beror på vad för ämnen som normalt tillförs reningssteget med avloppsvattnet. Om det inkommande vattnet har en någorlunda konstant sammansättning, som det oftast har, kommer alltså det biologiska steget efter en tid att vara specialiserat på en viss typ av avloppsvatten. Syftet med den här typen av biologiska steg är främst att minska mängden syreförbrukande ämnen, men även innehållet av tillväxtnäringsämnen minskar en hel del. I stora kustnära reningsverk (från Strömstad till Stockholm) ingår även ett kvävereduktionssteg i den biologiska reningen. Detta reningssteg består alltid av en aerob och en anaerob del. I den aeroba delen oxideras ammonium till nitrat av nitrifierande bakterier och detta nitrat reduceras sedan vidare till kvävgas i den anaeroba delen av denitrifierande bakterier. Den kvävgas som bildas avgår sedan till atmosfären. Syftet med detta reningssteg är alltså att minska tillförseln av växttillgängligt kväve till våra havsområden. De biologiska reningsstegen är även utrustade med ett antal sedimenteringsbassänger för att kunna avskilja det slam som produceras i respektive steg.

I det kemiska reningssteget tillsätts en fällningskemikalie, t.ex. aluminiumsulfat eller järnklorid, till avloppsvattnet. Dessa fällningshjälpmedel bygger upp svårslösliga aggregat av främst metallhydroxid- och fosfatföreningar. Genom att sedan låta dessa aggregat sedimentera avskiljs en stor del av den växttillgängliga fosfor från vattnet. Förutom fosfor avskiljs även tungmetaller och en del kvarvarande suspenderad substans som också byggs in i flockarna. Kemikaliedoseringen styrs automatiskt utifrån aktuellt genomflöde och uppmätt pH-värde.

Slammet som avlägsnats i sedimenteringsbassängerna genomgår olika behandlingar som syftar till att minska slamvolymen, bakterieinnehållet och luktproblemen. Be-

handlingen består av; avvattning, stabilisering genom rötning, luftning eller kalkning och slutligen en torkning. Slammet kan om det har ett lågt giftinnehåll användas som jordförbättringsmedel på åkrar, men om giftinnehållet är otillfredsställande högt deponeras det oftast på något avfallsupplag.

#### Släckvattnets påverkan

Den del av ett reningsverk som är känsligast för plötsliga avvikelser ifrån normaltillståndet är biostegen. Ett förorenat släckvatten kan påverka dessa reningssteg på i princip tre olika sätt. Det kan tillföra nya ämnen som mikroorganismerna normalt inte är utsatta för och därför inte heller anpassade till, det kan tillföra ämnen i betydligt högre koncentrationer än vid normal drift och slutligen kan också genomflödet bli mycket större än vad som är normalt. De två första sätten innebär i praktiken att de tillförda ämnena uppträder som ett gift för mikroorganismerna, och därmed inhiberas aktiviteten hos dessa för en tid. Vid en kraftig påverkan kan en total utslagning ske. Den tredje typen av påverkan innebär helt enkelt att genomflödet blir så stort att mikroorganismerna spolats ut ur biosteget. Enkelt uttryckt ger alltså alla kraftiga avvikelser ifrån normaltillståndet upphov till en negativ påverkan på den biologiska reningen.

I tabell 10 ges några exempel på vilka koncentrationer som behövs av olika ämnen för att orsaka en inhibering i de biologiska reningsstegen. Det bör dock noteras att känsligheten varierar mycket beroende på reningssystem, bakteriekultur, omgivningstemperatur, normalt tillflöde osv. De värden som visas i tabellen skall alltså ses som typiska påverkansnivåer för olika ämnen.

Av tabellen framgår bl.a. att metaller generellt sett påverkar de biologiska processerna i reningsverk vid betydligt lägre koncentrationer än de organiska ämnena. Något som emellertid inte framgår i tabellen är att kombinationer av olika metaller och/eller organiska ämnen kan verka synergistiskt, vilket innebär att deras sammanlagda giftighet ökar jämfört med summan av ämnenas giftighet var för sig. I ett släckvatten med komplext innehåll av både metaller och organiska ämnen borde således effekter uppstå långt före de värden som tabellen antyder. Det bör dock noteras att dessa värden representerar koncentrationen i de biologiska stegen, alltså efter den förväntade spädningen av släckvattnet under rörtransporten. Om det aktuella reningsverket saknar kväverening kan oftast något högre koncentrationer än de i tabellen tillföras utan att det medför några effekter eftersom det aeroba kvävereduktionssteget i allmänhet är känsligast.

Ämne	Konc. (µg/l)	Ämne	Konc. (µg/l)
Arsenik	50	Bensen	6 000
Kadmium	20	Koltetraklorid	2 900
Krom (VI)	250	1,2-Diklorethan	1 000
Krom (III)	10 000	Kloroform	1 000
Koppar	5-500	Metylenklorid	100 000
Cyanid	100	Metylklorid	3 300
Bly	100	Triklorfluormetan	700
Kvicksilver	2-2 500	Pentaklorfenol	200
Nickel	250	Fenol	4 000
Silver	30-5 000	Tetrakloretylen	20 000
Zink	80	Tetraklorethan	20 000

Tabell 10: Typiska koncentrationer som ger upphov till en inhibering av aktiviteten i de biologiska reningsstegen. (Källa: Bennett -89)

Om påverkan ifrån släckvattnet varit så stor att t.ex. aktivslamprocessen helt slagits ut, tar det några veckor att återfå en tillfredsställande aktivitet i steget. I ett väl fungerande biosteg av denna typ erhålls en reningsgrad på ungefär 90-95%, med avseende på BOD<sub>7</sub>. Ett helt utslaget reningssteg borde alltså betyda att tillförseln av syreförbrukande ämnen till reningsverkets recipient blir mycket stor, men så behöver inte bli fallet. Under den tid som biosteget är utslaget kan man nämligen med enkelhet uppnå en reningsgrad på 70% i det kemiska reningssteget, förutsatt att ett sådant existerar. Ett utslaget biosteg innebär alltså endast en viss ökning i tillförseln av syreförbrukande ämnen till recipienten. När ett kvävereduktionssteg slås ut av släckvatten kan dock ingen alternativ kväverening ordnas under den tid som återstarten tar i anspråk.

En viss påverkan kan även erhållas i den kemiska reningen till följd av en kraftig släckvattentillförsel. Här är det främst ytaktiva och komplexbildande ämnen som ger upphov till vissa problem vid sedimenteringen. I de flesta fallen bör emellertid dessa problem gå att lösa och effekternas maximala varaktighet är här lika lång som släckvattentillförseln. När tillförseln av de komplexbildande och ytaktiva ämnena minskar, återfås omedelbart en fullgod kemisk rening.

En stor del av föroreningarna i släckvattnet kommer att fastläggas i reningsverkets primär-, bio- och kemslam. Många metaller t.ex. bly, kadmium, koppar, krom och zink kommer i mycket stor utsträckning att återfinnas i slammet. Det är emellertid inte bara metaller som fastläggs, utan även för de organiska ämnena sker i många fall en kraftig uppkoncentrering i slammet. Grundregeln är att om de har en relativt liten vattenlöslighet kommer de också med stor sannolikhet att adsorbera till partiklar och därmed fastläggas i slammet. Den del av föroreningarna som inte återfinns i slammet kan antingen ha passerat rakt igenom reningsverket eller så kan de ha brutits ned. För metaller och andra stabila grundämnen är det sista naturligtvis inget alternativ, eftersom de inte kan brytas ned. Nedbrytningen lär också vara begränsad för de

någorlunda svårnedbrytbara organiska ämnena, då mikroorganismerna som normalt står för nedbrytningen troligtvis har en reducerad aktivitet till följd av just släckvattnet.

I normala fall anses kontaminering av reningsverksslam med toxiska ämnen som någonting mycket negativt, eftersom det då inte kan användas som jordförbättringsmedel på t.ex. åkrar. I situationer med ett starkt toxiskt släckvatten måste emellertid fastläggning av föroreningar i slammet betraktas som någonting positivt. Anledningen till detta är att reningsverkets recipient skonas från föroreningar i minst lika stor utsträckning som slammet kontamineras, och därmed bör också skadorna av släckvattnet mildras i denna.

## Andra effekter

### Mark

Markmiljön är en viktig del av livsmiljön för växter och djur. Även om berörda områden, i fallet med släckvatten, oftast har relativt liten utsträckning så kan förutsättningarna för liv begränsas under lång tid i dessa. Inom markområden som utnyttjas för produktion av födoämnen för människor och djur så kan dels produktionsförmågan och dels födoämnenas kvalitet försämrans genom att växterna tar upp gifter ur marken. Kostnaderna för borttransport och sanering av jordmassor kan bli betydande.

### Vattentäkter

Via ytavrinning, rörtransport och transport i mark kan släckvatten förorena vatten som utnyttjas som yt- och grundvattentäkter. Är föroreningarna toxiska och föreligger i tillräckligt höga koncentrationer så kan vattnet bli oanvändbart som dricksvatten eller i matlagning. Vanligare är antagligen att föroreningarna genom lukt och smak gör dricksvattnet otjänligt. Problem med förorenat grundvatten kan kvarstå under lång tid eftersom transporten i mark är långsam.

### Korrosion

Bränder i plastmaterial, t.ex. kabelisolering, som innehåller klor- och brom medför att rökgaserna innehåller dessa ämnen i mycket reaktiva former. Genom att dessa föreningar och fukt kondenserar på metalliska material kan skador uppkomma redan vid låga koncentrationer och efter kort tid. Tillförsel av vatten torde dock ofta leda till att de skadliga ämnena sköljs bort så att korrosionsproblemen minskar. Korrosion på kontaktytor i elektronisk utrustning är ett problem i sammanhanget.

Släckvatten som innehåller höga koncentrationer av organiska eller starka oorganiska syror (som saltsyra, svavelsyra och salpetersyra), kommer vid kontakt med betong, natursten eller metalliska konstruktioner (t.ex. rör, ventiler och pumpar) att åstadkomma en avfrätning av materialet. Om släckvatten står kvar i ledningar under flera dygn kan detta eventuellt leda till skador. Avfrätningshastigheten är emellertid relativt låg för de flesta kombinationer av ämnen och metaller. Detaljer

som skyddas mot korrosion genom beläggningar med zink kan skadas på lite längre sikt. Detta sker genom att skyddsskiktet snabbt fräts av i kontakt med syror så att ett fortsatt korrosionsangrepp under normala betingelser kan fortgå utan hinder.

I markmaterial som förorenats med syror och salter får markvattnet en högre elektrisk ledningsförmåga vilket leder till en förhöjd korrosionshastighet på markförlagda konstruktioner. Eftersom denna effekt är svår att iaktta och då den kan kvarstå under lång tid så kan problemet kräva särskild uppmärksamhet.

## DISKUSSION

### Föroreningar vid brandsläckning

Vid en brand sker alltid en tillförsel av föroreningar till omgivningen. Arten och mängden föroreningar avgörs i första hand av vad som brinner, hur mycket brännbart material som finns samt om någon släckinsats görs och i så fall hur. Genom att agera på olika sätt under brandsläckningen kan man i mycket stor utsträckning styra föroreningarnas borttransport och därmed kan också sannolikheten påverkas för att olika skador skall uppstå.

Brandsläckningar kan, ur föroreningssynpunkt, grovt delas upp i tre olika kategorier. Insatser där man inte gjort något egentligt släckförsök, insatser där man försökt släcka branden så snabbt som möjligt och slutligen de insatser där man aktivt begränsat vattenanvändningen under släckningsarbetet (vilket är det normala). Genom att beskriva de två extremfall som kan förekomma, ser vi också den möjliga spännvidden av de insatsbeslut som kan tas.

Det ena extremfallet uppkommer då inte något vatten alls används till släckning under branden. I detta fall kommer nästan alla föroreningar som lämna platsen att göra det via brandgaserna och eftersom allt brännbart material tillåts brinna upp så fås ett maximalt tillskott av luftburna föroreningar. Generellt sett erhålls dock en effektivare förbränning när en hög och jämn temperatur råder under en lång tid och följaktligen torde mindre mängder komplexa föroreningar tillföras omgivningen per tidsenhet. Man bör också notera att lagrade kemikalier o.dyl. även i detta fall kan lämna området i vätskeform.

Det andra extremfallet uppkommer då en så snabb brandsläckning som möjligt genomförs. I dessa fall erhålls oftast en minimal mängd luftburna föroreningar samtidigt som det bildas en maximal mängd släckvatten. Det senare beror på att vattenanvändningen blir mycket ineffektiv, dvs lite vatten förångas, när stora volymer används under en kort tid. Den brandrök som bildas under släckningen kan också ha en mycket komplex karaktär, p.g.a. den låga och ojämna temperatur som allt vatten ger upphov till.

### Luft och vatten

Vid en brandsläckning kan man alltså i princip välja om föroreningarna ska hamna i luften eller i det vatten som används. För att visa på hur detta val kan göras ger vi

några exempel där olika lösningar är att föredra. I det fortsatta resonemanget har vi endast tagit hänsyn till olika aspekter på faror med föroreningarna. Att t.ex. rädda människor som finns kvar i den brinnande byggnaden måste naturligtvis få högst prioritet.

Det finns huvudsakligen två situationer där föroreningarna kan utgöra en direkt fara för människors liv. Den ena uppstår då en för människan akuttoxisk rökgasplym sveper in i ett tätbebyggt område. Om spridningsförhållandena (vindriktning och luftens temperaturskiktning) vid en brandsläckning är sådana att röken relativt utspädd förs in i ett tätbebyggt område och man dessutom bedömer att den är mycket toxisk för människor, måste branden släckas så snabbt som möjligt. Detta oavsett hur mycket släckvatten som bildas under insatsen. I vissa fall kan dock användandet av stora mängder vatten påverka brandrökens giftighet negativt, varför så snabbt som möjligt inte är entydigt med så mycket vatten som möjligt. Den andra situationen där föroreningar direkt kan hota människors hälsa, om än på längre sikt, är då ett släckvatten kontaminerar en vattentäkt. I de fall då en brandplats ligger inom skyddsområdet för en vattentäkt, bör alltså vattenanvändningen minimeras för att i möjligaste mån undvika stora släckvattenmängder. En ogynnsam spridning av brandrök som dessutom befaras vara mycket toxisk bör emellertid även här få en högre prioritet än mängden släckvatten, eftersom röken utgör ett omedelbart hot mot människan.

Om de atmosfäriska spridningsförhållandena däremot är gynnsamma, dvs god omblandning och en ur bebyggelsesynpunkt bra vindriktning, innebär de luftburna föroreningarna i de flesta fall inte någon direkt fara för människors liv. De erbjuder snarare en möjlighet till en snabb utspädning över en stor yta utan någon större risk för akuta skador. En gynnsam spridning av röken betyder med andra ord att man har tid att använda vattnet med större återhållsamhet och mängden släckvatten som bildas kan därmed begränsas kraftigt. Det innebär i sin tur att risken för omfattande utläckage av släckvatten till omgivningen minskar.

Vid bränder där spridningsförhållandena är neutrala, dvs varken speciellt gynnsamma eller speciellt ogynnsamma, bör inte mer vatten användas än att man med bibehållen tillräcklig släckförmåga har kontroll på den bildade mängden släckvatten. Brandsläckningen görs alltså så fort som de aktuella uppsamlings- eller spridningsförhållandena tillåter.

## Mark, ytvatten och reningsverk

I de fall där man, medvetet eller omedvetet, agerat på ett sådant sätt att stora släckvattenmängder bildats kvarstår fortfarande möjligheten att påverka skadans omfattning. Genom att göra aktiva insatser som underlättar respektive försvårar släckvattnets borttransport, kan huvuddelen av flödet medvetet styras till en önskad destination. Man kan alltså fortfarande i stor utsträckning välja var eventuella skador kommer att uppstå. För att belysa hur denna nya vallsituation kan hanteras, ger vi ytterligare några exempel på prioritetsordningar i tänkbara situationer.

Släckvatten som rinner ut på marken runt en byggnad dräneras ofta bort via dagvattenledningar. Om denna ledning går direkt till en recipient, vilket inte är ovanligt, kommer borttransporten av släckvatten att bli mycket effektiv, dvs alla

föroreningar som rinner ned i brunnen når snabbt fram till recipienten. Detta medför att föroreningskoncentrationen kan bli mycket hög i denna och därmed blir också risken för akuta skador stor. I en sådan här situation skulle dagvattenbrunnarna kunna täckas över, vilket troligtvis skulle innebära att släckvattnet istället infiltrerade i marken. Den låga transporthastigheten för föroreningar i marken, i vissa fall t.o.m. fastläggning, gör att det tar lång tid för dem att nå vattendraget. Tillförseln kommer dessutom att bli jämnare, dvs ske under en längre tid, vilket i praktiken innebär att koncentrationstoppen i vattendraget blir lägre. Nackdelen med att låta släckvattnet infiltrera är naturligtvis att marken kan bli förorenad för lång tid framöver av de ämnen som fastläggs. Men om det aktuella vattendraget innehåller höga naturvärden är detta en relativt liten uppoffring.

Om en brandplats ligger inom ett skyddsområde för en grundvattentäkt och man trots detta tvingats agera på ett sådant sätt att stora släckvattenmängder bildats, måste en infiltration i marken förhindras. Vid en infiltration av större mängder släckvatten kan vattentäkten bli obrukbar för lång tid framöver. I denna situation bör den övriga borttransporten underlättas så mycket som möjligt. Man skulle t.ex. kunna pumpa eller leda bort släckvattnet till någon avloppsledning. Om avloppet är anslutet till ett kommunalt reningsverk betyder det i och för sig att biosteg hotas av utslagning. Men ett utslaget biosteg betyder inte att reningen blir obefintlig, eftersom det kemiska reningssteget klarar sig. I praktiken torde ett utslaget biosteg i första hand betyda att tillförseln av syreförbrukande ämnen till recipienten ökar något under en tid. Det tar omkring 14 dagar att odla upp en helt ny bakteriekultur, om man tillför aktivt slam ifrån ett annat reningsverk. Under den tiden kan dock både kemikalier och doseringar i kemsteget ändras, så att en relativt god rening ändå upprätthålls. En stor del av föroreningarna i släckvattnet kommer att fastläggas i reningsverksslammet, varför effekterna i reningsverksrecipienten troligen blir små. Slammet kan dock förorenas kraftigt. Om man väljer borttransport via avloppsledningar måste en alternativ plan finnas, eftersom ledningarna kan sättas igen av brandrester och andra fasta föreningar som finns i släckvattnet.

I de fall där släckvatten via ytavrinning når direkt fram till ett vattendrag, bör avrinningen försvåras så mycket som möjligt. En tillfällig invallning kan effektivt förhindra ytavrinningen. Om invallningens volym inte är tillräcklig, för att kvarhålla allt det släckvatten som bildas, finns flera tänkbara åtgärder. Man kan avleda släckvatten till ett reningsverk, suga upp det med slamsugningsbilar, pumpa bort det till någon plats där det får infiltrera i marken eller så kan man låta överskottet rinna vidare till vattendraget. Om det sista alternativet väljs kan man också vidta vissa försiktighetsåtgärder, med den del som tillåts rinna vidare, för att i möjligaste mån mildra effekterna i recipienten. Några exempel på sådana åtgärder är pH-justering, filtrering genom aktivt kol och utspädning med rent vatten.

Den generella släckvattenstrategin vid brandsläckning måste vara att; minimera vattenanvändningen, kvarhålla så stor del av släckvattnet som möjligt på brandplatsen, välja det minst dåliga alternativet för den del som inte kan kvarhållas och slutligen att på olika sätt försöka minimera skadans omfattning.

## Förebyggande bedömningar

För att kunna göra en effektiv släckinsats med en så liten påverkan på människa och miljö som möjligt är det viktigt att ha ett bra beslutsunderlag innan branden utbryter. Det finns några frågeställningar som är speciellt intressanta att besvara för att underlätta släckvattenbesluten vid en insats. De viktigaste av dessa är att; uppskatta mängden släckvatten som kan bildas, kartlägga möjliga avrinningsvägar, inventera möjliga uppsamlingsvolymerna på platsen och avgöra var utläckande släckvatten leder till minst respektive störst skada.

Att uppskatta mängden släckvatten är främst en fråga om att kunna uppskatta den maximala vattenförbrukningen. De viktigaste faktorerna att ta hänsyn till vid en sådan bedömning är den potentiella brandarens storlek, aktuell brandbelastning, eventuella brandbegränsande åtgärder (t.ex. sprinklersystem och automatlarm), tänkbar insatstid och slutligen åtkomligheten för släckning. För att sedan kunna avgöra hur mycket släckvatten som bildas, måste man också göra en uppskattning av hur mycket vatten som förångas under insatsen. Denna bedömning bör dock vara pessimistisk eftersom syftet är att fastställa en maximal mängd släckvatten för det aktuella objektet.

När de möjliga avrinningsvägarna skall kartläggas kan man dela upp analysen i två delar. Den första inriktas på var släckvatten kan lämna byggnaden/brandplatsen och man börjar därför med att kartlägga var släckvattnet initialt tar vägen. Den typ av frågor som skall besvaras om det brinner i en byggnad är t.ex; rinner släckvattnet först ner i källaren, var finns avloppen, finns det andra håligheter i byggnaden, var kan släckvattnet rinna ut på marken. När släckvattnets öde inuti byggnaden eller på brandplatsen analyserats är det dags att gå vidare med transporten bort ifrån den. Denna analys inriktas på att kartlägga sådant som; markytans lutning, naturliga avrinningsvägar (t.ex. diken och vägar), dagvattenbrunnarnas placering, markens beskaffenhet (t.ex. asfalt och gräs), avstånd till vattendrag och vattentäkter, grundvattenytans normala nivå. Det är också mycket viktigt att veta var släckvattnet slutligen hamnar och ungefär hur effektiva de olika transportvägarna är. Går exempelvis dagvattenledningen direkt ut i ett vattendrag och vad är den maximala flödes hastigheten i ledningen.

Bedömningen av hur stora uppsamlingsvolymerna som finns på platsen innebär i praktiken att man kartlägger hur mycket släckvatten som med enkla medel tillfälligt kan kvarhållas på platsen. Några exempel på uppsamlingsplatser är; källare, pumpgröpar, speciella uppsamlingsdammar, relativt täta svackor i terrängen och uppdämda diken. Denna bedömning är intimt förknippad med bedömningen av transportvägarna, eftersom en viss ackumulering oftast föregår en borttransport. Ett exempel är en källare som måste bli full innan släckvattnet kan forsa ut på marken. Man kan alltså relativt enkelt få en god uppfattning om var släckvattnet först blir stående, hur mycket som samlas där, vart det sedan tar vägen osv.

Efter kartläggningen av hur mycket släckvatten som bildas och hur stor del av denna mängd som kan kvarhållas på brandplatsen, är det dags att göra en konsekvensanalys för den del som rinner iväg till omgivningen. Konsekvensanalysen syftar till att avgöra vilket alternativ som är minst dåligt, dvs avgöra vart man i första hand skall leda det släckvatten som inte kan kvarhållas. I analysen bör man vara observant på speciellt skyddsvärda områden, t.ex. vattentäkter och vattendrag eller markområden med höga naturvärden. Det är dock minst lika viktigt att även notera

förhållanden som verkar gynnsamt, t.ex. om man kan räkna med god utspädning i ett vattendrag (stor vattenföring och turbulens).

Genom att utföra en sådan analys av släckvattenflödena som skisseras ovan, erhålls ett mycket bra underlag för att bedöma konsekvenserna av olika släckvattenbeslut under insatsen. I många fall har man därmed en god chans att minska släckvattenskadorna på omgivningen. Det är naturligtvis en föga realistisk tanke att utföra en såhär noggrann analys för alla byggnader/objekt. Ett sätt att hantera detta problem är att prioritera, att först identifiera och utföra analyser i samband med de byggnader som bedöms vara mest angelägna. Sedan kan dessa kompletteras med ett antal analyser av för Sverige typiska byggnader med olika belägenhet relativt känsliga skadeobjekt. För de mest angelägna byggnaderna fås då ett detaljerat beslutsunderlag, och för resterande byggnader fås ett mer övergripande beslutsunderlag för vad man skall grunda släckvattenbesluten på. Det finns huvudsakligen tre olika anledningar till att en anläggning bör anses som prioriterad ur släckvattensynpunkt;

- det kan bildas mycket släckvatten vid brandsläckningen,
- man hanterar stora kemikalimängder och
- anläggningen ligger nära ett speciellt skyddsvärt område.

Med mycket släckvatten menar vi inte bara stora volymer utan också de fall där möjligheterna är små att kvarhålla släckvattnet, jämfört med den maximala mängden släckvatten som kan bildas.

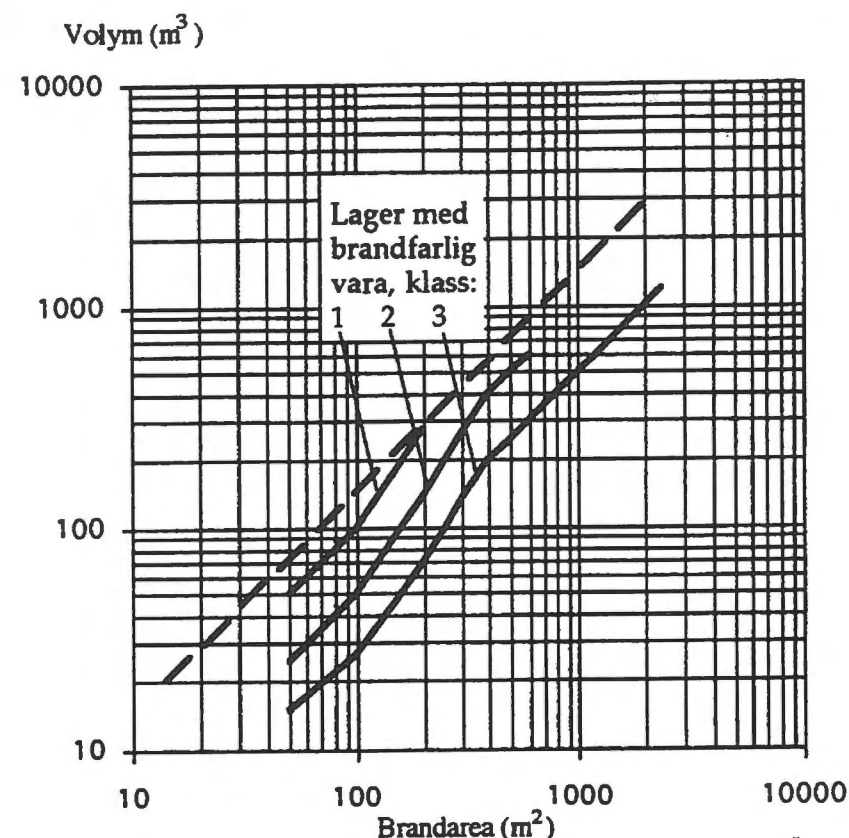
## Släckvattenmängder

Mängden förorenat släckvatten som bildas vid en brandsläckning kan variera i lika stor utsträckning som vattenförbrukningen under en insats. Det är därför mycket svårt att förutsäga exakt hur mycket släckvatten som kommer att bildas. För en specifik byggnad är det dock oftast möjligt att förutsäga den maximala vattenåtgången vid en släckinsats och följaktligen bör också en maximal släckvattenmängd kunna uppskattas. Volymen kan aldrig överstiga summan av den påförda vattenmängden och den lagrade mängden kemikalier. I de flesta fallen blir släckvattenvolymen betydligt mindre eftersom en viss del vatten alltid förångas och en del kemikalier avdunstar eller brinner upp.

Försäkringsbolagens europeiska samarbetsorgan (CEA) har tagit fram riktlinjer för hur uppsamlingsbassänger för släckvatten ifrån lagerbränder skall dimensioneras. I dessa riktlinjer har man delat in lagerbyggnaderna i fem olika klasser beroende på vilka brandförebyggande och brandbegränsande åtgärder som vidtagits. Volymen på uppsamlingsbassängerna är lika stor som den beräknade släckvattenbildningen i de olika fallen. I figur 11 har vi ritat in de dimensionerande volymerna för den lagertyp som ger de största släckvattenmängderna. De heldragna kurvorna visar den maximala släckvattenvolymen vid lagring av varor med tre olika brandfarlighetsklasser, där den översta kurvan motsvarar de mest brandfarliga. Den streckade linjen är identisk med den vattenförbrukning som var tillräcklig i 95% av de tyska bränderna, se figur 1.

En stor del av släckvattenvolymerna i figuren, ca: 20%, består av de produkter som lagrats, varför denna andel direkt kan avräknas vid normala bränder. Om kemikaliernas volym dras bort ifrån släckvattenmängderna, skulle alltså kurvorna

kunna representera troliga släckvattenvolymer för andra byggnadstyper vid tre olika brandbelastningar. Kurvorna verkar dessutom överensstämja relativt bra med den "maximala" vattenförbrukningen, eftersom vattenanvändningen vid lagerbränder borde ligga i överkant jämfört med andra bränder.



Figur 11: Beräknade släckvattenvolymer från bränder i kemikalielager vid tre olika brandbelastningar (helt dragna linjer) samt vattenförbrukningen som var tillräcklig vid 95% av släckinsatserna i figur 1 (streckad linje), som funktion av brandarean. (Fritt efter: Wäckerlig -88 och Prinzing -90)

## SLUTSATSER

### Släckvattenbeslut

- Vid brandsläckningar där släckvattnet orsakat omfattande skador har de använda vattenmängderna varit stora.
- I de fall där man särskilt beaktat släckvattenproblematiken på ett tidigt stadium har effekterna generellt sett blivit mindre.
- Med hänsyn till riskerna för skador orsakade av släckvatten är en liten vattenanvändning alltid bättre än en stor.

- Om utspädning av släckvatten bedöms motiverat skall detta göras där vattnet rinner iväg från brandplatsen och inte på brandhärden under släckningen.
- Stöd för beslut om åtgärder i samband med släckinsatser kan i sällsynta fall fås genom mätning av pH och/eller elektrisk ledningsförmåga med direktvisande instrument (pH även med testremsa). Släckvattnet har dock en komplex sammansättning, varför uppgifter om pH och ledningsförmåga normalt inte utgör ett tillräckligt underlag för bedömningar.
- Resultat från laboratorieanalyser av släckvattenprover är inte tillgängliga under släckinsatsen och kan därför inte användas som underlag för beslut i det akuta skedet utan enbart för att bedöma skaderisker, identifiera skador och besluta om åtgärder i ett uppföljande skede.
- Många skador som inträffar blir inte uppdagade med mindre än att man i särskild ordning undersöker förhållandena.
- Normalt har man tid att överväga och ta medvetna beslut om släckvattenanvändningen, eftersom en del släckvatten som regel kvarhålls på brandplatsen utan extra åtgärder.
- Den primära och generella släckvattenstrategin vid brandsläckning är att minimera vattenanvändningen. Andra strategier är att; kvarhålla en så stor del av släckvattnet som möjligt på brandplatsen, välja det alternativ som innebär minst risk för skador för den del av släckvattnet som inte kan kvarhållas och slutligen att på olika sätt försöka minimera skadans omfattning.

### Forskning

För att få ett bättre underlag för bedömning av riskerna i samband med släckvatten kan det vara motiverat att genomföra en del mer vetenskapligt grundade kartläggningar av;

- de förlopp som leder till att skador uppkommer (släckvattenbildning, förorening av släckvatten, spridning av släckvatten i omgivningarna, omvandling/fastläggning av föroreningar i släckvattnet medan det sprids),
- hur dessa förlopp kan påverkas,
- vilka typer av skador det kan bli fråga om,
- hur omfattande och hur varaktiga de kan bli,
- vilka saneringsmetoder som kan komma ifråga.

Det är inte meningsfullt att söka någon allmängiltig teoretisk modell som anger kvantitativa samband mellan vad som brinner och effekterna av släckvattnet. Problemet är normalt alltför komplext och varierande för detta. Däremot kan det vara värdefullt att i några olika fall karakterisera släckvatten vad gäller volymflöde och sammansättning med hjälp av lämpliga nyckeltal och nyckelegenskaper. Dessutom bör man identifiera intressanta typobjekt/ miljöer som kan hotas och karakterisera effekter som kan förekomma i samband med dessa. Studierna kan planeras ske dels i samband med framtida bränder och dels, för att få en bild av effekternas varaktighet och för att



spara tid, i anslutning till befintliga brandplatser. För att kunna genomföra dessa typer av studier fordras viss metodutveckling.

Dessutom kan mer generella frågor behöva belysas kring det system av aktörer som påverkar riskförhållandena genom beslut före, under och efter de bränder som förekommer. Vilken strategi har beslutsfattarna i samband med olika typer av beslut, har de relevant kunskap och information, inser de när ett beslut påverkar riskförhållandena och är de motiverade att ta erforderlig hänsyn till denna påverkan i sina beslut?

## REFERENSER

- Bauer Manfred (-91), "Löschwasserminimierung -Anforderungen an chemikalienlager mit dem ziel der löschwasserminimierung", Brandschutz/Deutsche Feuerwehr-Zeitung, nr 3/91, sid 163-169.
- Bedient Philip B. m.fl. (-94), "Ground water contamination -transport and remediation", PTR Prentice Hall.
- Bennett Gary F. (-89), "Impact of toxic chemicals on local wastewater treatment plant and the environment", Environ. Geol. Water. Sci., vol 13, nr 3, sid 201-212.
- Bierwiler Dave m.fl. (-87), "Fire at tire mountain", Fire Command, okt. 87, sid 18-19 och 48-49.
- Bydén Stefan m.fl. (-92), "Mäta vatten", Bok Skogen.
- Craig T. O. m.fl. (-92), "Persistent land contamination from the operation and subsequent fire distruction of a solvent recovery plant", Environmental Protection Bulletin, vol 18, sid 12-18.
- Creamer & Warner U.K. (-93), "Indirect Hazards to man from major accidents affecting the environment", rapport 93391.
- Delblanc Fredrik (-91), "Biologisk nedbrytning av petroleumprodukter i mark: -En kunskapsöversikt", Kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala Universitet, rapport 156.
- Department of the Environment (-91), "Interpretation of major accident to the environment for the purposes of the CIMAH regulations -A guidance note by the department of the environment", Environmental Resources Management, Oxford U.K.
- Department of the Environment (-93), "Environmental aspects of the CIMAH regulations: Post accident mitigation and remediation procedurs", Environmental Resources Management, Oxford U.K.
- Department of the Environment, Toxic Substances Division (-93), "Environmental aspects of the CIMAH regulations: Impact and ecosystem recovery subsequent to major accidents", Environmental Resources Management, Oxford U.K.
- Engström Peter m.fl. (-88), "Rörligheten hos förorenade vätskor, särskilt petroleumprodukter, i mark- och grundvatten: -En kunskapsöversikt", Kvartärgeologiska avdelningen Uppsala Universitet, rapport 135.
- Eriksen Knud Aage (-88), "Matasbranden i Brabrand", Brandværn, nr 9/88, sid 2-7.
- Fischer Stellan, "Tolkning av miljödata i farligt godskorten", Svenska Brandförsvarsförbundet.
- Giselsson Krister m.fl. (-83), "Vatten som släckmedel", GIRO-brand hb.
- Gislaveds kommun (-87), "Rapport angående branden den 6 oktober 1987 vid Industricrom AB i Anderstorp", Miljö- och hälsoskyddskonferens, diarienummer 1987/85-851.
- Grip Harald m.fl. (-94), "Vattnets väg från regn till bäck", Hallgren & Fallgren.
- Grønberg C.D. m.fl. (-93), "Lessons learnt from emergencies after accidents in Denmark involving dangerous substances", Risø National Laboratory, Danmark, rapport Risø-I-702(EN).
- Güttinger Herbert m.fl. (-92), "Ecotoxicology -An analysis of the Rhine pollution caused by the Sandoz chemical accident, 1986", Interdisciplinary Science Reviews, vol 17, nr 2, sid 127-136.
- Hartzell Gordon E. (-89), "Prediction of the toxic effects of fire effluents", Journal of Fire Sciences, vol 7, maj/jun 89, sid 179-193.
- Herweg Harald (-90), "Löschwasserrückhaltung am beispiel eines zwischenlagers für sonderabfall", Brandschutz/Deutsche Feuerwehr-Zeitung, nr 12/90, sid 714-716.
- Jönsson Boel (-92), "Perstorp byggde säkerhetsdamm efter Baselolyckan", Kemi-världen, nr 6/92, sid 34.
- Katastrofkommissionen (-90), "Undersökning av två industribränder (i Anderstorp i oktober 1987 och i Forsheda i april 1989)", Utredningsrapport nr 3:1990.
- Krishan G. m.fl. (-91), "Water droplet evaporation in fire plumes", International Conference on Liquid Atomization and Spray Systems 5 (ICLASS), Gaithersburg 1991, sid 97-104.
- Landner Lars (-90), "Kemikaliers miljöfarlighet -En praktisk hjälpreda för bedömning av kemikalier", Naturvårdsverkets förlag.
- Ledskog Lisa m.fl., "Olje- och kemikalieutsläpp i jord", Statens Räddningsverk, Statens Geotekniska Institut.
- Liljekvist Pär (-88), "Det var bara att välja mellan två onda ting (Industricrom i Anderstorp)", Brand & Räddning, nr 1/88, sid 30.
- Länsstyrelsen, Jönköping (-89), "Slutrapport från branden den 1 april 1989 vid Forsheda produktion AB, Värnamo kommun", diarienummer 249-8146-89.
- Meharg A.A. (-94), "Ecological impact of major industrial chemical accidents", Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, vol 138, sid 21-48.
- Nessvi Ken (-87), "Kemikaliefaten for runt som projektiler", Brand & Räddning, nr 2/87, sid 23-25.
- Nessvi Ken (-93), "Brand i kemikalielager -Räddningstjänstens insatser", Svenska Brandförsvarsförbundet.
- Nordström A. (-83), " Vattenförsörjning & avloppshantering".
- Ondrus Julia (-90), "Brandförlopp", Institutionen för Brandteknik, Lunds Tekniska Högskola.
- Pietrzak L.M. m.fl. (-91), "Comparison of postflashover compartment fire suppression tests to fire demand model predictions", Mission Research Corporation, rapport MRC-R-1343.

- Prinzing Hansjörg (-90), "Löschwasserversorgung und -rückhaltung ausreichend?", Brandschutz/Deutsche Feuerwehr -Zeitung, nr 12/90, sid 711-713.
- Räddningstjänsten Värnamo (-92), "Rapport Leto-branden 1992-07-20".
- Sidenvall Jan (-92), "Mörbylångabranden", Temadag Farligt Gods 92-10-29, Räddningsskolan i Rosersberg.
- Smith-Hansen Lene m.fl. (-92), "Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products", Risø National Laboratory, Danmark, rapport Risø-R-651(EN).
- Statens Haverikommission (-92), "Brand 1990-11-16, Uppsala Energi AB:s torvlager i Uppsala, C län", rapport O 1992:1.
- Statens Naturvårdsverk (-91), "Undersökning av föroreningars transport i mark och grundvatten med hjälp av spridningsmodeller", Temafakta, Mark och grundvatten nov. 91.
- Statens Naturvårdsverk (-91), "Försurning och kalkning av svenska vatten", Monitor 12.
- Statens Naturvårdsverk (-93), "Industribelastning på kommunala avloppsreningsverk - Med inriktning på nitrifikationshämning", SNV rapport 4235.
- Statens Räddningsverk (-83), "Vatten för brandsläckning".
- Statens Räddningsverk (-89), "Miljö- och personsador vid bränder i anläggningar där kemikalier hanteras", SRV Cirkulär, nr 5/89.
- Statens Räddningsverk (-94), "Brandvattenförsörjning".
- Statens Räddningsverk (-95), "Skumvätskors effekter på miljön", FOU rapport P21-101/95.
- Steuer Waldemar (-90), "Möglichkeiten und erfahrungen bei der rückhaltung kontaminierten löschwassers", Brandschutz/Deutsche Feuerwehr-Zeitung, nr 12/90, sid 700-701.
- Svenska Brandförsvarsföreningen, "Brand och miljö".
- Wahren Håkan (-95), "Sårbart vatten -Diskussionsunderlag med lästips", Livsmedelsverket.
- VBB FOA 4 (-85), "Utflöde av farliga ämnen till tunnlar och kulvertar - Programarbete och förslag till forskningsinsatser".
- VIAK AB (-87), "Industrirom AB, Anderstorp -Undersökning av föroreningar i marken efter branden vid Industrirom AB", rapport 5011.125026.
- Wäckerlig Hans U. (-88), "Sandoz -Lessons from a major chemical storage fire", ChemSA., maj 88, sid 125-137.
- Wäckerlig Hans U. m.fl. (-88), "The CEA guideline for fireprotection in warehouses containing hazardous substances", Comité Européen des Assurances.
- Överstyrelsen för Ekonomiskt Försvar, "Anvisningar för lagring och hantering av stycke gods förpackade kemikalier, torra bulkvaror".

MSB Karlstad



2 6370 002 449

Ps:UH  
Effekter av--

Räddningsverket, 651 80 Karlstad

Telefon 054-10 40 00, telefax 054-10 28 89. Internet <http://www.srv.se>

Beställningsnummer P21-198/97. Telefon 054-10 42 86, telefax 054-10 42 10

ISBN 91-88890-98-8