

Svalövs kommun

**BT KEMI
Huvudstudie
Version 3**

**Malmö 2004-07-30
SWECO VIAK AB
Södra regionen**

Lars Bevmo

Peter Englov

Uppdragsnummer 1271126200

Innehåll

0	Sammanfattning	1
0.1	Bakgrund	1
0.2	Projektförutsättningar	2
0.3	Huvudstudiens omfattning	2
0.4	Föroreningsituation och miljöstatus	3
0.5	Riskbedömning och åtgärdsbehov	4
0.6	Åtgärdsförutsättningar och åtgärdsalternativ	5
0.7	Värdering av åtgärdsalternativ och risker	6
0.8	Åtgärdsförslag och åtgärds mål	7
0.9	Förslag till genomförande	8
1	Inledning	12
1.1	Bakgrund	12
1.2	Målbeskrivning	14
1.3	Huvudstudiens omfattning	14
1.4	Organisation och arbetsformer	17
2	Definitioner	22
2.1	Koordinatsystem	22
2.2	Förkortningar	22
3	Undersökningsområdet	23
3.1	Läge	23
3.2	Fastighetsförhållanden	24
3.3	Nuvarande markanvändning och planförhållanden	25
3.4	Vatten- och avloppsförhållanden	27
3.5	Ekologisk status	27
3.6	Allmänna intressen	28
3.7	Pågående skyddsåtgärder och miljökontroller	31
4	BT Kemi´s verksamhet	33
4.1	Inledning	33
4.2	Historisk bakgrund	33
4.3	Produktion	34
4.4	Produktionsanläggning	34
4.5	Avloppshantering	35
4.6	Avfallshantering	36
5	Genomförda sanerings- och skyddsåtgärder	38
5.1	Underlagsmaterial	38
5.2	Åtgärder utförda av BT Kemi till oktober 1977	39
5.3	Åtgärder utförda under 1978 - 1982	42
5.4	Åtgärder utförda efter 1982	47

5.5	Genomförda behandlingsförsök	49
5.6	Sammanfattning	54
6	Geologiska och hydrologiska förhållanden	57
6.1	Underlagsmaterial	57
6.2	Geologiska förhållanden	58
6.3	Nederbörd och avdunstning	62
6.4	Ytvattenförhållanden	62
6.5	Grundvattenförhållanden	64
6.6	Vattenbalans för BT Kemiområdet	70
7	Föroreningsförhållanden	72
7.1	Underlagsmaterial	72
7.2	Jordlager	77
7.3	Byggnader	83
7.4	Grundvatten och dräneringsvatten	84
7.5	Dammvatten	88
7.6	Braån	91
7.7	Omgivningsluft	92
7.8	Sammanfattande bedömning	93
8	Hälsa- och miljörisker	98
8.1	Underlagsmaterial	98
8.2	Hälsa- och miljörisker med aktuella föroreningar	98
8.3	Resultat av hälsoundersökningar vid BT Kemi	101
8.4	Platsspecifika riktvärden	106
8.5	Bedömning av hälsa- och miljörisker i dagsläget	113
8.6	Bedömning av hälsa- och miljörisker i framtiden	116
8.7	Samlad riskbedömning och åtgärdsbehov	118
9	Åtgärdsutredning	120
9.1	Inledning	120
9.2	Åtgärdsförutsättningar	121
9.3	Åtgärdsalternativ	127
10	Riskvärdering	132
10.1	Inledning	132
10.2	Värdering av åtgärdsalternativ	133
10.3	Åtgärdsförslag	140
10.4	Beräkning av effekt av föreslagna åtgärder	145
10.5	Förslag till mätbara åtgärds mål	149
11	Förslag till genomförande av projektet	155
11.1	Genomförandemetod och etappindelning	155
11.2	Projekterings- och upphandlingsanvisningar, utredningsbehov	160
11.3	Tillståndsfrågor, juridisk handläggning	161
11.4	Miljökontroll	164

11.5	Tidplan	166
11.6	Budget	168
11.7	Projektrisker	170
11.8	Information	171

Textbilagor

Textbilaga 1	Organisationsschema
Textbilaga 2	BT Kemi verksamhet
Textbilaga 3	Hälsa- och miljörisker med aktuella föroreningar
Textbilaga 4	Beskrivning av modell för plats specifika riktvärden
Textbilaga 5	Översiktlig värdering av behandlingsmöjligheter och åtgärdsalternativ
Textbilaga 6	Värdering av åtgärdsalternativ
Textbilaga 7	Förslag till tidplan
Textbilaga 8	Referenser

Kartbilagor

Kartbilaga 1	Översikt över utförda kontrollgrävningar samt skydds- och saneringsåtgärder
Kartbilaga 2	Utfyllnader inom det norra området
Kartbilaga 3	Jordlagerförhållanden
Kartbilaga 4	Påverkan i jord före hittills genomförda åtgärder
Kartbilaga 5	Påverkan i jord, nuvarande förhållanden
Kartbilaga 6	Fördelning av påvisade halter i jord inom det norra området
Kartbilaga 7	Påverkan i grundvatten i jordlager, nuvarande förhållanden
Kartbilaga 8	Förslag, komplettering av dräneringssystem

0 Sammanfattning

Svalövs kommun har med ekonomiskt stöd från Naturvårdsverket utfört en utredning (huvudstudie) rörande BT Kemi-området i Teckomatorp med syftet att ta fram underlag för beslut om hur området slutligen ska hanteras och efterbehandlas.

0.1 Bakgrund

BT Kemi bedrev produktion av bekämpningsmedel, främst olika former av fenoxisyror, i Teckomatorp från 1965 fram till bolagets konkurs under slutet av 1977. Omfattande undersökningar av föroreningsförhållandena och olika former av saneringsåtgärder genomfördes inom området under de följande åren under statens (länsstyrelsens) ledning och finansiering.

BT Kemi-området omfattar två delområden, som åtskiljs av järnvägen mellan Teckomatorp och Helsingborg. Inom det södra delområdet, som omfattar ca 4,1 ha, låg BT Kemis lokaler för produktion samt lagring av råvaror och färdigvaror. Det norra området, som omfattar ca 6 ha, nyttjade bolaget för behandling av avloppsvatten samt deponering av processavfall m m. Det norra området gränsar i norr mot Braån.

Produktionsanläggningar och mark inom det södra området sanerades så långt som ansågs motiverat och förorenade rivnings- och schaktmassor placerades inom det norra området. Ett system av dräneringsledningar och brunnar för uppsamling av grundvatten inom områdena anlades med syfte att förhindra spridning av föroreningar. Dräneringsvattnet har efter mellanlagring i en öppen damm förts över till Landskronas avloppsreningsverk för slutlig behandling. Efterhand som föroreningshalterna har sjunkit har delar av dräneringssystemet kunnat stängas av, men fortfarande pågår uppsamling av dräneringsvatten inom det norra området.

Efter saneringen överläts BT Kemi-området till kommunen, som där efter sålt delar av det södra området, vilka idag nyttjas för olika former av verksamheter. Det norra området är idag ett otillgängligt avfallsområde kringgärdat av järnvägar och Braån.

Undersökningar har utförts i omgångar under senare år med syfte att klarlägga förutsättningarna för att upphöra med uppsamling och be-

handling av dräneringsvatten, vilket bekostas av staten. Vid dessa undersökningar har konstaterats att betydande föroreningsmängder finns kvar, särskilt inom det norra området.

0.2 Projektförutsättningar

I och med att statliga medel för efterbehandling av BT Kemiområdet ställdes till förfogande under 2002 har Svalövs kommun valt att gå in som huvudman för undersökningar och i ett senare steg för åtgärder. En styrelse och projektgrupp har tillsatts inom kommunen för att genomföra projektet. En av projektets första uppgifter har varit att genomföra en s.k. huvudstudie avsedd att utgöra grund för åtgärdsbeslut. För arbetets genomförande har SWECO VIAK anlåtats som huvudkonsult.

Enligt kommunens ansökan om bidrag för åtgärdsutredning och efterbehandling av f.d. BT Kemiområdet är efterbehandlingens mål bl.a. att området skall efterbehandlas på ett sådant sätt att det efter efterbehandling inte utgör någon risk för omgivningen och kan användas på ett ändamålsenligt sätt (naturområde samt område för kontors- och småindustrilokaler). Vidare är målsättningen att lakvattenpumpningen till Landskrona ska upphöra efter genomförda åtgärder.

0.3 Huvudstudiens omfattning

Huvudstudien omfattar följande huvudmoment:

- Inventering, sammanställning och utvärdering av utförda undersökningar samt genomförda och pågående sanerings- och skyddsåtgärder
- Bedömning av hälso- och miljörisker samt behov av efterbehandlingsåtgärder
- Inventering, sammanställning och utvärdering av efterbehandlingsmöjligheter
- Framtagning av åtgärdsförslag avseende efterbehandling samt förslag avseende fortsatt handläggning av projektet

Utredningen baseras i allt väsentligt på befintligt underlag. Vissa kompletterande mätningar, provtagningar och analyser har dock utförts. För att underlätta hanteringen av det omfattande dataunderlaget har en digital informationsdatabas upprättats.

Utredning rörande efterbehandlingsansvar har utförts av länsstyrelsen parallellt med huvudstudien.

0.4 Föroreningsituation och miljöstatus

Utredningen visar att huvuddelen av föroreningarna återfinns inom det norra området, där den totala mängden föroreningar bedöms uppgå till ca 2-3,5 ton. Mängdmässigt dominerar klorfenoler och klorkresoler, men fenoxysyror och dinoseb förekommer också i icke oväsentligt mängd. I storleksordningen 80 % av föroreningsmängden återfinns inom tre avgränsade utfyllnadsområden med en sammanlagd yta av ca 6-7 000 m² och en volym av ca 12-13 000 m³. Inom övriga delar av det norra området är de övre jordlagren, som består av fyllnadsmassor, också påverkade av nämnda föroreningar, men påverkan är i allmänhet låg. Även dioxiner har påvisats, men omfattningen är ofullständigt känd.

Inom det södra området är påverkan av föroreningar generellt sett låg. Ett par förorenade områdena har dock identifierats, bl.a. i och under bottenplattan på en av de byggnader som finns kvar från BT Kemi-perioden. Den totala föroreningsmängden (räknat som klorfenoler, klorkresoler och fenoxysyror) bedöms uppgå till storleksordningen 100 kg inom dessa två områden.

Det dräneringsvatten som samlas upp inom området är främst påverkat av fenoxysyror, med MCPP som dominerande komponent. I dammen dit dräneringsvattnet pumpas sker en påtaglig reduktion av föroreningsmängden, sannolikt genom biologisk nedbrytning, och den mängd föroreningar som förs över till Landskronas reningsverk är förhållandevis låg, sannolikt under 1 kg/år. Utredningen visar att uttransport av föroreningar, främst MCPP, sker från området ut till Braån. Uttransporten bedöms uppgå till storleksordningen ett tiotal kg/år.

Översiktliga inventeringar av flora eller fauna inom området har utförts utanför ramen för huvudstudien. Det har härvid inte kunnat konstateras några synliga störningar som skulle kunna tillskrivas förekomst av föroreningarna i marken.

Vid ekologiska undersökningar, som utförts bl.a. inom ramen för den löpande vattendragskontrollen för Braån, har inte några tydliga störningar till följd av utläckage av föroreningar vid BT Kemi kunnat påvisas, vilket tyder på att skyddspumpningen ger önskad effekt.

0.5 Riskbedömning och åtgärdsbehov

En riskanalys för området har utförts baserad på den rådande föroreningssituationen, förekommande föroreningars hälso- och miljöfarlighet samt de exponeringsförhållanden som råder dels i dagsläget, dels i framtiden vid förändrad markanvändning. Som grund för riskbedömningen har s.k. platsspecifika riktvärden beräknats. Dessa riktvärden har tagits fram med utgångspunkt från de modeller som använts vid bl.a. vid framtagningen av Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Risker idag

Hälsoriskerna bedöms vid nuvarande exponeringsförhållanden som låga-måttliga. Risker för effekter på markmiljön *inom* området kan inte uteslutas, även om sådana effekter inte påvisats vid utförda inventeringar. Risker för effekter på markmiljön *utanför* området bedöms vara mycket låga. Risker till följd av nuvarande spridning av föroreningar till Braån kan inte uteslutas, även om någon påverkan inte kunnat påvisas vid utförda undersökningar.

Framtida risker

Vid ökad tillgänglighet inom det norra området, enligt kommunens intentioner med den framtida markanvändningen, kommer sannolikheten för exponering att öka för människor som vistas inom området om inga åtgärder vidtas. Riskerna kommer därvid att öka särskilt vid vistelse inom de delområden där de högsta halterna av föroreningar påvisats. Inom det södra området kommer sannolikheten för exponering av föroreningar i skadliga halter att öka med tiden om området enligt kommunens intentioner kvarstår som industriområde och om inga åtgärder vidtas.

En avbruten pumpning eller en ytterligare försämrad funktion av dräneringssystemet, som idag delvis skyddar Braån, kommer att medföra ökad föroreningsbelastning på ån. Sannolikheten för att halter över kvalitetskriterierna för ytvatten kommer att överskridas är mycket stor och risken för skadliga effekter bedöms som stor eller mycket stor.

Den stora mängden föroreningar i marken och den låga potentialen för nedbrytning av vissa av förekommande föroreningar innebär att spridning kan komma att fortsätta under lång tid. Riskerna för negativa hälso- och miljöeffekter kan därmed öka på sikt om inga åtgärder vidtas.

Åtgärder för markområdet, som väsentligt minskar föroreningskällan, bedöms nödvändiga, både för att reducera spridningen till Braån samt för att minska risken för negativa hälsoeffekter vid en framtida ökad tillgänglighet till området. En begränsning av det framtida utläckaget med 80 % bedöms nödvändig.

0.6 Åtgärdsförutsättningar och åtgärdsalternativ

Enligt kommunens ansökan om bidrag för åtgärdsutredning och efterbehandling av f.d. BT Kemiområdet är efterbehandlingsens övergripande mål att:

- Området skall efterbehandlas på ett sådant sätt att det efter efterbehandling inte utgör någon risk för omgivningen och kan användas på ett ändamålsenligt sätt.
- Markområdet skall efter genomförd efterbehandling användas till naturområde samt område för kontors- och småindustrilokaler.
- Lakvattenpumpning till Landskrona ska upphöra efter genomförd efterbehandling och återställning.
- Efterbehandlingen m.m. skall vara ett föredöme för framtida projekt.
- Projektet skall öppna upp för vetenskaplig forskning av såväl miljömässig, teknisk, medicinsk samt social karaktär.
- Ett viktigt delmål i projektet är att bilden av och attityderna till orten Teckomatorp skall förändras på ett sådant sätt att orten inte längre är belastad av BT Kemi.

Viktiga åtgärdsförutsättningar i övrigt är, utöver föroreningsförhållandena inom området samt riskbedömningen, hur området ska användas i framtiden samt tillståndsfrågor och ekonomiska förutsättningar.

En första fråga när det gäller åtgärder för området är huruvida de förorenade massorna kan få ligga kvar eller inte. Det är riskbedömningen, kopplat till områdets användning, som ligger till grund för i vad mån åtgärder är nödvändiga. Massor som är så förorenade att de inte bör ligga kvar bör också behandlas eller tas bort. Därmed elimineras riskerna med dessa föroreningar.

Föroreningarna består av organiska ämnen som är nedbrytbara varför en behandling och destruktion av dessa ämnen är ett förstahandsalternativ. Extern deponering är ett andrahandsalternativ.

Det finns andra alternativ som kan uppfylla målen att uppnå acceptabel risknivå utan att de mest förorenade massorna tas bort. Alternativen innebär att föroreningarna innesluts tätt på plats eller i en särskild deponi inom området. Även en övertäckning av området som helhet med fortsatt omhändertagande och behandling av dräneringsvatten kan vara ett alternativ.

I rapporten redovisas olika behandlingsalternativ översiktligt. Vid val av behandlingsmetod är erfarenhet av behandlingsmetoden, tidsåtgången och lämnade garantier avgörande. I detta fall bedöms termisk behandling vara den metod som troligen är att föredra men en stark utveckling sker inom området och även biologiska eller möjligen kemiska metoder kan komma ifråga.

Val av åtgärdsalternativ kan först ske efter det att anbud infordrats och erhållits ifråga om metoder som innebär behandling eller borttagande av de förorenade massorna. Det är först därefter som kostnader, behandlingsresultat, miljöeffekter, tidsåtgång och andra konsekvenser kan bedömas och alternativen slutligt värderas. Det är endast entreprenörerna, som var och en har sin specifika metod, som kan lämna garanterade värden.

Alternativ, som endast bygger på inneslutning eller täckning, styrs av huvudmannen dvs kommunen men värderingen av sådana alternativ är mycket beroende av områdets användning. Sådan planering har nyligen påbörjats.

Behandlingen av de förorenade massorna kan ske på plats i Teckomatorp eller externt på annat håll t.ex. i en befintlig behandlingsanläggning. Mycket talar dock för att lokal behandling ger fördelar. Det finns flyttbara behandlingsanläggningar och de mest förorenade massorna, som till stor del är koncentrerade till vissa delar av området, får grävas upp och tas in i en sådan anläggning. Att behandla de förorenade massorna på plats utan uppgrävning bedöms vara svårt på grund av att massorna är av skiftande art, omblandade och innehåller mycket finmaterial vilket gör dem täta.

0.7 Värdering av åtgärdsalternativ och risker

Även om det idag inte är möjligt att slutligt utvärdera olika åtgärdsalternativ så har en preliminär utvärdering genomförts. Värderingen kan ligga till grund för det fortsatta arbetet genom att den ger en uppfattning om olika alternativ om än mycket grov. Värderingen kan också ses som en modell för utvärdering av alternativ som måste gå

till upphandling och även för slutlig jämförelse mellan sådana alternativ och andra.

Den översiktliga värderingen av alternativ som innebär att föroreningarna elimineras tyder på att termisk behandling lokalt eller externt kan vara att föredra. Kostnaderna uppskattas visserligen bli något högre än för biologisk eller annan behandling och kanske också för extern deponering. Övriga värderingsgrunder talar dock till fördel för termisk behandling.

Alternativen som innebär att föroreningarna elimineras har också jämförts med inneslutningsalternativen. Även det s.k. nollalternativet, d.v.s. att man i princip inte gör något utan fortsätter som idag, har då medtagits. Alternativen med inneslutning innebär troligen något lägre kostnader än behandlingsalternativen enligt ovan. Föroreningarna ligger då kvar som en kvarstående risk. Enbart övertäckning innebär dessutom att man måste ha kvar dräneringsystemet med behandling av vattnet under lång tid framöver. Nollalternativet innebär också fortsatt vattenbehandling samt att området norr om järnvägen fortsatt inte ska användas.

0.8 Åtgärdsförslag och åtgärds mål

För att nå uppställda mål föreslås som förstahandsalternativ att massor som är så förorenade att de inte bör ligga kvar grävs upp och behandlas. Val av behandlingsmetod bör ske på basis av offerter från utvalda entreprenörer varför även andra metoder kan ifrågakomma. Uppgrävning av massor som skall behandlas måste ske med god kontroll över emissionerna till miljön, främst lukt, samt hälsoriskerna.

Området norr om järnvägen skall slutligt ges sådan utformning att det kan användas som naturområde. Hur detta skall ske i detalj måste tas fram i samband med pågående översiktsplanering i kommunen.

Området söder om järnvägen, som skall användas för kontor och småindustri, måste säkerställas så att det inte längre finns föroreningar av betydelse kvar. De föroreningar som nu har påträffats skall tas bort och varje fastighet bör ytterligare kontrolleras med provtagning och analys av jordprover i ett antal punkter.

Även efter behandling kommer det i det norra området att finnas rester av föroreningar kvar. Det är svårt att genom provtagning kontrollera hela den kvarvarande mängden jord. Rivningsmassor och liknade avfall finns nära ytan. För att säkerställa området bör området

täckas med ren jord till en tjocklek av minst ca en meter. Hur denna täckning ska göras måste planeras i samband med att områdets slutliga användning planeras.

Ett dräneringssystem måste finnas och fungera under tiden efterbehandlingsåtgärderna genomförs. Det befintliga systemet måste därför bibehållas och renoveras så att det är säkert. En ny dräneringsledning föreslås läggas längs med Braån och en ny tidsenlig pumpstation uppförs med reservkapacitet hos pumparna och med effektiv styr-, regler- och mätutrustning för kontroll. En dränering kan också vara en extra säkerhet i framtiden som skydd för Braån.

Eftersom ett mål är att upphöra med överpumpningen till Landskrona föreslås att dräneringsvattnet även fortsättningsvis samlas upp i ett magasin och därefter anordnas så att vattnet kan ledas ut till de befintliga våtmarksdammarna (tidigare reningsverksdammarna) nedströms området och från dessa vidare till Braån. I både magasinet och dammarna får man troligen en god biologisk rening av de restföroreningar, främst fenoxysyror, som följer med dräneringsvattnet.

0.9 Förslag till genomförande

Åtgärderna föreslås genomföras i två skeden eller etapper. Orsaken är att det idag inte finns tillräckligt underlag för att välja behandlingsmetod och åtgärdsalternativ. Det finns många olika metoder där varje företag har sin metod och sina erfarenheter och kunskap. Val av alternativ bör ske på basis av anbud från seriösa entreprenörer som kan garantera behandlingsresultat, tidsåtgång, miljöpåverkan från behandlingen samt kostnaden.

Skede 1, Förberedelser

föreslås omfatta följande arbetsmoment:

- Upphandling av konsulter för utförande av projektering av markarbeten, förfrågningsunderlag för omhändertagande/behandling av massor och tillståndshandlingar m m.
- Utförande av nytt dräneringssystem
- Utförande av kompletterande undersökningar och behandlingsförsök
- Anbudsinfordran för behandling av förorenad jord och utvärdering av åtgärdsalternativ

- Förberedande arbeten för tillståndsprovning

Den första åtgärden i skede 1 är att upphandla konsulter som kan bistå kommunen i det fortsatta arbetet. En av de första arbetsuppgifterna för konsulten är att upprätta förfrågningsunderlag för ett nytt dräneringssystem för området eftersom funktionen och konditionen hos det nuvarande är undermålig. Dräneringen behövs som säkerhet oavsett val av åtgärdsalternativ.

Anbudsinfordran för behandling av förorenad jord bör föregås av en prekvalificering och urval av ett antal lämpliga entreprenörer som får lämna anbud. Omfattningen av de föreslagna åtgärderna är så stor att s.k. EU-upphandling måste göras. Alla lämpliga entreprenörer ska få tillfälle att komma med sina förslag. Olika metoder får presenteras och redovisas tillsammans med företagets kompetens. De företag som bedöms ha realistiska förslag och möjligheter att genomföra erforderlig behandling väljs därefter ut till att få lämna anbud på arbetet. Beslut om finansiering för och genomförande av sådan prekvalificering har tagits.

Ytterligare undersökningar om de förorenade massornas beskaffenhet behöver göras för att företag skall kunna lämna bindande offerter med goda garantier. Detta måste ske i det första skedet och ingå i förfrågningsunderlaget till utvalda anbudsgivare. Även behandlingsförsök med olika metoder kan vara av stort värde. Upphandlingen drivs så långt att anbud fås och kan utvärderas.

I det första skedet måste planeringen av hur området ska användas i framtiden genomföras. Denna planering ligger till grund för att kunna ta fram huvudhandlingar och kostnadsberäkningar för alternativ som bygger på inneslutning av förorenade massor i norra området.

När huvuddelen av arbetena i det första skedet har genomförts kommer säkrare kunskap att ha erhållits, om kostnader och miljökonsekvenser i olika åtgärdsalternativ, genom anbudsgivningen på behandlingsmetoder. Skede 1 avslutas därefter genom att man tar beslut om vilket åtgärdsalternativ som ska genomföras. Detta beslut styr därefter arbetena med genomförande i skede 2.

För att kunna genomföra åtgärderna krävs tillstånd – eller för smärre åtgärder anmälan - enligt miljöbalken. Tillståndsprocessen kan förväntas ta tid och till stor del styra tiden för när åtgärderna kan genomföras. Även andra tillstånd kommer sannolikt att krävas, såsom

dispens för strandskydd, marklov och kanske vattendom för åtgärder som skulle kunna påverka Braån.

Alla dessa arbeten med upphandling, översiktsplanering och tillstånd bör bedrivas parallellt så mycket som möjligt om man skall kunna genomföra projektet på så kort tid som möjligt. Under skede 1 bör därför utredningsarbete, samråd mm för tillståndsprövningen genomföras i så stor utsträckning som möjligt. Den juridiska handläggningen kan dock inte slutligt genomföras förrän man tagit beslut om genomförande och åtgärdsalternativ.

Skede 2 Genomförande

föreslås omfatta följande arbetsmoment:

- Upphandling av entreprenader
- Fullföljande av tillståndsprövning
- Genomförande av valt åtgärdsalternativ med slutliga efterbehandlingsåtgärder
- Uppföljning och kontroll av åtgärderna

I genomförandeskedet bör slutförandet av den juridiska handläggningen prioriteras. Om man väljer ett alternativ med behandling av förorenad jord så bör vald entreprenör helst medverka i tillståndsprövningen. En sådan medverkan förutsätter rimligen att man har tecknat ett avtal med entreprenören.

Hur genomförandet av de åtgärder som beslutats skall ske i detalj får planeras i början av skede 2 när man slutligt bestämt sig för vad som ska göras.

Före, under och efter arbetenas genomförande måste kontroll ske både avseende behandlingen och efterarbetena men också avseende miljöpåverkan. Kontrollen bör ske gentemot i förväg uppställda mätbara mål. Förslag till sådana mål redovisas i rapporten och omfattar bl.a. resthalter av föroreningar i kvarvarande jord, föroreningshalt i dräneringsvattnet från området och även mängden behandlad jord och därmed borttagen föroreningsmängd.

En utökning av den nuvarande miljökontrollen föreslås. Det är främst utökad kontroll av dräneringsvattnets innehåll och mängd samt ytterligare två kontrollpunkter i Braån med ökad analysomfattning, som är

önskvärd. Denna kontroll bör påbörjas i god tid i skede 1 innan några omfattande åtgärder utförs i det norra området. Under genomförandet av åtgärder kan det bli nödvändigt att genomföra kontroll av emissioner till luften och lukt i omgivningen. Även hälsoundersökningar är motiverade. Hur sådan kontroll ska genomföras bör beslutas när man vet vilket åtgärdsalternativ som ska genomföras.

En översiktlig tidplan har upprättats för projektet med förutsättning att beslut om finansiering av skede 1 kan ske till den 1 maj 2004. Skede 1 med slutligt val av åtgärdsalternativ bedöms sedan ta tiden fram till kvartalsskiftet mars/april 2005 i anspråk. Därefter krävs ett nytt beslut om finansiering av genomförandet varefter genomförandeskedet kan vidta.

Hur lång tid genomförandet tar beror på slutligt val av åtgärdsalternativ. De flesta av de i rapporten redovisade alternativen bedöms kunna genomföras inom ca 1,5-2 år efter det att beslut om finansiering av genomförandet har tagits. Ett färdigställande under våren 2007 är realistiskt.

Den totala kostnaden för projektet kan idag endast grovt uppskattas till storleksordningen 110-115 Mkr. Osäkerheten är stor och kan vara +/- 40 Mkr. Det första skedet bedöms kunna genomföras till en kostnad av ca 17 Mkr.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I mitten av 1960-talet etablerade Bönnellyche & Thuröe en fabrik för tillverkning och formulering av bekämpningsmedel, främst olika former av herbicider, i Teckomatorp, Svalövs kommun. En nedlagd fabrik, som använts för framställning av betsaft, byggdes om och anpassades för verksamheten.

Relativt snart efter produktionsstarten uppmärksammades en rad olägenheter till följd av den nya verksamheten, men det var först i slutet av 1970-talet som frågan om BT Kemi KVK AB (som bolaget då hette) fick en bredare massmedial uppmärksamhet. Orsaken var att det kommit till kännedom att betydande mängder produktionsavfall grävts ner och dumpats inom fabriksområdet. Kraftig påverkan i den närbelägna Braån påvisades som en följd av detta.

BT Kemi förelades av myndigheterna (Koncessionsnämnden för miljöskydd) att utföra undersökningar av föroreningssituationen samt att genomföra sanerings- och skyddsåtgärder. Koncessionsnämnden gav vidare VIAK AB i uppdrag att på bolagets bekostnad genomföra dessa undersökningar samt redovisa förslag till åtgärder. Utredningarna utfördes under 1976 och under hösten samma år påbörjades en rad olika åtgärder.

Efterhand som åtgärder genomfördes klarnade också insikten om de faktiska förhållandena på platsen. Som en följd av detta förbjöd regeringen i oktober 1977 all fortsatt verksamhet vid fabriken, och länsstyrelsen i dåvarande Malmöhus län fick regeringens uppdrag att tillse att erforderliga åtgärder vidtogs för att skydda människors hälsa och den omgivande miljön. IVL engagerades som rådgivare åt länsstyrelsen med uppgift att utföra fördjupade undersökningar samt redovisa förslag till åtgärder.

Omfattande undersökningar av mark, grundvatten och ytvatten utfördes. Även omfattande hälsoundersökningar genomfördes på såväl personer som arbetat på fabriken som närboende. Fabriksområdet sanerades från kemikalie- och produktionsrester, medan förorenade jordmassor och lägre kontaminerat produktionsavfall samlades inom ett deponeringsområde i direkt anslutning till fabriksområdet. Detta område avskärmades från kontakt med den närbelägna Braån genom en vertikal tätskärm av bentonit. Ett dräneringssystem anlades för att

samla upp förorenat vatten dels vid tidigare produktionsanläggningar dels inom deponeringsområdet. Vattnet överfördes därefter till Landskronas avloppsreningsverk. Fram till 1982 förbehandlades vattnet i ett filter med aktivt kol.

Tanken var att föroreningarna efterhand skulle lakas ur till så låga halter att uppsamlingen av lakvatten skulle kunna upphöra och vattnet avledas utan föregående behandling till Braån. I slutet på 1980-talet kunde dräneringssystemet vid produktionsanläggningarna ställas av, medan systemet inom deponeringsområdet har behövt vara i fortsatt drift eftersom halterna i det uppsamlade dräneringsvattnet inte har klingat av till acceptabla haltnivåer.

Uppsamlingen och behandlingen av dräneringsvatten samt uppföljande kontroll och underhåll bekostas av staten. Hela fabriksområdet övergick till kommunens ägo i början av 1980-talet. Området där fabriken var lokaliserad nyttjas för verksamheter och har avyttrats till enskilda, medan deponeringsområdet fortfarande är i kommunal ägo.

Med det övergripande syftet att finna en lösning att slutligt upphöra med den pågående behandlingen av förorenat vatten från området har olika undersökningar genomförts (bl. a. av J&W, numera WSP, och Scandiaconsult) sedan slutet av 1990-talet på uppdrag av länsstyrelsen. Härvid har man konstaterat att betydande mängder föroreningar finns kvar inom området och att mer omfattande insatser (än den nu pågående pumpningen) erfordras för att åstadkomma en slutlig lösning på problemet.

I och med att statliga medel för efterbehandling av BT Kemiområdet ställdes till förfogande under 2002 har Svalövs kommun efter överenskommelse med Naturvårdsverket och länsstyrelsen i Skåne valt att gå in som huvudman för undersökningar och i ett senare steg för åtgärder. En styrelse och projektgrupp har tillsatts inom kommunen för att genomföra projektet. En av projektets första uppgifter har varit att genomföra en s.k. huvudstudie avsedd att utgöra grund för åtgärdsbeslut. För arbetets genomförande har SWECO VIAK anlåtats som huvudkonsult. Föreliggande rapport utgör resultatet av huvudstudien.

1.2 Målbekrivning

1.2.1 Projektets övergripande mål

Enligt kommunens ansökan om bidrag för åtgärdsutredning och efterbehandling av f.d. BT Kemiområdet är efterbehandlingens övergripande mål att:

- Området skall efterbehandlas på ett sådant sätt att det efter efterbehandling inte utgör någon risk för omgivningen och kan användas på ett ändamålsenligt sätt.
- Markområdet skall efter genomförd efterbehandling användas till naturområde samt område för kontors- och småindustrilokaler.
- Lakvattenpumpning till Landskrona ska upphöra efter genomförd efterbehandling och återställning.
- Efterbehandlingen m.m. skall vara ett föredöme för framtida projekt.
- Projektet skall öppna upp för vetenskaplig forskning av såväl miljömässig, teknisk, medicinsk samt social karaktär.
- Ett viktigt delmål i projektet är att bilden av och attityderna till orten Teckomatorp skall förändras på ett sådant sätt att orten inte längre är belastad av BT Kemi.

Pågående verksamhet inom närliggande fastigheter skall kunna bedrivas under efterbehandlingstiden utan några större störningar.

1.2.2 Huvudstudiens syfte

Huvudstudiens syfte är enligt anbudsfrågan daterad 2002-09-17 att ta fram underlag för beslut om hur BT Kemiområdet i Teckomatorp slutligen ska hanteras och efterbehandlas.

1.3 Huvudstudiens omfattning

1.3.1 Huvudmoment

Huvudstudien omfattar följande huvudmoment:

- Inventering, sammanställning och utvärdering av tidigare utförda undersökningar samt genomförda och pågående sanerings- och skyddsåtgärder

- Kompletterande mätningar, provtagningar och analyser
- Bedömning av hälso- och miljörisker samt behov av efterbehandlingsåtgärder
- Inventering, sammanställning och utvärdering av efterbehandlingsmöjligheter
- Framtagning av åtgärdsförslag avseende efterbehandling
- Framtagning av förslag avseende fortsatt handläggning av projektet

Utredning rörande efterbehandlingsansvar har utförts av länsstyrelsen parallellt med huvudstudien. Ansvarsutredningen redovisas separat.

1.3.2 Utförda mätningar, provtagningar och analyser

Inom ramen för huvudstudien har följande kompletterande mätningar, provtagningar och analyser utförts:

- Geodetiska mätningar för komplettering av grundkarta
- Inventering av observationsrör i grundvatten, dräneringsbrunnar och liknande inom undersökningsområdet samt inmätning av vattennivåer, provtagning och mätning av elektrisk ledningsförmåga, pH och syrgashalt i vattenprov
- Installation av provisoriska minipiezometrar i Braåns botten längs undersökningsområdet samt mätning av elektrisk ledningsförmåga i uttagna vattenprov
- Installation av registrerande nivågivare i ytvatten, dräneringsbrunnar och observationsrör för grundvatten
- Provtagning och analys av dräneringsvatten (fem prov) och spillvatten (två prov)
- Provgropsgrävning inom det tidigare fabriksområdet och deponeringsområdet (26 platser) samt analys av utvalda jordprov (11 prov)
- Borrning inom och i anslutning till befintliga byggnader (sex punkter) samt analys av utvalda jordprov (sex prov)
- Geofysiska testmätningar i ett par undersökningsprofiler med metalldetektor samt resistivitetsinstrument

De kompletterande undersökningarna redovisas i SWECO VIAK (2003b).

1.3.3 Datahantering och databas

För att hantera och analysera den stora informationsmängden har ett särskilt datasystem (benämnt SWECO GeoAtlas) använts. Datasystemet, som är utvecklat av SWECO VIAK och SWECO POSITION, är uppbyggt med utgångspunkt från standardprogramvaror omfattande en relationsdatabas (MS Access), ett GIS-program (MapInfo Professional) och ett CAD-verktyg (AutoCAD Map). Systemet medger import- och export av data med såväl enklare skriv-, rit- och kalkylprogram (MS Word, Excel och PowerPoint samt GS Surfer-Grapher) som mera avancerade redovisnings-, beräknings- och simuleringsprogram (exempelvis Autograf, ModFlow och MikeSHE).

De insamlade uppgifterna består huvudsakligen av resultat från punktvisa undersökningar, som t ex provtagningar och mätningar, samt olika typer av kartor och bilder, tex. primärkartor, geologiska kartor och flygbilder.

För de aktuella undersökningspunkterna lagras obearbetade data (faktisk information) och bearbetade data (tolkad information) på olika ställen i databasen. Exempel på obearbetade data är punkternas ursprungs koordinater (X, Y, Z), lagerföljdsbeskrivningar, grundvattennivåmätningar, referensuppgifter och analysresultat från jord- och vattenprov. Exempel på bearbetade data är transformering av ursprungs koordinater, bedömning av noggrannhet i lägesangivelser samt geologiska tolkningar.

I databasen har totalt ca 400 undersökningspunkter registrerats. För dessa punkter har ca 12 000 kemiska analysresultat registrerats avseende jord- och vattenprov.

Systemet medger att data kan hämtas ur databasen och presenteras i princip i valfri omfattning. Data kan också efterhand införas i basen. Ett grundläggande skäl för att upprätta en databas för BT Kemiområdet är att den är nödvändig för att kunna analysera och presentera all tillgänglig information på ett rationellt sätt. Ytterligare motiv är att den kan behövas under åtgärdsskedet, men också för dokumentation av hela projektet och dess genomförande.

1.4 Organisation och arbetsformer

1.4.1 Projektorganisation

Projektets organisation under huvudstudien framgår av textbilaga 1.

Finansiärer för projektet är staten genom Naturvårdsverket (90 %) och Svalövs kommun (10 %).

Huvudman och tillika beställare för huvudstudien är Svalövs kommun genom den av kommunfullmäktige tillsatta "Styrelsen för efterbehandling av BT Kemiområdet, Teckomatorp, Svalövs kommun". Styrelsen, som består av fem ordinarie medlemmar och fem ersättare, fungerar som styrgrupp för projektet.

Projektchef och beställarens ombud är kommunens samhällsbyggnadschef (Sven Åberg, som sedermera ersatts av Claes Persson). Vidare har kommunen deltidsanställt en informationsansvarig (Mikael Carlsson) för projektet.

För huvudstudiens genomförande har beställaren köpt in projektledaresurs (Ulf Evertsson, Evena Utveckling AB) och huvudkonsult (SWECO VIAK).

Projektchefen, projektledaren och den informationsansvarige utgör projektgrupp.

Under huvudstudiens gång inrättades ett särskilt projektkontor i den gamla skolan, Torgskolan, i Teckomatorp. Kontoret invigdes den 30 juli 2003.

1.4.2 Huvudkonsultens organisation

SWECO VIAK har varit huvudkonsult under huvudstudien. Som underkonsult har Kemakta Konsult anlåtats. Ansvaret för olika delar av huvudstudien har fördelats enligt följande:

Projektledare	Lars Bevmo
Bitr. projektledare	Peter Englov
Ansvarig datahantering och -lagring	Daniel Sevelin
Ansvarig riskanalyser	Mark Elert
Ansvarig åtgärdsutredningar	Kenth Hasselgren
Ansvarig fältundersökningar	Vladimir Vanek

1.4.3 Mötesformer

Arbetet med huvudstudien har följts upp och styrts genom följande mötesformer:

- *Styrelsemöten* med deltagande av förutom medlemmarna i styrelsen också projektgruppen och i de flesta fall huvudkonsultens projektledare. Åtta styrelsemöten har hållits under huvudstudien.
- *Projektgruppsmöten* har hållits löpande under arbetet.
- *Huvudkonsultmöten* med deltagande av förutom huvudkonsultens representanter också projektgruppen. Representanter från länsstyrelsen har närvarit vid dessa möten. Åtta huvudkonsultmöten har hållits under huvudstudien.
- *Beställarstödmöten* med representanter från myndigheter, andra förvaltningar inom kommunen och externa experter från SGU och SGI. Fyra beställarstödmöten har genomförts under huvudstudien.
- *Seminarium* med deltagande av externa experter samt styrelsen, beställarstöd och huvudkonsulten. Ett sådant seminarium har genomförts under huvudstudien.

Protokoll har upprättats i anslutning till varje möte.

1.4.4 Informationsinsamling och arkivering

BT Kemi-fallet har under årens lopp genererat en betydande mängd information, som omfattar resultat av mätningar och analyser, rapporter, korrespondens etc. Informationen har varit splittrad på olika händer och en samlad bild av den information som har betydelse för bedömning av nuvarande förhållanden inom undersökningsområdet saknades inför projektets start. En betydelsefull uppgift under huvudstudien, särskilt under dess inledningsfas, har varit att samla in information, strukturera och utvärdera densamma.

Rapporter, dokument etc. har samlats i ett projektbibliotek, som anordnats i projektkontoret i Teckomatorp. Underlaget har hämtats från olika arkiv, t ex. miljönämndens arkiv i Svalöv, länsstyrelsens arkiv i Malmö, IVL i Stockholm.

Primärinformation av olika slag samt bearbetade data har lagrats i den relationsdatabas som beskrivs i kapitel 1.3.3. Det bör framhållas att all tillgänglig primärinformation inte har lagrats i systemet. Ett urval

har härvid skett till sådan information som kan bedömas ha intresse för beskrivning och bedömning av den nuvarande föroreningsituationen. Hit hör alla jordlagerföljds- och borrhugggifter samt alla jord- och grundvattenanalyser.

Uppgifter om ytvattenbeskaffenheten har medtagits från år 1983 och framåt. Volymen data från slutet av 1970- till början av 1980-talet är mycket stor och skulle ha inneburit en betydande insats att lagra. Informationsvärdet i materialet har bedömts vara lågt för huvudstudiens syften, därför att informationen hänförs till förhållanden innan saneringsåtgärder hade vidtagits och medan fortfarande en mycket stor föroreningsbelastning skedde på Braån. Det möter dock inga tekniska hinder att föra in informationen i databasen vid senare tillfälle.

Under slutet av 1970-talet utfördes ett stort antal mätningar av grundvattennivåer i observationspunkter inom området. Informationsvärdet i även dessa mätningar har bedömts vara lågt för huvudstudiens syften. Skälet är att omfattande åtgärder genomförts som på olika sätt påverkat nivåförhållandena.

Under slutet av 1970-talet utfördes också analyser av vatten från ett betydande antal privata brunnar inom områden utanför det undersökningsområde som definieras i kapitel 3.1. Även detta material har bedömts ha lågt informationsvärde för huvudstudiens syften.

1.4.5 Extern information

Som nämnts i kapitel 1.4.1 har en särskild informationsansvarig tillsatts för projektet. Dennes uppgift är att se till att informationshanteringen fungerar på samtliga plan i projektet. Detta innebär informationsgivning på två håll, dels internt inom den egna organisationen, dels externt mot media, Teckomotorpsbor och andra intressegrupper.

Projektet rörande f.d. BT Kemi är, ännu efter det att det gått nära 30 år sedan skandalen uppdagades, fortfarande känsligt i mångas ögon och öron. Det talas inte gärna bland närboende om de tidigare händelserna och därför har frågan gällande informationshanteringen ansetts som mycket viktig, inte minst sett ur en psykologisk aspekt.

En ledstjärna för informationsarbetet inom huvudstudien har varit total öppenhet. Dessutom har stor vikt lagts vid att den information som getts ut från projektet har varit saklig och korrekt. Strävan har också varit att information ska lämnas av personer som har sådan kunskap

om projektet att informationen även uppfattats som saklig och relevant och därmed inte skadat projektet på grund av påstådda sakfel eller felsägningar baserade på dåligt faktaunderlag.

Som grund för informationshanteringen har en informationsplan tagits fram som beskriver såväl långsiktiga som kortsiktiga mål. Utöver mål beskrivs projektets profil och image liksom eventuella risker knutna till informationshanteringen. Avslutningsvis finns även en arbetsbeskrivning för hur den informationsansvarige i projektet bör arbeta och vilka befogenheter denne har.

Sedan utställningslokalen i Teckomatorp blev iordningställd under sommaren 2003 innefattar den informationsansvariges uppgift att ansvara för att utställningsmaterial finns på plats och att detta kontinuerligt uppdateras och byts ut mot nytt. Likaså ingår det i informationsarbetet att regelbundet sprida information i såväl tryckt form som elektroniskt via Internet.

En annan viktig uppgift har varit att finnas tillhands för media och bistå dessa med riktig information rörande projektet samt bjuda in till presskonferenser där viktiga resultat från huvudkonsultens arbete presenterats. Liknande presentationer har arrangerats för allmänheten i form av informationsmöten. Dessa möten anses vara av stor vikt i projektet för att skapa en förståelse för det arbete som görs och det som är på väg att göras, vilket alltid utan undantag drabbar de som finns närmast, nämligen de boende i Teckomatorp.

1.4.6 Redovisning av huvudstudien

Huvudstudien redovisas i denna rapport med bilagor samt i den digitala databas som beskrivs i kapitel 1.3.3 och 1.4.4.

1.4.7 Granskning av huvudstudien

Huvudstudierapporten (version 1) har på länsstyrelsens uppdrag varit föremål för granskning av följande personer:

- Ulf Winnberg, SGU
- Lennart Larsson, Karin Kockum, Jenny Norrman och Lennart Blom, SGI
- Gudrun Gremle, Länsstyrelsen i Jönköpings län

- Margareta Littorin, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Lund
- Peter Kjeldsen, Dansk Teknisk Universitet

Även Mats Andersson och Paul Svensson vid miljöenheten på länsstyrelsen i Skåne län har granskat rapporten samt sammanställt granskningsyttrandena från ovan nämnda personer.

En intern granskning av rapporten har utförts av styrelsen och av projektgruppen för BT Kemi-projektet.

Granskningsyttrandena har beaktats vid framtagningen av slutversionen av huvudstudierapporten. Synpunkter som av olika skäl inte tagits med i rapporten kommenteras i särskild PM.

1.4.8 Kvalitets- och miljösäkring

En kvalitetsplan (Evertsson, 2003) har upprättats för projektet. Projektchefen har det överordnade ansvaret för kvalitets- och miljösäkring av projektet. Handläggare är projektledaren.

Under projektets gång har därtill Naturvårdsverkets kvalitetsmanual avseende efterbehandlingsprojekt varit styrande för arbetet (NV, 2003).

SWECO VIAK har som huvudkonsult följt projektets kvalitetsplan samt även sina egna rutiner för kvalitets – och miljösäkring av uppdrag.

1.4.9 Referenser

En sammanställning av tidigare rapporter och annan dokumentation och information som har använts under arbetet har gjorts i en särskild bilaga (textbilaga 8).

2 Definitioner

2.1 Koordinatsystem

För projektet har följande koordinatsystem använts:

- Plansystem RT90 5,0 gon V 0:-15
- Höjdsystem RHB70

Äldre kartmaterial och huvuddelen av utförda undersökningsborrningar i området har ursprungligen varit angivna i plansystem "Rikets 5 gon V 1938". Koordinattransformering till RT90 5,0 gon V 0:-15 har utförts av Svalövs kommun.

RHB70 är beteckning för punkter ingående i den nya riksavvägningen (1978-2000), beräknade i system RH70.

2.2 Förkortningar

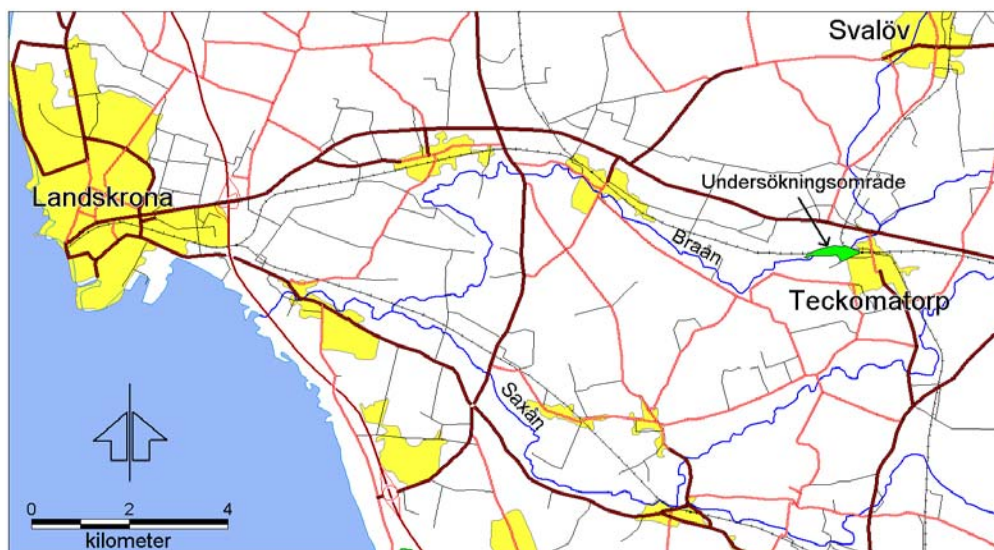
I rapporten används följande förkortningar:

Förkortning	Fullständig benämning	Kommentar
BT Kemi	BT Kemi AB	Dotterbolag till KVK
IVL	Institutet för Vatten- och Luftvårdsfrågor samt IVL-konsult AB	Institutet och konsultbolaget arbetade i nära samverkan i projektet.
KM	Känslig markanvändning	Enligt NV (1996)
KVK	Kemisk Værk Køge A/S	Moderbolag till BT Kemi
LU	Lunds Universitet	
MKM	Mindre känslig markanvändning	Enligt NV (1996)
NV	Naturvårdsverket	
RVF	Svenska Renhållningsverksföreningen	
SGI	Statens Geotekniska Institut	
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning	
TS	Torrsubstans	
ÖP2	Översiktsplan 2	Upprättad av Svalövs kommun
+ 23,0	Nivå i meter över nollplan (havet)	Höjdsystem RHB 70

3 Undersökningsområdet

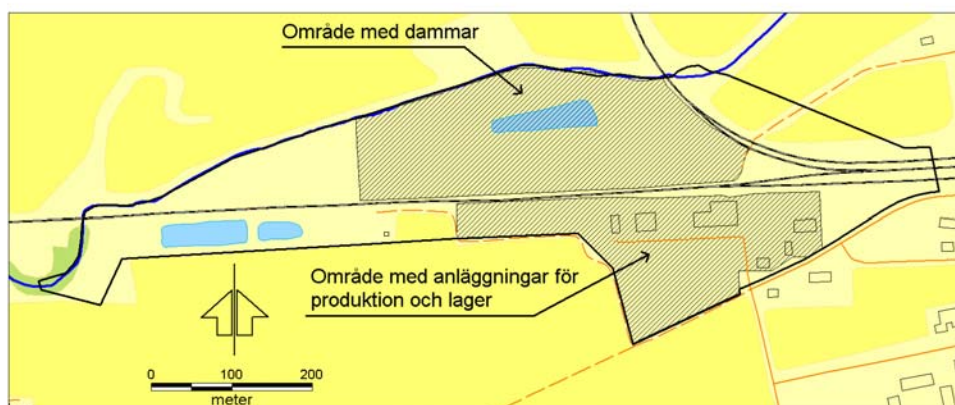
3.1 Läge

Undersökningsområdet är beläget inom den västra delen av Teckomatorps samhälle och i anslutning till Braån, figur 3.1:1.



Figur 3.1:1 Översiktsskarta

Huvudstudien omfattar det område som framgår av figur 3.1:2. Området, som utgör ca. 18,5 ha, täcker en större yta än vad som ingick i BT Kemi's tidigare industriområde. Bolaget bedrev verksamhet såväl söder om järnvägen mot Helsingborg som norr om densamma. Inom det södra området låg produktionslokaler samt råvaru- och färdigvarulager. Det norra inrymde avloppsdammar samt deponier för olika typer av avfall. Det norra området omfattar 6,0 ha och det södra 4,1 ha.

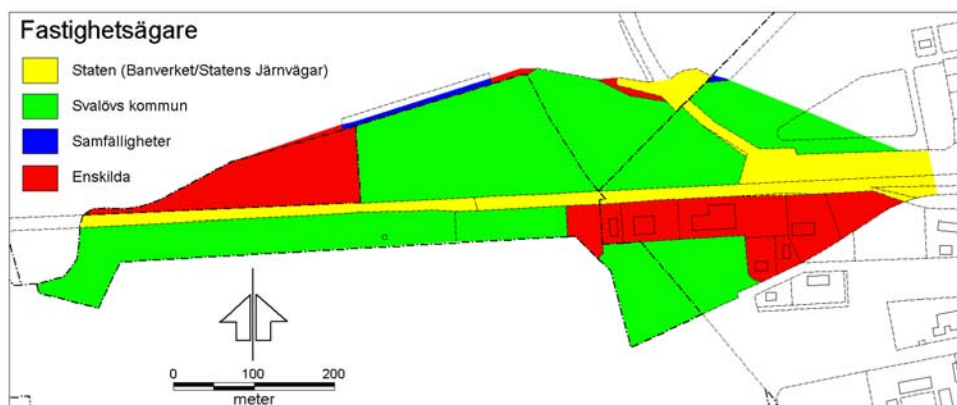


Figur 3.1:2. Undersökningsområde och BT Kemis industriområde.

Undersökningsområdet är beläget inom ett flackt parti av Braåns dalgång. Åns botten faller från ca +25,5 inom de östra delarna av området till ca +23 inom de västra delarna. Markytan inom den södra delen av det tidigare BT Kemi-området ligger på ca +29, medan markytan varierar mellan ca+25,5 och +29 inom det norra området. Det sistnämnda området har fyllts ut genom årens lopp, dels under sockerbrukets verksamhet, dels under och efter BT Kemi-perioden. Äldre kartmaterial visar att Braån tidigare har haft ett meandrande lopp med åfåran förlagd inom det norra området.

3.2 Fastighetsförhållanden

Undersökningsområdet är delat på olika fastighetsägare, figur 3.2:1. Svalövs kommun är största markägare (61 %). En stor del (16 %) täcks av järnvägsmark, vilken ägs av staten via Banverket/Statens Järnvägar. Resterande del (23 %) ägs av flera enskilda, varav den största är Håkan Lans, som driver Lans Mekaniska Verkstad inom området.



Figur 3.2:1. Fastighetsägarförhållanden inom undersökningsområdet.

3.3 Nuvarande markanvändning och planförhållanden

3.3.1 Nuvarande markanvändning

Undersökningsområdets södra del (söder om järnvägen) utgörs av verksamhetsområden med mekanisk verkstad, bilskrot och lager för trädgårdsanläggare. Hobbyverkstad för bilar finns också inom denna del av området.

Undersökningsområdet norra del (mellan järnvägen och Braån) utgörs av ruderatmark som idag saknar användning. Idag har området norr om järnvägen förbindelse österut genom markväg i Skolgatans förlängning.

3.3.2 Översiktliga planer

Den gällande översiktsplanen för Svalövs kommun antogs av kommunfullmäktige under 1992. Planen benämns ÖP92. För västra delarna av Teckomatorp anges att detaljplanering avvaktar sanering av BT Kemi-området.

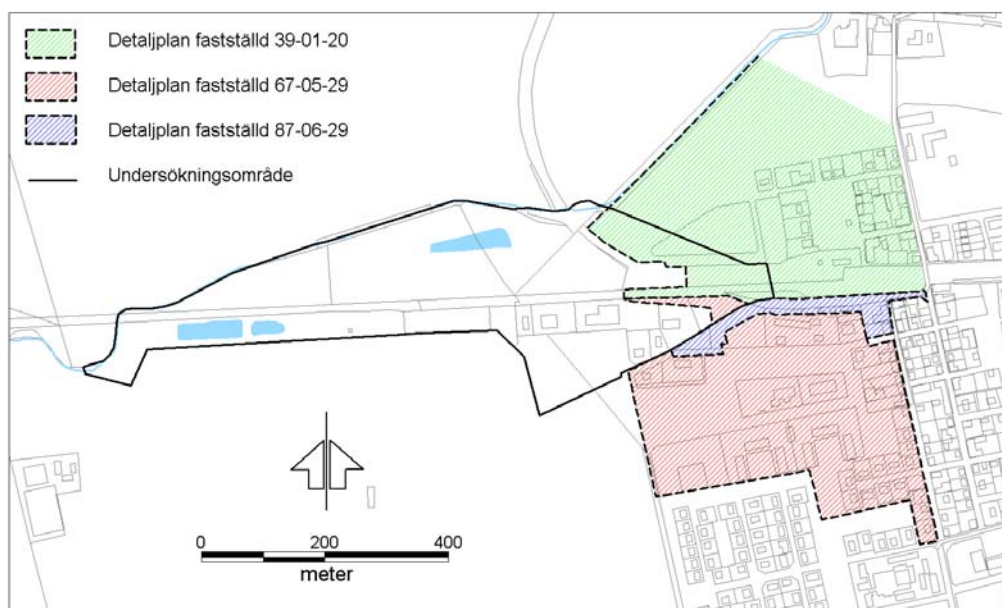
Arbete med ny översiktsplan (ÖP2) pågår. I kommunens utvecklingsstrategi för 2000-talet anges en totalsanering av BT Kemiområdet som ett strategiskt mål. I diskussionsunderlag till planen avseende hälsa och säkerhet anges beträffande BT Kemi att "länsstyrelsen och kommunen arbetar aktivt för att genomföra efterarbete inom BT-kemiområdet i Teckomatorp. Inom det förorenade området råder restriktioner gällande grävning och schaktning".

En möjlig utbyggnadsstrategi som redovisas i diskussionsunderlaget är att stärka orterna längs Söderåsbanan med ny bostadsbebyggelse. Områden möjliga för ny bebyggelse i Teckomatorp planeras söder om BT Kemiområdet. En omläggning av väg 108 öster om samhället planeras, vilket innebär att den nuvarande genomfartstrafiken genom samhället försvinner. Andra allmänna intressen som redovisas i underlaget beskrivs under kapitel 3.6.

3.3.3 Gällande detaljplaner

Detaljplan har tidigare fastställts/antagits för mindre delar av undersökningsområdet. De tre berörda detaljplanerna har tillkommit 1939, 1967 och 1987, vilket innebär att planernas genomförandetid har gått ut. Gränsen för detaljpanelagd mark redovisas i figur 3.3:1.

Området mellan stationen och Söderåsbanan har avsatts för bostäder respektive park. Den till området i söder gränsande Bangatan har fastlagts i detaljplan. Området söder om gatan har avsatts för industri- och småindustriändamål.



Figur 3.3:1. Område med detaljplaner i anslutning till undersökningsområdet.

3.4 Vatten- och avloppsförhållanden

Den norra och bebyggda delen av undersökningsområdet ingår i verksamhetsområde för kommunalt vatten och avlopp.

Spillvatten från området är anslutet till spillvattenledningar belägna i höjd med undersökningsområdets södra delar. Detsamma gäller dagvatten från området. Spillvattnet från Teckomatorp överförs via pumpstation till Landskronas avloppsreningsverk. Dagvattnet avleds till Braån vid undersökningsområdets västra del. Ledningarnas lägen i förhållande till BT Kemi-området framgår av figur 4.6:1.

3.5 Ekologisk status

3.5.1 BT Kemiområdets ekologiska status

Vegetationsförhållandena inom området beskrivs av Lyhagen (2003). Sammanlagt har närmare 240 växtarter registrerats under 1997-2003. Den stora artrikedomen förklaras med ett betydande antal av s k ruderväxter, d.v.s. växter som tål upprepade störningar eller omrörning av markytan. Även om flera av dessa arter är endast tillfälligt inkomna främmande arter bedöms området i dagsläget ha ganska stor positiv effekt på biologisk mångfald i landskapet, som i övrigt är påtagligt åkermarksdominerat.

I en bilaga av Lyhagens rapport presenteras även en översiktlig fågelinventering som utfördes under 2003. Vid inventeringen har 24 häckande fågelarter påträffats. Fågelfaunans sammansättning uppges ha stora likheter med andra närliggande naturområden, t. ex. några betesmarker norr om Svalövs samhälle.

Några synliga störningar i floran eller faunan som skulle kunna tillskrivas förekomst av föroreningarna i marken har inte kunnat konstateras vid de översiktliga inventeringarna.

3.5.2 Braåns ekologiska status

Saxån-Braåns vattensystem har en varierad fiskfauna med förekomst av flera renvattenälskande fiskarter som bäcknejonöga, elritsa samt havs- och bäcköring (Ekologgruppen, 1986). I ån finns dessutom mört, ål, gädda, signalkräftor, groddjur m.m.

Under 1970-talet påvisades höga halter av klorfenoler i fiskens lever samt förekomst av deformerade fiskar i Braån (Ekologgruppen 1986,

Rahm 2002). Inga fiskrelaterade problem finns rapporterade efter 1978. Rahm (2002) menar att den strängare ytvattenkontroll som skedde efter 1975 kunde ha en positiv inverkan på vattendraget till följd av avsiktligt försiktigare hantering av bl. a. jordbrukskemikalier.

Förändringar i bottenfaunasamhällen i Braån följs upp på uppdrag av Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté. I kontrollprogrammet ingår en punkt i Svalövsbäcken uppströms BT-kemiområdet, och en punkt i Braån vid Asmundtorp, ca 10 km nedströms BT Kemiområdet. Bottenfaunaundersökning utförd under 2002 tydde på betydlig organisk föroreningspåverkan i den uppströms liggande punkten, medan påverkan vid nedströms liggande punkten var måttlig (Ekologgruppen, 2003).

Under 2003 utfördes en mer detaljerad undersökning av bottenfauna och påväxtalger i Braån vid BT Kemiområdet inom ramen för ett examensarbete (Stjärne, 2003). Fyra lokaler undersöktes, varav två uppströms området (Braån uppströms Svalövsbäcken samt Svalövsbäcken), en lokal med tydligt utläckage av vatten från BT Kemi-området (jfr kapitel 6.5.3) samt en lokal nedströms BT Kemi-området. Den nedströms liggande lokalen uppvisade något fattigare bottenfauna och rikare algsamhälle än de övriga platserna. Detta skulle kunna bero på de utläckande föroreningarna från området. Troligare är dock att skillnaderna beror på andra faktorer (bottentyp, skuggningsgrad, jordbrukspåverkan m.m.), eftersom det inte påvisades någon skillnad mellan själva utläckagezonen och de två uppströms liggande lokalerna.

3.6 Allmänna intressen

3.6.1 Saxån - Braån, riksintresse för naturmiljövård enl. 3 kap 6 § (49)

Faunan i Braån är av riksintresse. Braån är ett viktigt lek- och uppväxtområde för öring. Öringsstammen i ån har stort skyddsvärde. Andra skyddsvärda fiskar i Braån är grönling och sandkrypare.

3.6.2 Teckomatorps stationssamhälle, riksintresse för kulturmiljövård enl. 3 kap 6 § MB (M 177)

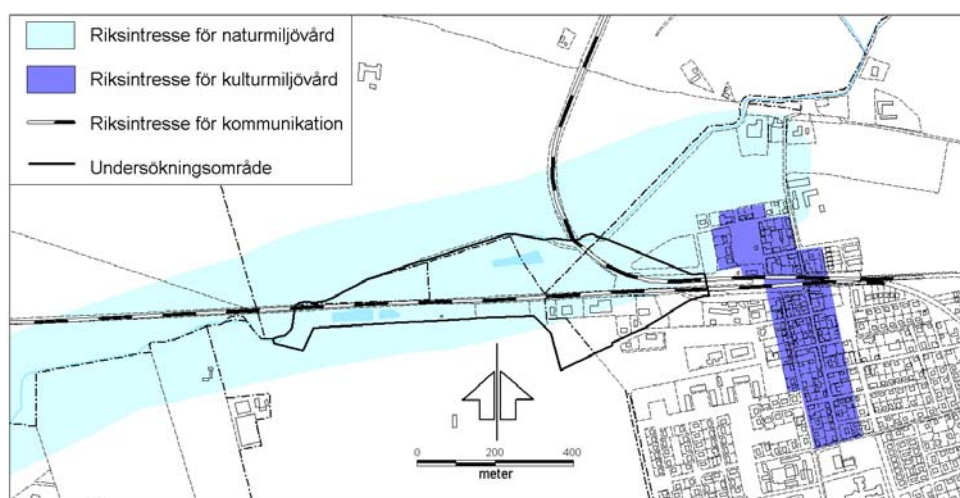
De centrala och norra delarna av samhället är av riksintresse för kulturmiljövården. För riksintresset gäller följande motivering och värdetext.

Motivering: *Stationssamhälle som speglar järnvägen som samhällsbildande faktor, och en snabb utveckling från obemannad hållplats längs banan till planmässigt uppbyggt samhälle med stadsmässiga drag.*

Uttryck för riksintresset: *Planmönster, med enhetliga rutnätskvarter, tomtstorlekar, torg och planteringar. Gatukarakteren med hus placerade i gatulinjen, slutna gatufasader och ibland trädrader. Bebyggelsens skala, volym och enhetliga, och stadsmässiga karaktär, med byggnader i 2-3 våningar, i rött och gult tegel, avfasade hörn m.m. Karaktärsbyggnader som (anm. f.d.) stationshus, järnvägshotell och skola. Enkelt utformade handels- och hantverksgårdar.*

3.6.3 Järnvägarna, av riksintresse för kommunikation enl. 3 kap 8 § MB

Råå-banan och Söderåsbanan som passerar genom området, är av riksintresse. Söderåsbanan har idag ingen persontågstrafik och en mycket liten godstågstrafik (några få tåg per dygn). Persontågstrafiken på Råå-banan (Helsingborg-Teckomatorp-Lund) uppgår idag till 60 minutstrafik på vardagar och godstågstrafiken uppgår till flera godståg per dygn.



Figur 3.6:1. Riksintressen

3.6.4 Strandskydd enl. 7 kap 13 och 14 §§ i MB

För att trygga förutsättningarna för allmänhetens friluftsliv och att bevara goda livsvillkor på land och i vatten för djur- och växtlivet

gäller strandskydd kring sjöar och vattendrag. Strandskyddet omfattar land- och vattenområdet intill 100 meter från strandlinjen vid normalvattenstånd, dock ej inom detaljplanelagd mark närmast väg 17.

3.6.5 Biotopskydd enl. 7 kap 11 § MB

Mindre mark- eller vattenområden som utgör livsmiljö för hotade djur eller växtarter eller som annars är särskilt skyddsvärda kan förklaras som biotopskyddsområde. Inom ett biotopskyddsområde får inte bedrivas verksamhet eller vidtas åtgärder som kan skada naturmiljön. Regeringen har beslutat att följande mindre mark- och vattenområden i jordbruksmark utgör biotopskyddsområden (så kallat generellt biotopskydd):

- Alléer (minst 5 träd)
- Källor med omgivande våtmark (högst 1 hektar)
- Odlingsrösen
- Pilevallar
- Småvatten och våtmarker (högst 1 hektar)
- Stenmurar
- Åkerholmar (högst 0,5 hektar)

Om det finns särskilda skäl får länsstyrelsen medge undantag från biotopskydd i de biotoper som omfattas av det generella skyddet.

Huruvida de tidigare avloppsdammarna söder om järnvägen och dammen i det norra BT Kemiområdet omfattas av biotopskydd eller ej är oklart (se figur 3.1:2).

3.6.6 Bevarandeprogram till skydd för odlingslandskapet

Området kring Braån ingår i bevarandeprogram till skydd för odlingslandskapet.

3.6.7 Grönyteprogram för Skåne

Ett grönstrukturprogram för Skåne har upprättats och remissbehandlas för närvarande (Region Skåne, 2002). Området längs Braån redovisas som ett viktigt stråk för biologisk mångfald. Cykelleden mellan Teckomatorp och Landskrona redovisas under intressen av regional betydelse för friluftslivet. Som strategi för en sammanhängande grön-

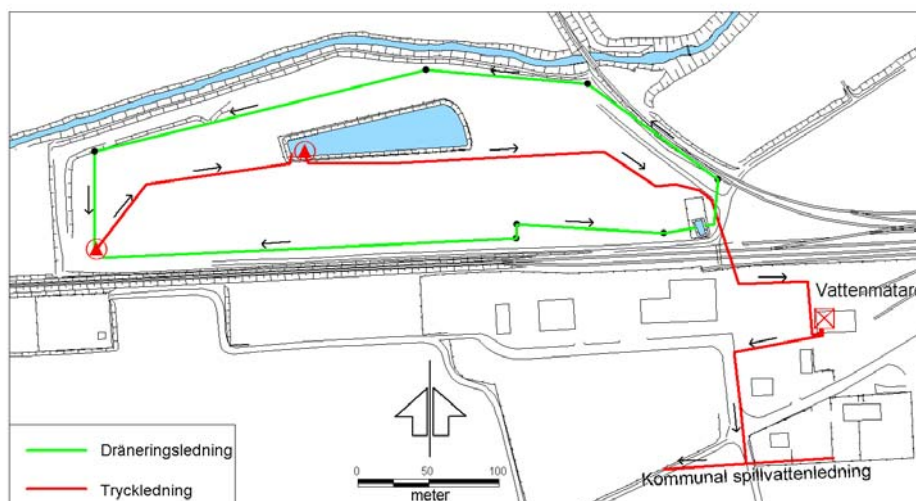
struktur redovisas området längs Braån som ett utvecklingsstråk, medan ett nytt tvärgående stråk Landskrona – Söderåsstråket, redovisas mellan Saxån – västra kanten av Teckomatorp – längs biflödet mot Svalöv.

3.6.8 Vattentäkter

Vattentäkter eller skyddsområden för vattentäkter förekommer ej inom undersökningsområdet.

3.7 Pågående skyddsåtgärder och miljökontroller

Den skyddsåtgärd som pågår till följd av tidigare verksamhet är uppsamling av dräneringsvatten från deponiområdet norr om järnvägen. Dräneringsvattnet uppfordras via en nivåstyrd pump till en utjämningsdamm. Till- och frånslagsnivåerna är för närvarande inställda på +24,92 resp. +24,26. Från utjämningsdammen, som upptar en yta av ca 3 500 m², pumpas vattnet med manuell start och stopp till kommunal spillvattenledning för vidare överföring till Landskronas avloppsreningsverk. Överförda vattenmängder mäts med hjälp av summerande vattenmätare. Mätning utförs i anslutning till start och stopp av den pump som tömmer dammen. Lägen för dräneringsledningar, pumpstationer etc. framgår av figur 3.7:1.



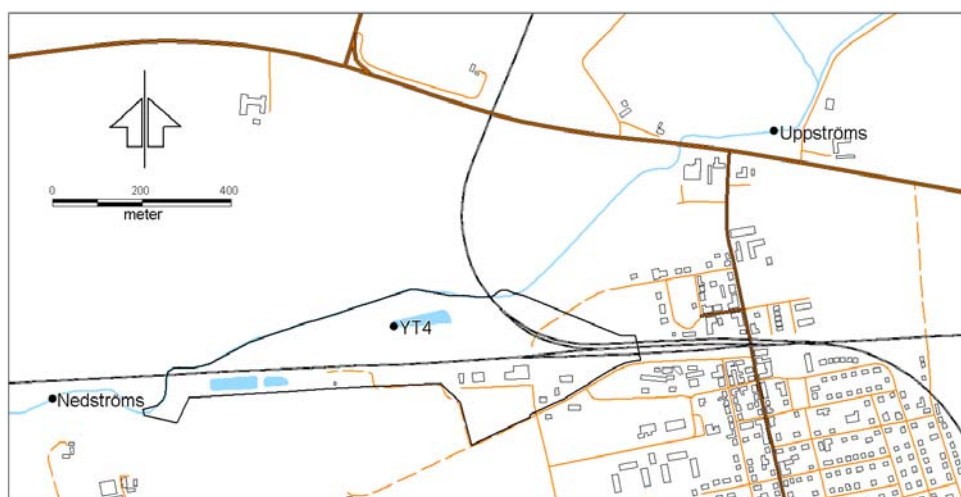
Figur 3.7:1. Dräneringsledningar etc.

Tillsyn av anläggningarna, manövrering av pumpar och registrering av mätarställningar utförs av Håkan Lans, som driver den mekaniska verkstaden inom området.

ra02s 2000-03-30

Storleken av de vattenmängder som överfördes till Landskrona upp-gick under åren 1997-2002 till i medeltal ca 8 400 m³/år. Variationen mellan olika år var betydande, från ca 3 500 till ca 15 600 m³/år. Under tidigare år var överpumpade vattenmängder väsentligt högre, uppemot 40 000 m³/år. Genom höjning av till- och frånslagsnivåerna i pumpstationen vid dräneringsledningen har mängderna reducerats väsentligt.

Påverkan på Braån följs upp genom undersökning av åvattnets beskaffenhet uppströms och nedströms BT Kemi-området. Provtagningspunkternas lägen framgår av figur 3.7:2. Analyser utförs främst med avseende på fenoxisyror, men också klorfenoler, fenoler och klorkresoler har ingått i analysprogrammet.



Figur 3.7:2. Provtagningspunkter.

Dammvattnet har tidigare kontrollerats i samband med överpumpningarna till Landskronas reningsverk genom att stickprov tagits dagligen i en tappkran på pumpledningen. Stickproven sammanfördes till ett veckoprov som analyserades med avseende på främst fenoxisyror och klorfenoler (se kapitel 7.1.3). Prov togs vid varje överpumpningstillfälle.

Sedan 1997 tas prov på avrop från länsstyrelsen, vilket nödvändigtvis inte sammanfaller med överpumpningar. Proven tas som stickprov direkt i dammen i anslutning till en brygga i dammens sydvästra hörn (i anslutning till inloppet). Proven analyseras med avseende på fenoxisyror och klorfenoler (se kapitel 7.1.3).

4 BT Kemi´s verksamhet

4.1 Inledning

Verksamheten med produktion av bekämpningsmedel i Teckomatorp pågick från 1964 till 1977. En närmare redovisning av verksamhet redovisas i textbilaga 2. Här lämnas en kortfattad översikt.

4.2 Historisk bakgrund

Efter andra världskriget påbörjade Bönnellyche & Thurö AB fabrikation av växtbekämpningsmedel baserade på fenoxysyror som aktiva beståndsdelar. Den första fabriken var belägen i Malmö, men på grund av begränsade utvecklingsmöjligheter för den stigande produktionen beslutade bolaget under 1964 att förvärva en tidigare sockerfabrik (saftfabrik) i Teckomatorp och flytta tillverkningsanläggningen. Produktionen av bekämpningsmedel påbörjades under sommaren 1965 i Teckomatorp.

Efter utflyttningen av produktionen till Teckomatorp köpte Höganäs AB aktierna i Bönnellyche & Thurö AB, som därefter var ett dotterbolag inom Höganäs AB.

Den 1/7 1971 förvärvade KVK den del av verksamheten inom Bönnellyche & Thurö AB, som omfattade tillverkning och försäljning av kemiska bekämpningsmedel inklusive varulager och produktionsanläggning och personal i Teckomatorp. Verksamheten lades i BT Kemi AB, som därefter utgjorde ett dotterbolag inom KVK.

Som en följd av de miljöundersökningar som utfördes under 1976 (se kapitel 7) beslutade BT Kemi att upphöra med tillverkning av växtbekämpningsmedel i Teckomatorp under innevarande år. Därefter skulle verksamheten endast omfatta formulering av insektsbekämpningsmedel samt förpackning och lagerhållning av växtbekämpningsmedel.

När vidden av föroreningsförhållandena inom fabriksområdet började klarna under oktober 1977 förbjöd regeringen all verksamhet vid anläggningen. I samband härmed och som en följd av stora ekonomiska ersättningsanspråk för förestående saneringsarbeten inlämnade BT Kemi sin konkursansökan den 30/10 1977.

4.3 Produktion

Tillverkningen omfattade framställning av olika fenoxisyror och klorfenoler från baskemikalier samt framställning av färdigprodukter genom formulering av ovan nämnda kemikalier eller inköpt aktiv substans.

Den totala produktionen, inkl framställning av råvaror, uppgick under mitten av 1970-talet till ca 4 000 ton/år, varav max. 2000 ton aktiv substans. De kvantitativt mest betydelsefulla färdigprodukterna var fenoxisyrorna MCPA, MCPP och 2,4-D.

Dinoseb (dinitrobutylfenol) framställdes också vid anläggningen från hösten 1966 till våren 1971 genom nitrering av butylfenol med salpetersyra (HNO_3) och svavelsyra (H_2SO_4). Vid processen uppstod ett surt avloppsvatten som neutraliserades genom tillsats av kalkmjölk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Härvid uppstod en fällning (processkalk) som hanterades som fast avfall.

En fråga som väcktes under 1977 var huruvida PCB hade använts tillsammans med insektsmedlet lindan. Bakgrunden till frågan var att PCB hade detekterats vid analyser av jord och avfall (fat) från området (sammanlagt tre prov). Vid en grundlig genomgång av inköpta råvaror etc. kunde KVK (1978) inte få fram några indicier som kunde koppla PCB till verksamhetens produkter och produktion.

Frågan huruvida dioxiner kunde bildas som biprodukt vid framställningen av klorfenoler väcktes under hösten 1977. Bakgrunden till den oro som föranledde frågan var Seveso-katastrofen, som inträffade under juli 1976 vid en anläggning för framställning av klorfenoler i norra Italien. En reaktor havererade och tung rök innehållande klorfenoler och dioxiner spreds över omgivningarna med mycket omfattande skador som följde.

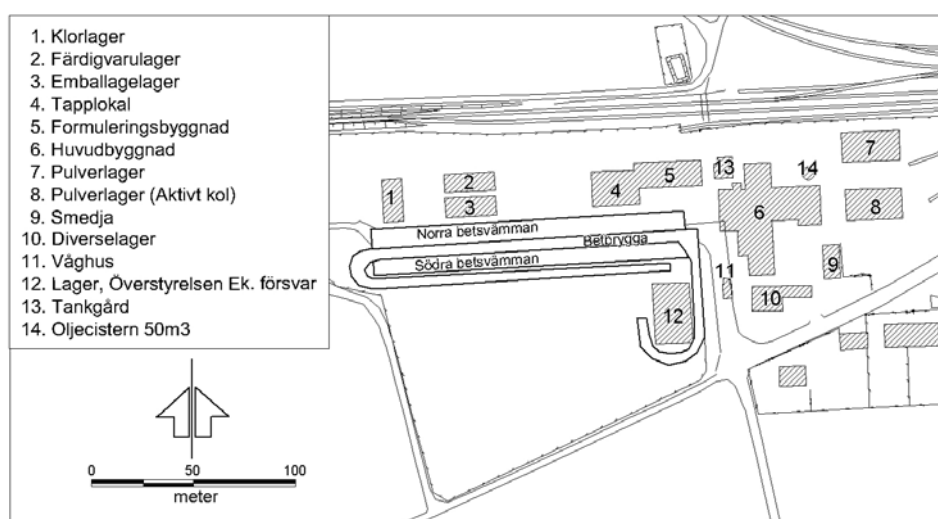
KVK (1978) konstaterade dock att processer av Seveso-typ inte hade använts och att dioxiner inte utgjorde någon fara. Dioxiner påvisades dock av IVL (1978a) i ett av de fat med processkemikalier som undersöktes i samband med den inventering som föregick sanering av fabriken.

4.4 Produktionsanläggning

Verksamheten var inrymd i en tidigare saftstation som användes för tillverkning av betsaft åt Säbyholms sockerbruk i Landskrona. Huvud-

byggnaden uppfördes under 1890-talet i tegel. Anläggningen byggdes om vid flera tillfällen under årens lopp. Saftstationen lades ned 1962 och Bönnellyche & Thuröe AB förvärvade anläggningen under 1964.

Under BT Kemi's verksamhetsperiod utfördes olika ombyggnader och anpassningar av anläggningen för företagets produktion. I figur 4.5:1 redovisas en situationsplan över BT Kemi's fabriksanläggningar.



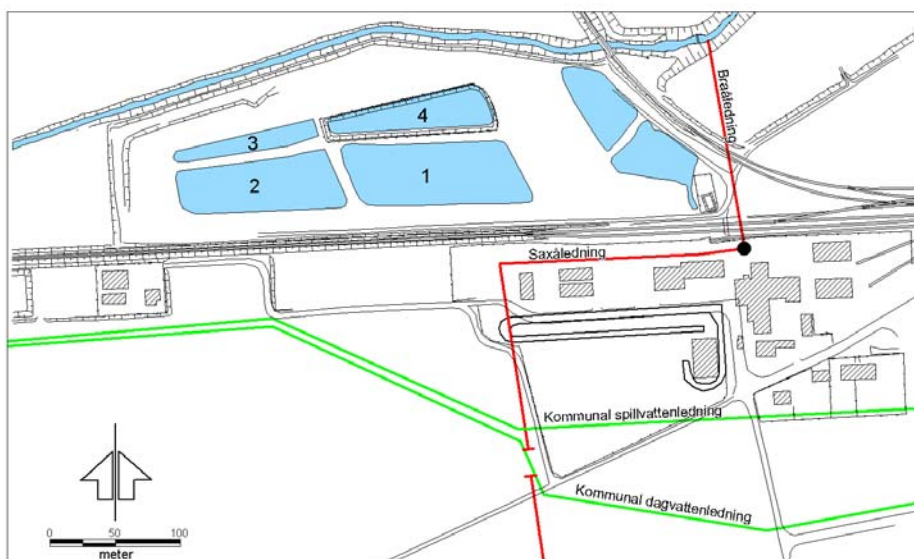
Figur 4.5:1. Situationsplan över BT Kemi's fabriksanläggningar.

4.5 Avloppshantering

När BT Kemi etablerade sig på platsen nyttjades en del av befintliga ledningssystem från saftfabriken och nya installerades. Saftfabrikens lednings- och kulvertsystem började anläggas i början av 1900-talet, varefter de efterhand kompletterats och vissa delar utgått. Färskvatten till sockerfabriken hämtades dels från en intagsledning i Braån, dels via en överföringsledning från Saxån (se figur 4.6:1). För behandling av avloppsvatten från saftfabriken anlades ett system av sedimentationsdammar norr om järnvägen. Även dessa dammar nyttjades och byggdes om under BT Kemi-perioden.

Avloppsvatten från BT Kemi's verksamhet leddes således ut till dammarna norr om järnvägen. Från dessa förutsattes att det behandlade avloppsvattnet skulle infiltrera genom dammbotten och

dräneras till ån. Man antog att det härvid skulle ske en biologisk nedbrytning av restföreningarna. Utformningen av dammarna framgår av figur 4.6:1. Man hade betydande bekymmer med utläckage till Braån vilket närmare redovisas i textbilaga 2.



Figur 4.6:1. Dammarnas utformning 1976 samt större ledningar.

4.6 Avfallshantering

Det fasta avfall som uppkom vid BT Kemi var främst processkalk och filtermassor samt restprodukter från den kemiska produktionen till följd av felkörningar etc. Vidare erhöles avfall från rengöring av golv etc. (bl.a.sågspån) samt bygg- och trädgårdsavfall

Processkalken samlades upp med slamsugare och pumpades där- efter ut i dammar och deponeringsområden i anslutning till fabriken.

Filtermassorna samlades upp i öppna fat, vilka halvfylldes och fick stå ute i det fria för urlakning genom nederbörd. De urlakade filtermas- sorna deponerades därefter inom området.

Tillverkningen skedde satsvis utan automatisk styrning. Efter varje sats utfördes produktkontroll. Genom den manuella driften var risken för felkörningar betydande. Felkörda satser tappades på fat för sena- re återanvändning, behandling eller destruktion. Även denna typ av avfall grävdes ner inom området.

Avfall från rengörning samt bygg- och trädgårdsavfall deponerades inom området.

Någon fullständig bild av hur stora avfallsmängder som uppkommit vid BT Kemi finns inte. Fast avfall anges dock ha deponerats inom tre områden i anslutning till fabriken, vilket redovisas i textbilaga 2.

5 Genomförda sanerings- och skyddsåtgärder

5.1 Underlagsmaterial

En samlad redogörelse för de sanerings- och skyddsåtgärder som utfördes till och med 1977 ges av KVK (1978). Under hösten 1977 utfördes omfattande kontrollgrävningar såväl söder som norr om järnvägen. Resultatet av dessa grävningar redovisas dock endast översiktligt i KVK's redogörelse. Någon utförligare redovisning togs inte fram på grund av BT Kemi's konkurs utan resultaten föreligger endast som fältanteckningar (VIAK, 1977a).

De sanerings- och skyddsåtgärder som utfördes under de påföljande åren (fr.o.m. 1978) beskrivs mycket kortfattat i IVL (1985). Någon mer utförlig och samlad dokumentation finns inte att tillgå. Information får i stället sökas från olika delrapporter från IVL samt i de informationsblad som länsstyrelsen gav ut till de boende i Teckomatorp med omnejd under perioden oktober 1977 – april 1985. Totalt rörde det sig om 34 stycken. Informationen riktade sig till allmänheten och den tekniska informationen var därför av relativt översiktlig karaktär och långt ifrån fullständiga.

För verifiering och komplettering av uppgifter om utförda sanerings- och skyddsåtgärder har intervjuer skett med följande personer:

- Per Gustafsson (pensionär, tidigare länsstyrelsen i Malmöhus län) Gustafsson ledde saneringsarbetet från länsstyrelsens sida från hösten 1977.
- Per Axelsson (pensionär, tidigare länsstyrelsen i Malmöhus län). Axelsson svarade för länsstyrelsens kontroll i samband med de saneringsåtgärder som utfördes vid BT Kemi.
- Bo Eriksson (mätningssingenjör, tidigare VIAK AB). Eriksson svarade för inmätning av provgropar och utfyllnader samt markhöjder under saneringsarbeten utförda under 1977.
- Jan-Erik Bjurhem (ingenjör, IVL). Bjurhem deltog i IVL's undersökningar vid BT Kemi under 1978 samt verkade som kontrollant i samband med sanerings- och skyddsåtgärder.

5.2 Åtgärder utförda av BT Kemi till oktober 1977

5.2.1 Uppgrävning av avfall under oktober 1975

Till följd av en ökad offentlig debatt om BT Kemi's verksamhet och uppgifter om att avfall grävts ner inom området beslutade BT Kemi's ledning att nedgrävt avfall skulle grävas upp. Delar av det tidigare igenfyllda östra diket (se kapitel 4.5) frilades och enligt uppgift skulle massor innehållande 150-180 fat och plåtdunkar med sågspån, filtermassor och annat avfall ha grävts upp. Enligt Axelsson (2003) var det troliga antalet 400-500 fat, de flesta krossade och korroderade).

Det uppschaktade området var ca 40 m långt, 6 m brett och 2,5 djupt. Läget för schakten finns inte närmare redovisad, men sannolikt utfördes grävningarna strax öster om den befintliga dammen. De uppschaktade massorna fördes över och sorterades i betsvämmorna. Området besiktigades av representanter för länsstyrelsen. Jordmassorna överfördes enligt Axelsson (2003) till det norra området, men hur det utsorterade kemikalieavfallet hanterades framgår inte av tillgängliga källor.

5.2.2 Borttransport av produktionsavfall under 1976

Redan före Koncessionsnämndens beslut daterat 1976-10-14 (se kapitel 4.8) angående sanering av fabriksområdet påbörjade BT Kemi borttransport av kemikalieavfall till KVK i Køge för förbehandling och vidare transport till Kommunekemi A/S i Nyborg i Danmark. Sammanlagt rörde det sig om 86,5 ton blandningar av fenoxisyror och förorenade av klorfenoler, som inte kunde återanvändas i produktionen. Detta ägde rum från mars till september 1976.

5.2.3 Utförande av dräneringsledningar under november-december 1976

Efter Koncessionsnämndens beslut daterat 1976-10-14 påbörjades olika sanerings- och skyddsåtgärder. Den första åtgärden var att anlägga en dräneringsledning väster, norr och öster om de fyra avlopps-dammarna (se kartbilaga 1). Dräneringsledningen skulle ersätta ett befintligt öppet dike och lades på nivåer under Braåns botten.

Ledningsgraven bottnades med makadam. Ledningen utfördes av slitsade PVC-rör med diametern 150 mm, som kringfylldes med grus. Mellan makadamlager och dräneringsgrus lades en materialskiljande fiberduk. Sammanlagt 2 000 m³ rena massor av makadam och dräne-

ringsgrus åtgick. Dräneringsledningen förseddes med åtta inspektionsbrunnar och avslutades i den sydvästra delen av området med en pumpstation i dimension Ø1500 mm (densamma som den befintliga enligt kapitel 3.7). Arbetet utfördes med tekniskt bistånd från VIAK (1976c).

5.2.4 Tömning och rensning av dammar under första halvåret 1977

En filteranläggning med aktivt kol togs i bruk under januari 1977 för behandling av dammvatten i samband med tömning av dammarna. Enligt tillstånd från Koncessionsnämnden släpptes det behandlade vattnet ut i Braån. Villkoret för detta var att totalhalten av fenoxysyror och klorfenoler ej översteg 0,1 mg/l (se kapitel 4.8). Dammarna var tömda på vatten först under sommaren 1977.

Efter tömningen uppschaktades bottenslammet i de sydvästra, nordvästra och nordöstra dammarna (damm 2, 3 resp. 4) (se figur 4.6:1) med hjälp av grävmaskin och överfördes till den sydöstra dammen (damm 1). Avsikten var att de uppschaktade, förorenade massorna skulle komposteras i dammen. Denna hade för detta ändamål delats i tre sektioner genom två längsgående vallar för att möjliggöra omblandning av kompostmassorna med hjälp av grävmaskin. Utförda försök visade att samkompostering av förorenade massor med bark och rötslam gav god nedbrytning av såväl fenoxysyror som klorfenoler (VIAK, 1976b).

Vid en uppmätning av utfyllnadsvolymer i den sydöstra dammen uppskattades volymen bottenslam i den ca 7 000 m² stora dammen till ca 1 000 m³. Mätningen utfördes av VIAK i juni 1977 när allt bottenslam hade överförts till dammen. Slammet torde ha placerats inom nivåspannet +26,0 – +26,5.

Efter tömningen fylldes de två västliga dammarna (damm 2 och 3) med jord. Detta torde ha skett genom massförflyttningar inom det västra området utan att massor tillfördes utifrån. I VIAK (1976a) redovisas ett förslag till höjdsättning av området efter massförflyttningar inom området. Markhöjder på ritningsunderlag som tagits fram efter genomförda massförflyttningar överensstämmer väl med höjdsättningsplanen.

5.2.5 Utförande av dräneringsledning under augusti-september 1977

När man under sommaren 1977 stod i begrepp att påbörja den planerade komposteringen av de mellanlagrade massorna i den sydöstra

dammen kom man vid BT Kemi fram till att kostnaderna för komposteringen skulle bli avsevärda för företaget och man sökte därför finna en alternativ lösning. Ett ytterligare skäl mot kompostering var enligt Axelsson (2003) de luktproblem man befarade skulle uppstå.

Slutligen kom man fram till en lösning som innebar att det norra området skulle helt avskäras genom en fjärde dräneringsledning mellan dammarna (de fortfarande öppna och de igenfyllda) och järnvägen. Avsikten var att samla upp förorenat vatten från det ringformade dräneringssystemet och behandla det i reningsanläggningen. Härigenom skulle de förorenade jordmassorna med tiden bli urlakade. Förslaget accepterades av länsstyrelsen och arbetet med dräneringsledningen påbörjades i augusti.

Dräneringsledningen förlades på samma ställe som det under 1971 igenfyllda diket (se kapitel 4.5 och kartbilaga 1). Under det schaktningsarbete som följde påträffades närmare 200 tunnor och fat, eller delar av sådana, med olika innehåll. Huvuddelen av dem hade innehållit råvaror som ingått i produktionen, såsom xylene, butylglykol, fenol, kresol etc. Dessutom påträffades ett antal fat med dinoseb. En förteckning över påträffade fat och dessas innehåll upprättades av länsstyrelsen.

Dräneringsledningen utfördes av 150 mm betongrör som lades med öppna fogar i en makadambädd. Ovanpå makadambädden påfördes dräneringsgrus upp till max 1,5 m under markytan. Sammanlagt 500 m³ rena massor av makadam och dräneringsgrus åtgick. Arbetet utfördes med tekniskt bistånd av VIAK (1977b).

5.2.6 Kontroll och uppgrävning av avfall inom övriga delar av norra området under september 1977

För att kontrollera förekomsten av nedgrävt avfall över större områden utfördes kontrollgrävningar med grävmaskin i ett stort antal diken på följande ställen:

- området väster och norr om de västra resp. norra dräneringsledningarna
- området mellan dammarna och den östra dräneringsledningen
- ett område söder om järnvägen och väster om fabriken

Grävningens arbetet utfördes under ledning av åklagarämbetet och i samverkan med länsstyrelsen. Arbetet följdes av VIAK genom att

provgropar mättes in och dokumenterades genom fotografering. Resultaten redovisades inte i någon rapport utan överlämnades underhand som fältanteckningar till åklagarmyndigheten och länsstyrelsen (VIAK, 1977a).

Vid kontrollgrävningarna påträffades nedgrävda fat och dunkar på några ställen öster om dammarna. Områden med nedgrävd processkalk kunde också avgränsas till två delområden, ca 3 000 resp. 130 m² stora. Processkalkens mäktighet uppgavs vara 0,6-2,4 m, med ett medeldjup av ca 1 m. Områdena inom vilka kontrollgrävningar utfördes samt processkalkens utbredning framgår av kartbilaga 1.

5.3 Åtgärder utförda under 1978 - 1982

5.3.1 Anordnande av bentonitskärm och skyddsvall under december 1977-mars 1978

En av de första åtgärder som vidtogs, när IVL blev engagerat under oktober 1977 som rådgivare för saneringen av BT Kemi var att anordna ett förstärkt skydd mot Braån. Den tekniska lösning som valdes var att installera en tätskärm mot Braån genom två olika förfaranden (IVL, 1998 Bilaga L):

- Längs ån och väster om den västra dräneringsledningen anordnades en markslitsmur som nedfördes till sedimentära leriga jordlager. Slitsmuren anordnades genom att ett 0,5-0,8 m brett dike grävdes ner till 3,7-7 m djup med hjälp av grävmaskin (IVL, 1985). Under grävningen var diket fyllt med bentonitslurry. Återfyllning skedde med en blandning av bentonit, sand och vatten.
- Mellan järnvägen och den östra dräneringsledningen valde man av stabilitetsskäl (på grund av närheten till järnvägen) att injektera bentonitlösning i perforerade rör som nedfördes till lera i två parallella rader.

Bentonitskärmens läge framgår av kartbilaga 1.

Som skydd mot översvämningar rensades Braån i anslutning till BT Kemiområdet. Mellan bentonitskärmen och ån anordnades dessutom en jordvall med släntlutning 1:2 och med krönhöjd varierande mellan +26,8 och +27,2. Vallen byggdes dels upp av massor från årensningen, dels av tillskottsmassor utifrån.

5.3.2 Kontrollgrävning väster om dammarna under mars 1978

Området väster om dammarna, men innanför dräneringsledningarna, kontrollgrävdes under mars 1978. Det var således samma område som tidigare hade avjämnats efter det att dammarna hade tömts på bottenslam (se kapitel 5.2.6). Inget nedgrävt avfall påträffades.

Förfarandet rörande kontrollgrävningen finns ej redovisat, men troligtvis utfördes provgropar och -diken med grävmaskin. Det kontrollerade områdets utbredning finns inte heller närmare dokumenterat.

5.3.3 Sanering och rivning av fabriken under november 1978-mars 1979

En omfattande kartering och identifiering av kemikalier och processavfall inom fabriksbyggnaderna utfördes av IVL under slutet av 1977 och början av 1978 (IVL, 1978a Bilaga E). I samband med karteringen av fabriken påträffades stora mängder kemikalieavfall på olika platser inom anläggningen. Även en underjordisk kulvert, som var fylld med processavfall, påträffades mellan betsvämmorna och huvudbyggnaden.

Den påföljande saneringen av fabriken utfördes i flera steg. Flytande avfall samlades i iordningställda tankar och fast avfall överfördes till fat. Avfallet mellanlagrades inom området i avvaktan på omhändertagande.

Sanering och rivning av byggnader beskrivs i entreprenadhandlingar upprättade av IVL (1978b) samt anteckningar från saneringsmöten.

Efter kemikaliesaneringen dammsögs huvudbyggnaden och formuleringsbyggnaden invändigt (se figur 4.5:1). Huvudbyggnaden, formuleringsbyggnaden och en byggnad under betbryggans västra del, där dinoseb hade förvarats, tvättades invändigt genom högtrycksspolning med varmvatten med tillsats av kaustik soda. Även tankgården tvättades genom högtrycksspolning. Tvättvattnet samlades upp och renades i kolfiltret (samma filter som omtalas i kapitel 5.2.4).

De byggnader, som inte var förorenade, revs, såldes eller lämnades kvar efter städning. Huvudbyggnaden, skorstenen och betbryggan revs, vilket skedde under februari-mars 1979. Betbryggan samt vissa tillbyggnader till huvudbyggnaden revs med hjälp av grävmaskin, medan skorstenen och huvuddelen av huvudbyggnaden revs genom sprängning.

Innan betbryggan revs utfördes håltagning i mellanväggar i betsvämmorna. Betbryggan och betsvämmorna revs därefter ner till marknivå. Betsvämmorna fylldes med rivningsmassor bestående av betong och järnskrot samt slutligen med schaktmassor (Bjurhem, 2003).

Även källare och kulvertar under fabriken revs och fylldes med schaktmassor, medan övriga kulvertar tömdes på eventuellt innehåll av processavfall och lämnades kvar (Bjurhem, 2003).

Tegel och betong från den rivna huvudbyggnaden deponerades inom ett avgränsat område norr om järnvägen. Enligt Gustafsson (2003) uppgick mängden rivningsavfall som deponerades norr om järnvägen till 2800 ton.

5.3.4 Sanering av mark söder om järnvägen under sommaren och hösten 1979

Efter sprängning och bortforsling av huvudbyggnadens överbyggnad påträffades enligt IVL (1982) ett lager av dinoseb under golvet i den norra delen av byggnaden. Detta lager samt merparten av slam från betsvämmor, betgångar och ledningar förpackades i 200 l fat tillsammans med förorenad jord som hade legat kring upprävdade fat.

Jordlagren under bottenplattan till huvudfabriken visade sig var förorenade. Den förorenade jordmassorna under och i anslutning till fabriksbyggnaden grävdes upp och placerades inom norra området. Totalt rörde det sig om 2 000 m³ enligt informationsblad nr 27 (september 1979). I schaktgropen placerades en s.k. sänkbrunn (se kapitel 5.3.5) och gropen återfylldes med först 40-50 cm grus och därefter med rena jordmassor till en nivå som översteg omgivande mark med 20 cm (IVL, 1985).

Enligt IVL (1979a) placerades de urschaktade jordmassorna i en hög mellan de två befintliga dammarna (damm 1 och 4). Högen upptog en ca. en ca 10 m bred och 130 m lång yta. Jordmassorna flyttades i samband med att infiltrationsledningen anlades (se kapitel 5.3.5).

I samband med urschaktningen av förorenad jord under den upprivna bottenplattan påträffades en dittills okänd ledning som förband huvudbyggnaden med dammarna norr om järnvägen. Ledningen proppades. Det framgår inte av tillgängliga dokument var ledningen påträffades och hur den tätades. I samband med tidigare utförda tömningar av ledningsnäten inom fabriken konstaterades att tillflöde skedde på

okänd väg. Den påträffade ledningen bedömdes utgöra orsaken till detta tillflöde.

Vidare anges i IVL (1982) att misstanke väcktes, i samband med sanering av jordlagren under fabriksbyggnaden, att jordlagren under och i anslutning till två förrådsbyggnader (byggnad 7 och 12 enligt figur 4.5:1) kunde vara förorenade. Misstanken bekräftades vid kontrollgrävningar. Borttransport ombesörjdes av den förorenade jorden, som placerades inom norra området väster om damm 1 (samma område som massor från deponi 1 enligt nedan).

I informationsblad nr 24 anges att fynd av kemikalier gjordes inom områdets västra del i anslutning till betsvämmorna och den plats där tillverkning av dinoseb skedde. Enligt Bjurhem (2003) grävdes några provgropar i området och uppskattningsvis 10 m³ jord schaktades upp och transporterades till norra området.

Även deponiområde 1 (se kapitel 4.6) grävdes ur och massorna placerades norr om järnvägen och enligt informationsblad 26 inom området väster om damm 1. Enligt informationsblad 27 uppgick mängden uppschaktad jord till 13 500 m³. Inom det urschaktade området anordnades en sänkbrunn och återfyllnad skedde på samma sätt som under byggnaden.

Tillgängliga handlingar ger ingen närmare information var inom ovan nämnda områden och till vilka djup urschaktning utfördes eller vilka kriterier för saneringen, t.ex. resthalter, som gällde. Enligt Bjurhem (2003) utfördes grävningar normalt ner till orörda jordlager. Kontroll utfördes visuellt samt genom lukt. Stickprovtagning för kemisk analys uppges också ha utförts. Resultaten av dessa analyser har dock inte kunnat spåras. Bjurhem (2003) uppger vidare att utöver de urschaktningar som utfördes inom ovan nämnda områden skrapades ytskiktet inom övriga ytor på södra området av ner till någon eller några decimeters djup och ersattes av utifrån kommande jordmassor. Avskrapet placerades inom det norra området.

Enligt IVL (1982 och 1985) transporterades sammanlagt ca 30 000 m³ förorenade jordmassor från det södra till det norra området för slutdeponering.

På kartbilaga 1 anges var urschaktningar uppges ha utförts. Avgränsning av schaktområdena har av ovan nämnda skäl inte kunnat göras.

5.3.5 Anordnade av sänkbrunnar och infiltrationsledning under hösten 1979 och vintern 1979/80

Förutom de i kapitel 5.3.4 omnämnda s.k. sänkbrunnarna inom de urschaktade områdena söder om järnvägen anordnades flera grävda brunnar för att möjliggöra avsänkning av grundvattnet inom området. Enligt IVL (1985) anordnades sammanlagt åtta brunnar (brunn 1-8) inom det södra området (inklusive de två tidigare nämnda). Brunnarna sammanbands till en samlingsbrunn belägen intill brunn 7, varifrån det pumpades till den lilla dammen norr om järnvägen. Pumpningen från brunnarna styrdes av nivåvipor i varje brunn.

Fem brunnar (9-13) anordnades norr om järnvägen. Brunn 13 samlade upp dagvatten från ett ytvattendike invid Braån. Brunnarna utfördes av betong och placerades på en 0,5 m mäktig grusbädd och kringfylldes med sand. Brunnarnas lägen framgår av kartbilaga 1.

Det södra och norra dräneringssystemet sammanbands i brunn 9. Brunn 10 anlades i änden på en dräneringsledning som anordnades under 1980. Det utfördes som ett täckt dike med ca 1 m bredd, som fylldes med grus eller sten till ca 1 m under markytan. Från var och en av brunnarna pumpades dräneringsvattnet till dammen. Pumpningen styrdes genom nivåvipor.

Efter långt övervägande av olika åtgärdsalternativ beslutades att förorenade jordmassor norr om järnvägen skulle lakas ur genom forcerad infiltration. För detta ändamål anlades ett infiltrationsdike centralt inom det norra området. Diket var utformat som ett täckt dike med ca 1 m bredd och uppfyllt med grus eller sten till ca 1 m djup under markytan.

Innan dräneringsdiket kunde anordnas flyttades de upplagda jordmassorna från urschaktningen av jordlagren under fabriken (se kapitel 5.3.4) till kvarvarande delar av damm 2.

Tanken med infiltrationssystemet var att infiltrerat vatten skulle fångas upp i dräneringsledningarna efter passage genom de förorenade jordlagren samt därefter behandlas i det befintliga kolfiltret och återföras till infiltrationsledningen. Överskottsvattnet skulle överföras till Landskronas reningsverk för slutbehandling och utsläpp i Öresund.

Infiltrationsdiket fungerade inte tillfredsställande på grund av igen-sättning och togs ur drift redan under 1982.

Kolfiltret var i drift till oktober 1982. Det hade då använts sedan början av 1977 för behandling av förorenat vatten. Efter det att filtret togs ur bruk överfördes vattnet direkt utan särskild förbehandling till Landskronas avloppsreningsverk.

5.3.6 Borttransport av avfall under 1981 och 1982

Avfall, såväl flytande som fast, som hade lagrats på området i avvaktan på lämpliga mottagare började transporteras bort under hösten 1981. Mottagare var i huvudsak SAKAB.

Följande avfall hade enligt IVL (1982) mellanlagrats på området i avvaktan på borttransport:

- Ca 300 m³ flytande avfall i tankar
- Flytande och fast kemikalieavfall samt kemikalier i fat av olika storlek med en sammanlagd volym av ca 125 m³
- Förorenad jord och slam i fat, ej angiven volym.
- Tomfat, ca 2 300 stycken.

Utöver förorenat avfall hade färdiga produkter, användbar processutrustning, skrot och liknande återvinningsbart tidigare transporterats bort från området.

5.4 Åtgärder utförda efter 1982

5.4.1 Borttransport av avfall efter 1982

Borttransport av avfall påbörjades under hösten 1981 (se kapitel 5.3.6). Först under 1985 hade allt avfall borttransporterats.

5.4.2 Pumpning av dräneringsvatten

Brunnarna inom det södra området uppvisade stora skillnader i kapacitet. Någon samlad bild av hur stora uttag som skett går inte att få, men enligt IVL (1985) uppgick medeluttaget under perioden nov. 1980 till juli 1981 till mindre än 1 m³/d i brunn 1, 1-3 m³/d i brunn 2, 3, 4 och 6 samt 7-10 m³/d i brunn 5, 7 och 8.

Efterhand som föroreningshalterna i brunnarna inom det södra området sjönk togs de ur drift och under andra halvåret 1984 var endast

brunn 4, 7 och 8 i drift. Brunn 8 hade kopplats till det kommunala dagvattensystemet. Syftet med brunnen var att torrlägga en källare i den intilliggande verkstadsbyggnaden. Det uppfordrade vattnet betecknades som rent (IVL, 1985).

Brunn 4 stängdes under 1986. Under det påföljande året utfördes försök att stänga även brunn 7. Försöket visade enligt IVL (1988a) att "ingen större förhöjning av fenoxisyrhalten kunde konstateras i Braån utom vid ett tillfälle". Orsaken till denna förhöjning, som uppgick till några µg/l av främst MCP, kunde inte förklaras eller sättas i samband med avstängningen av brunnen.

Under 1988 utfördes en sammankoppling av dräneringssystemen inom området norr om järnvägen. Efter sammankopplingen utfördes pumpning till dammen från enbart brunn 9.

5.4.3 Sanering av betonggolv och underliggande jordlager i Exact Tekniks lokaler under oktober – november 1986

Vid en inträffad skada på betonggolvet i Exact Tekniks lokaler, som var inrymda BT Kemi's tidigare tapp- och formuleringsbyggnad konstaterades att betongen var gulfärgad inom ett område i förhallen till lokalen. Analyser visade att det rörde sig om dinoseb (IVL, 1986a och b).

På grund av fyndet av föroreningar gav länsstyrelsen IVL i uppdrag att utföra undersökningar och kartlägga föroreningsituationen samt medverka som kontrollant vid saneringsarbetet. Föroreningar påvisades förutom i den ovan nämnda förhallen i golvet också i ett tidigare vågrum som använts av BT Kemi.

Ytskiktet av betonggolvet i förhallen bilades upp. Härvid påvisades gulfärgning av betongen (ett tecken på dinosebförorening) på en yta ca 0,5*1 m. Gulfärgningen började ca 1 cm under golvytan och trängde ner till ca 5 cm. De underliggande jordlagren var inte förorenade. Ny betongbeläggning påfördes den gamla.

I vågrummet konstaterades föroreningar av fenoxisyror och klorfenoler i såväl golv som underliggande jordlager. Betonggolvet bilades upp inom en yta av ca 1,5*4 m och ersattes med ny betong. Det framgår inte av tillgängliga handlingar om de förorenade jordlagren under golvet schaktades upp, men enligt Bjurhem (2003) skedde detta. De förorenade massorna transporterades troligtvis till det norra området.

5.4.4 Omhändertagande av schaktmassor vid utbyggnad av järnvägen

Inför utbyggnad av dubbelspår inom undersökningsområdet utfördes undersökning av föroreningsinnehållet längs det nya spårets sträckning. Spåret lades söder om det befintliga, d.v.s. på det södra området. Resultatet av utförda analyser har redovisats och kommenterats av IVL (1992). Av handlingarna framgår inte närmare var proven är tagna och uppgifter om lägena har inte gått att få fram genom eftersökningar hos Banverket. Provtagningen visar dock på viss påverkan av föroreningar (<0,1 mg/kg TS för klorfenoler och <0,4 mg/kg TS för fenoxisyror) i de undersökta proven som var tagna på 2-3 m djup.

Vid det efterföljande anläggningsarbetet lades schaktmassorna upp inom området mellan järnvägen och dammen (Lans, 2003). Uppgifter om vilka volymer som hanterades saknas.

5.4.5 Förstärkning av skyddsvall mot Braån m.fl. markarbeten under 1989

Den befintliga skyddsvallen mot Braån förstärktes på några ställen under 1989. Lägsta krönhöjd sattes till +27,2 och vallens lutningar till 1:2 (IVL, 1988b). Som vallbyggnadsmaterial användes jord som fanns upplagd inom det södra området. Upplaget omfattade 800-900 m³. Mindre än hälften av denna volym beräknades användas för vallförstärkning. Resten skulle användas för avjämning av området söder om dammen.

Det framgår inte av handlingarna om jorden härrörde från BT Kemi-området eller om den tillfördes utifrån. Uppgifter om beskaffenheten redovisas inte.

I samband med vallförstärkningen rensades Braån. Bottennivån var satt till +24,0 vid järnvägsbron och +23,5 i höjd med det norra områdets västra gräns.

Vidare fylldes sänkbrunnarna 1, 2, 4 och 11 igen med "fyllnadsjord" till marknivå.

5.5 Genomförda behandlingsförsök

Under slutet av 1970-talet utfördes olika försök med behandling av förorenad jord och förorenat dräneringsvatten från BT Kemi-området av både VIAK (1976b) och IVL (1978a). Behandlingsförsöken med förorenad jord omfattade förbränning och kompostering. Försöken

med dräneringsvattenrening omfattade tester med aktivt kol samt biologisk och kemisk behandling. Försöksresultaten, fränsett de som avser kompostering, bedöms dock vara av begränsat intresse sett mot bakgrund av nu gällande åtgärdsföresättningar.

Under senare delen av 1990-talet bedrevs försök med bevattning av Salixodling med det primära målet att bedöma möjligheten att etablera en gröda för att reducera/eliminera behovet av pumpning av dräneringsvatten till Landskrona reningsverk (Larsson, 1999).

Komposterings- och Salixförsöken redovisas kortfattat nedan.

5.5.1 Komposteringsförsök

Under 1976 utfördes försök med kompostering av förorenad jord från BT Kemi (VIAK, 1976b). Försöken utfördes med 3 m³ kontaminerad jord som samkomposterades med bark och röt slam i volymförhållandet 1:1:1. Försöken pågick under 55 dygn.

Ingångshalterna i komposten var ca 700 mg/kg TS för fenoxisyror räknat som summan av 2,4-D, 2,4-DP, 2,4,5-T och 2,4,5-TP, ca 300 mg/kg TS för klorfenoler räknat som summan av 2,4-diklorfenol, 2,4,5-triklorfenol och 2,4,6-triklorfenol samt 17 mg/kg TS för klor-kresoler.

Vid försöksperiodens slut uppgick reduktionen till mellan 70 och 99 %. Högst reduktion uppvisade klor-kresoler och fenoxisyror. Lägst reduktionsgrad (ca 70 %) uppvisade 2,4,5-triklorfenol.

Även IVL utförde komposteringsförsök med förorenad jord (IVL, 1978a, Bilaga O). Försöken utfördes i laboratorium vid olika blandningsförhållanden mellan förorenad jord, bark och röt slam. Behandlingstiden anges inte.

Ingångshalterna i ursprungsjorden var ca 33 mg/kg räknat som summan av MCPA, MCPP, 2,4-D, 2,4-DP, 2,4,5-T och 2,4,5-TP, ca 2 mg/kg räknat som summan av diklorfenoler, 2,4,5-triklorfenol, 2,4,6-triklorfenol, tetraklorfenoler och pentaklorfenoler samt ca 9 mg/kg av klor-kresoler.

Högst reduktionsgrad erhöles vid blandningsförhållandet 1:1:0,5 (jord:bark:slam). Fenoxisyror reducerades med 90 % eller mer (dock ej 2,4,5-TP som förekom i klart lägst halt, ca 0,3 mg/kg). Klor-kresoler reducerades med 80 %. Reduktionen för klorfenoler varierade

de inom vida gränser: Hög för 2,4,6-triklorfenol (>90 %) och låg för 2,4,5-triklorfenol (<20 %). Halten klorfenoler och klorresoler i avgången av gas från komposterna undersöktes också, och befanns vara låg.

Vid båda försöken drogs slutsatsen att kompostering är en tekniskt möjlig destruktionsmetod.

5.5.2 Försök med Salixodling

Under 1997-1999 bedrevs försöksodling med Salix inom det norra området (Larsson, 1999). Syftet med studien var att bedöma möjligheterna att på området etablera en gröda med dels en hög avdunstningskapacitet (stor specifik bladyta) för minskning av vattenmängderna, dels ett utbrett rotsystem för stimulering av den mikrobiella aktiviteten i marken.

Tre försöksytor om vardera 1000 m² iordningställdes vintern 1996/1997. Ytorna var belägna i området söder om lakvattendammen. Ingen markbearbetning eller markberedning utfördes utan plantering skedde direkt i de befintliga marklagren. Ytorna ogräsbehandlades dock med glyfosat före planteringen, vilken skedde våren 1997. Vatten från lakvattendammen tillfördes via hålförsedda PEM-slangar under tre växtsäsonger (maj-oktober) med i medeltal 5 mm/dygn.

Bevattningen fungerade utmärkt med en säker och jämn vattentillförsel. Någon lukt i samband med bevattningen noterades inte. Tillväxten var god trots de ogynnsamma förutsättningarna (se figur 5.5:1). Efter det tredje året (med beskärning efter det första året) var skotten överlag 3-4 m höga. Mot bakgrund av den relativt goda tillväxten verkade inte de aktuella marklagren eller dräneringsvattnet vara toxiska för Salix. En bedömning som gjordes var att tillväxten med normal markberedning kan ge normal avkastning av Salixved (10-12 ton TS/ha/år) på området med bevattning av dräneringsvatten från området.



Figur 5.5:1. Salixbestånd inom det norra området

En florainventering utfördes inom de bevattnade ytorna under det tredje året vid två tillfällen (figur 5.5:2). Sammanlagt 102 olika kärlväxter påvisades, varav ca 25 % utgjordes av gräs eller halvgräs. Ingen av de funna arterna är ovanliga i Skåne. Under försökets gång noterades också att fisk fanns i lakvattendammen. Vidare observerades bl.a. skarv, gråhäger och beckasin inom området.



Figur 5.5:2. Växtetablering inom bevattnade ytor

Följande slutsatser drogs med stöd av försöksresultaten:

- Det är möjligt att på området etablera Salix som kan bevattnas med dräneringsvatten.
- Vid utökning av bestånden till ca 1 ha kan allt vatten som transporteras till Landskrona avloppsreningsverk användas för bevattning.
- Förutom avdunstning av dräneringsvatten kan förväntas mikrobiell nedbrytning av organiska föreningar i rotzonen.
- Variation med andra lämpliga växtslag bör eftersträvas för att berika landskapsbilden och naturupplevelsen.
- Området kan sannolikt iordningställas till ett naturområde med rik flora och fauna.

5.6 Sammanfattning

5.6.1 Mål och strategier

Någon konkret målbeskrivning för genomförda sanerings- och skyddsåtgärder finns inte redovisad i tillgängliga dokument. Det övergripande målet var dock att reducera riskerna för skador på människor och omgivande miljö till följd av föroreningsförhållandena inom BT Kemi-området. Mer detaljerade eller konkreta åtgärdskrav (t.ex. uttryckta som haltnivåer eller mängder) tycks inte ha formulerats.

När det gäller planerade strategier för åtgärder sammanfattades detta av IVL (1978a) enligt följande:

- Omedelbara åtgärder att säkra kontaminerade massor och behandla dräneringsvatten från området. Åtgärderna omfattade anordnade av spont, komplettering av befintligt dräneringssystem samt uppsamling och behandling av dräneringsvattnet.
- Inventering och klassificering av avfall inom fabriken. Destruktion av avfallet, i första hand genom förbränning, förordades och valdes senare som åtgärd.
- Klassificering av förorenade jordmassor med hänsyn till lämplig behandlingsmetod. Efter olika övervägande valdes följande åtgärder: (1). Lakning genom uppsamling av grundvatten från det södra området. (2) Lakning, men kombinerat med infiltration av vatten i en särskild infiltrationsledning (forcerad lakning) för det norra området och (3) Behandling av uppumpat grundvatten i filter med aktivt kol med efterföljande biologisk behandling i kommunalt avloppsreningsverk. Vid en totalhalt av aktuella föroreningar under 0,5 mg/l bedömdes kolfiltret kunna kopplas ur. Forcerad lakning bedömdes kunna genomföras under en period om 5-6 år.

5.6.2 Måluppfyllelse

Som nämnts inledningsvis i detta kapitel finns en samlad beskrivning av åtgärder utförda fram till hösten 1977 i KVK (1978). För de efterföljande sanerings- och skyddsåtgärderna saknas en samlad och mer fyllig beskrivning av förloppen och de uppnådda resultaten. När det gäller utfallet av de valda strategierna kan dock generellt konstateras att:

- Resultatet av säkringsåtgärderna blev framgångsrikt. Medelhalterna av fenoxisyror i Braån nedströms BT Kemi sjönk enligt IVL (1983) markant från storleksordningen 10-15 µg/l (1977-1980) till ca 2 µg/l (1981-1983). Även medelhalten av klorfenoler sjönk under samma period, dock inte så markant som för fenoxisyror (från 0,5-1,0 till ca 0,2 µg/l). Effekten får i första hand tillskrivas dräneringen av grundvatten inom dammområdet och fabriksområdet. Den utförda vallen och bentonitskärmen har sannolikt främst inneburit att mängden dräneringsvatten kunnat begränsas.
- Resultatet av saneringen och omhändertagandet av kemikalierester blev också framgångsrikt. Betydande mängder kemikalieavfall insamlades och överlämnades för destruktions. Kontrollgrävningar, sökningar med metalldetektor har genomförts över i stort sett hela industriområdet. Även om det inte kan uteslutas att kemikalierester kvarlämnats torde mängderna varit förhållandevis små sett i relation till utgångsläget och inte på något avgörande sätt påverkat effekten av åtgärderna.
- Resultatet av lakningarna visade på snabba effekter i början och halterna av fenoxisyror och klorfenoler i dräneringsvattnet och dammvattnet sjönk snabbt under de inledande åren 1978-1983 (IVL, 1983). Jämförelsen försvåras dock av att uppföljningarna under de första tre åren avsåg dräneringsvattnet (d.v.s. uppumpat grundvatten) och därefter dammvattnet. Nedbrytningsprocesser och gasavgång kan ha inverkat på dammvattnets beskaffenhet. Under 1978 beräknas 4 000 kg fenoxisyror och 520 kg klorfenoler ha omhändertagits i uppumpat grundvatten. Under 1982 uppgick mängderna till 45 resp. 1 kg, men mängderna är således inte jämförbara med varandra på grund av att analyser har utförts på olika vatten.
- Under 1980-talet stängdes i omgångar brunnarna inom det södra området och lakningen ansågs kunna brytas definitivt utan att effekter av betydelse skulle uppstå på Braån. Syftet med saneringsåtgärden kan därmed anses vara uppfyllt. Det är dock inte möjligt att med utgångspunkt från undersökningsrapporter som togs fram för utvärdering av pumpningarna under 1980-talet (bl.a. IVL, 1985 och IVL, 1988a) avgöra vilka effekter pumpning inom det södra området haft på föroreningshalter och -mängder inom området och om dessa effekter var bestående. Några stoppkriterier för pumpningarna finns inte redovisade.

Sammantaget kan man konstatera åtgärderna beträffande den omedelbara säkringen av området samt kemikaliesaneringen uppfyllde målsättningarna, medan lakning av förorenade jordmassor är svårare att bedöma, eftersom klara stoppkriterier för pumpningen inte formulerades från början och uppföljningen av lakningsförloppet inte är konsekvent genomförd.

5.6.3 Utfyllnader inom det norra området

Med utgångspunkt från kartmaterial som tagits fram vid olika tidpunkter under 1976-1978 samt under 2003 har utfyllnader utförda inom det norra området efter 1976 kunnat lokaliseras (se kartbilaga 2) I kartbilagan anges utfyllnader med större mäktighet än 0,5 m. Eftersom det saknas relationsritningar över utfyllnadernas lägen i plan och djup samt innehållet i desamma bör utfyllnadskartan betraktas som orienterande och inte en exakt beskrivning av förhållandena.

6 Geologiska och hydrologiska förhållanden

6.1 Underlagsmaterial

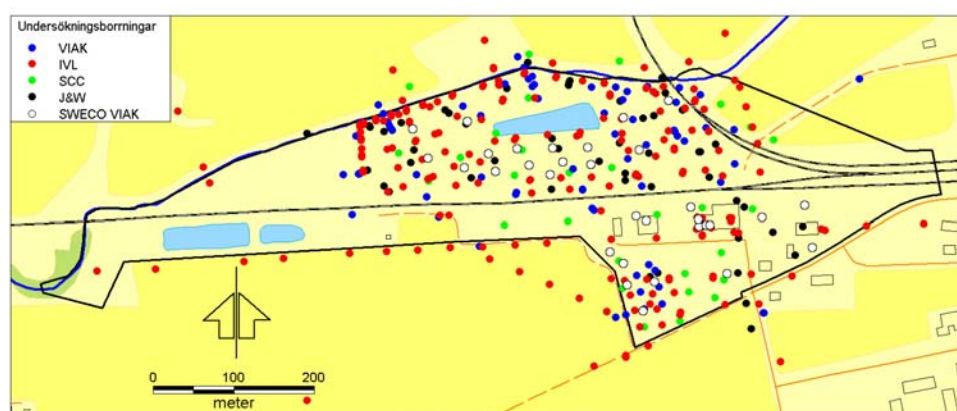
En översiktlig bild av jordlager- och berggrundsförhållanden ges i SGU's kartblad (Ringberg, 1987, Sivhed m.fl., 2001). Uppgifter om regionala geologiska förhållanden behandlas också av Malmberg Persson (1988) i en doktorsavhandling.

Information om jordlager-, berggrunds- och grundvattenförhållanden inom undersökningsområdet finns i främst följande utredningar:

- VIAK (1976a). Jordprovtagning utfördes i 52 punkter (43 med skruvborr och 9 med vibrationslod, de senare i dammar). Flertalet punkter utfördes inom området norr om järnvägen, men några även inom deponiområde 1. I 13 punkter i anslutning till skruvborrhålen installerades 50 mm stålrör med hjälp av rördrivningsutrustning för grundvattennivåmätningar och provtagning. Ett av dessa rör nedfördes i den övre delen av berggrunden.
- IVL (1978a, Bilaga F och G:2). Jordprovtagning utfördes i 140 punkter med skruvborr. För att undersöka huruvida berggrunden var förorenad eller ej utfördes tre bergborrhål med linstöt i dimension 115 mm. Merparten av borrhålen var lokaliserade norr om järnvägen. I anslutning till skruvborrhålen installerades 21 portryckspetsar med diametern 25 mm. Grundvattennivåmätningar utfördes förutom i portryckspetsarna och bergborrhålen även i 18 grundvattentrör, vilka installerades av VIAK under 1976 och 1977.
- J&W (1998a). Jordprovtagning utfördes i 19 punkter med skruvborr. Flertalet punkter utfördes inom dammområdet norr om järnvägen, men några även inom deponiområde 1. I 14 skruvborrhål installerades 50 mm grundvattentrör av PEH. I 14 punkter installerades BAT-spetsar. Mätning av grundvattennivåer utfördes även i 15 äldre punkter. J&W utförde även provgroppgrävning i 5 punkter för lokalisering av bentonitskärmen.
- SCC (2000). Jordprovtagning utfördes i 26 punkter med skruvborr, varav flertalet punkter var lokaliserade söder om järnvägen. I samtliga borrhål installerades 50 mm grundvattentrör av PEH för mätning av grundvattennivåer och provtagning. Dessutom utfördes 2 provgropar, öster och norr om den mekaniska verkstaden.

- SWECO VIAK (2003b). Jordprovtagning utfördes i 26 provgropar som tagits upp med hjälp av traktorgrävare. Groparna placerades i utfyllnadsområden såväl norr som söder om järnvägen. Vidare utfördes jordprovtagning i sex punkter med skruvborr inom eller i direkt anslutning till byggnader söder om järnvägen.

Informationen om geologi och grundvattenförhållanden inom undersökningsområdet är koncentrerad till BT Kemi's fabriksområde. Av figur 6.1:1 framgår lägena för undersökningsborrningar utförda inom och i anslutning till BT Kemi.



Figur 6.1:1. Undersökningsborrningar och provgropar.

Uppgifter om lagerföljder, utformning av provtagningsrör och grundvattennivåer har lagrats i GeoAtlas.

6.2 Geologiska förhållanden

6.2.1 Jordlager

Den principiella uppbyggnaden av jordlagren kan med hänsyn till sammansättning och bildningsförhållanden beskrivas med ett begränsat antal lagerenheter. Från markytan och nedåt kan i tur och ordning följande enheter urskiljas.

Fyllning, som förekommer i princip inom hela området med varierande mäktighet. Fyllningen består av bygg- och rivningsavfall, produktionsavfall samt omfördelade och påförda schaktmassor (sand, moränlera, kritkalksten, lera, m m).

Svämsediment är postglaciala avlagringar, som har avsatts inom Braåns dalgång. Lagerheten omfattar omväxlande lager med sand, silt och ler med varierande innehåll av organiskt material (gyttja och torv). Inom undersökningsområdet förekommer svämsediment upp till järnvägen, men har delvis omgrävts och ersatts med fyllning. Lagerenhetens överyta ligger efter dessa omgrävningar på ca +25. Den ursprungliga avsättningsnivån torde ha legat vid ca +26,5, vilket är den nivå sedimenten når upp till norr om Braån.

Övre glaciala sediment som byggs upp av växlande lager av finsediment (silt och lera) med inslag av sand, grus och morän. Övre glaciala sediment kan förekomma över hela området som mer eller mindre sammanhängande linser eller lager. Mäktigheten bedöms som mest uppgå till ca 2 m.

Övre morän som huvudsakligen omfattar moränfinleror med inslag av kalksten, sorterad lera, silt eller sand. Enheten täcker i princip hela området. Mäktigheten uppgår normalt till en eller ett par meter.

Undre glaciala sediment som huvudsakligen byggs upp av finkorniga sediment (lera och silt) med skikt av sand. Lagerheten förekommer över hela området med en mäktighet som kan uppgå till flera meter.

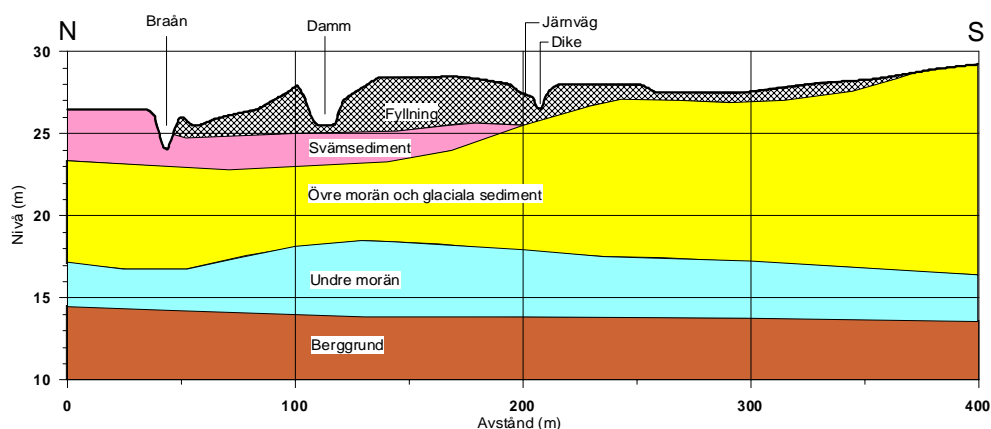
Undre morän förekommer inom hela området som ett sammanhängande upp till ca 5 m mäktigt täcke ovanpå berggrunden. Enheten byggs upp av fast lagrade massiva, leriga moräner och morängroveror. Moränen ligger i regel direkt på berggrunden, men det kan inte uteslutas att sorterade sandlager kan finnas lokalt i sänkor i berggrunden.

Den sammanlagda jordlagermäktigheten uppgår till ca 12-14 m.

I föreliggande studie har en samlad geologisk tolkning utförts och ett försök gjorts till interpolation mellan utförda borrhningar avseende ovan nämnda lagerenheter. Den visar att enheterna övre glaciala sediment, övre morän och undre glaciala sediment är mycket svåra att avgränsa i vertikal- och horisontalled med utgångspunkt från tillgängligt underlagsmaterial (geotekniska borrhprofiler) på grund av att dessa lagerenheter består av växlande lager med likartad jordartssammansättning. I denna studie har därför en förenklad geologisk tolkning gjorts, varvid dessa enheter slagits samman till en sammanhängande enhet.

IVL (1978a, Bilaga F) redovisade med utgångspunkt från det då föreliggande materialet en indelning av jordlagerföljderna där de tre ovan nämnda lagerenheterna urskiljs. Vår uppfattning är att denna tolkning inte har stöd i det redovisade underlagsmaterialet.

Den principiella geologiska uppbyggnaden av området illustreras av sektion i figur 6.2:1.



Figur 6.2:1. Sektion från norr till söder genom området visande den principiella geologiska uppbyggnaden.

Den geologiska tolkningen har även omfattat en textuell tolkning, varvid samtliga lagerenheter har klassificerats med hänsyn till dominerande jordartssammansättning. Klassningen har utförts med utgångspunkt från redovisat underlagsmaterial från utförda borrhningar. Följande indelning har använts:

- Matjord (mullhaltig jord)
- Fyllning (avfall, rivningsmassor och dylikt)
- Fyllning (ospecificerad)
- Organiska avlagringar
- Finsediment, (lera och silt, $\varnothing < 0,06$ mm)
- Grovsediment, (sand och grus, $\varnothing > 0,06$ mm)
- Blandkorniga jordarter (morän och moränleror)
- Berg (konsoliderat material)

Den texturella klassificeringen har använts för att lokalisera förekomst av genomsläppliga jordarter bestående av grovsediment. Analysen visar att grovsediment förekommer inom stora delar av området. Inom det norra området finns ett i det närmaste sammanhängande lager av grovsediment inom nivåintervallet +23 - +24 (se kartbilaga 3). De

identifierade grovsedimenten består av både svämsediment och övre glaciala sediment.

6.2.2 Berggrund

Fyra av de borringar som utförts inom området har nått ner i berggrunden (VIAK, 1976a och IVL, 1978a Bilaga F). Berggrundsytan har vid dessa borringar påträffats på nivåer omkring +13-15 och genom-borrade berglager har bedömts utgöras av Kågerödslager.

Det berggrundsgeologiska kartbladet över området (Sivhed m.fl., 2001) bekräftar att den ytbildande berggrunden inom huvuddelen av undersökningsområdet utgörs av sand- och lersten från övre Trias (Kågerödslager). Dessa varierar i hårdhetsgrad och kan utgöras av helt löst lagrad sand och lera.

Kågerödslagren vilar på silurisk skiffer och enligt berggrundskartan är silurisk skiffer ytbildande inom den allra västligaste delen av undersökningsområdet. Läget för berggrundsgränsen, som har sydvästlig-nordostlig riktning, är dock något osäker.

Den siluriska skiffern har en mäktighet av flera hundra meter. På grund av förkastningar uppvisar Kågerödslagren olika mäktigheter. Några hundra meter norr om undersökningsområdet visar borringar en mäktighet på ca 10 m, medan borringar utförda strax utanför undersökningsområdets södra och östra gränser uppvisar mäktigheter på 80-90 m.

I figur 6.2:2 redovisas en översiktlig bild av ytbildande bergarter inom området i anslutning till Teckomatorp. Kartbilden bygger på Sivhed m.fl., 2001.

Stora vertikala rörelser har således skett i berggrunden. Förkastningarnas riktning och lägen är dock inte helt kända. I samband med IVL's undersökningar 1978 utfördes gravimetriska mätningar som antydde en sprickzon i berggrunden med nordostlig-sydvästlig riktning. Zonen genomkorsar området under den östra delen av den befintliga dammen (IVL, 1978a Bilaga F).



Figur 6.2:2. Ytbildande bergarter.

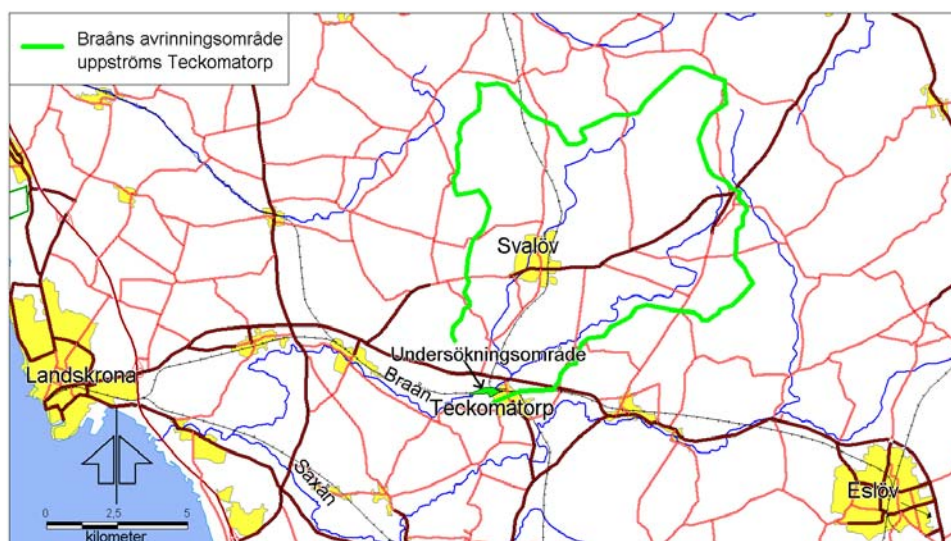
6.3 Nederbörd och avdunstning

Enligt SMHI (1980) uppgick normalnederbörden vid SMHI-stationen 5356 i Svalöv under perioden 1931-60 till 836 mm (korrigerade värden). Den verkliga avdunstningen för samma period har av SMHI uppskattats till 552 mm, vilket ger en medelavrinning på 284 mm per år eller 9,0 l/s km².

6.4 Ytvattenförhållanden

Undersökningsområdet är beläget i Braåns avrinningsområde, som i sin tur utgör en del av Saxåns avrinningsområde. Avrinningsområdet uppströms undersökningsområdet uppgår till ca 80 km², d.v.s. en knapp fjärdedel av hela avrinningsområdet för vattensystemet Saxån-Braån (362 km²).

Braåns avrinningsområde gränsar i norr till Rååns och Vegeåns avrinningsområde, samt i söder och öster till Saxåns avrinningsområde. Ån och dess förgreningar sträcker sig i nordost ända fram till Söderåsens sydslutning sydväst om Konga (figur 6.3:1).



Figur 6.3:1. Avrinningsområden.

Braåns avsnitt uppströms Teckomatorp är ca 17 km långt, med en total fallhöjd på ca 100 m. Det återstående, ca 14 km långa vattendragsavsnittet nedströms Teckomatorp är betydligt flackare, med en fallhöjd på knappt 20 m fram till sammanflödet med Saxån.

Avrinningsområdet består till ca 80 % av åkermark (Ekologgruppen, 1986). Områdets stora åkerarealer präglar vattendragen, dels genom att omfattande sträckor är rätade och många mindre bäckar kulverterade, och dels genom igenväxning som till stor del beror på läckage av näringsämnen från åkrarna.

Det finns inga större sjöar inom avrinningsområdet. De största vattenmagasinen utgörs av två mossar, Baremosse och Revlinge mosse, belägna nordväst respektive nordost om Svalöv. Den sistnämnda mossen dräneras delvis till Vegeåns avrinningsområde.

Vattenföringen i Braån vid Asmundtorp (ca 1 km uppströms utloppet till Saxån) varierade under 1995-2003 mellan 0,1 och 8,9 m³/s, med ett medelvärde på 1,3 m³/s (mätningar en gång om månaden, redovisade i www.agerod.com/saxan). Motsvarande medelflöde för Braån vid undersökningsområdet torde uppgå till ca 1,0 m³/s.

De uppmätta flödena stämmer tämligen väl överens med SMHIs beräkningar (IVL 1978a) som för Braån vid Teckomatorp uppgav högsta högvatten till 16 m³/s, normal/medelvattenföring till 0,7 m³/s

(vilket motsvarar en medelavrinningen på 8,8 l/s km²) och lägsta lågvattenföring till 0,01 m³/s.

Under året sker stora fluktuationer i vattenföring, som en följd av avsaknaden av sjöar och andra större utjämningsmagasin, men också på grund av de stora utdikningarna och dräneringar av våtmarker som skedde under 1800-talet (Ekologgruppen 1986).

6.5 Grundvattenförhållanden

6.5.1 Grundvattenmagasin

Med utgångspunkt från lagerföljdsbeskrivningen i kapitel 6.2.1 och 6.2.2 kan två grundvattenmagasin identifieras. Det övre grundvattenmagasinet omfattar grovsediment i lagerenheterna fyllning, svämsediment och glaciala sediment. Inom områden där övre morän utgör ytbildande jordart kan även den översta delen av denna morän, som är påverkad av klimat och vegetation, hänföras till det övre grundvattenmagasinet. Detta är således mycket heterogent i sin uppbyggnad och hydrauliska konduktivitet.

Det undre grundvattenmagasinet omfattar berggrundens övre delar. Även detta magasin är mycket heterogent beroende på skiftningar i lagerföljder, bergartsövergångar och tektoniska rörelser.

De två magasinerna skiljs åt av en barriär bestående av finkorniga jordlager ingående i lagerenheterna övre morän och glaciala sediment samt undre morän. Barriärens mäktighet bedöms uppgå till ca 6 m i anslutning till Braån och öka i mäktighet mot söder till mäktigheter på ca 12 m inom den sydligaste delen av undersökningsområdet.

Den ovan redovisade konceptuella modellen över grundvattenmagasinens uppbyggnad avviker från den som beskrivs av IVL (1978a Bilaga G:2). IVL's modell omfattar förutom de ovan beskrivna ytterligare två magasin; ett som hänförs till de undre (intermoräna) sedimenten och ett till den undre moränen. IVL redovisar flödesnivåkartor för de fyra grundvattenmagasinerna.

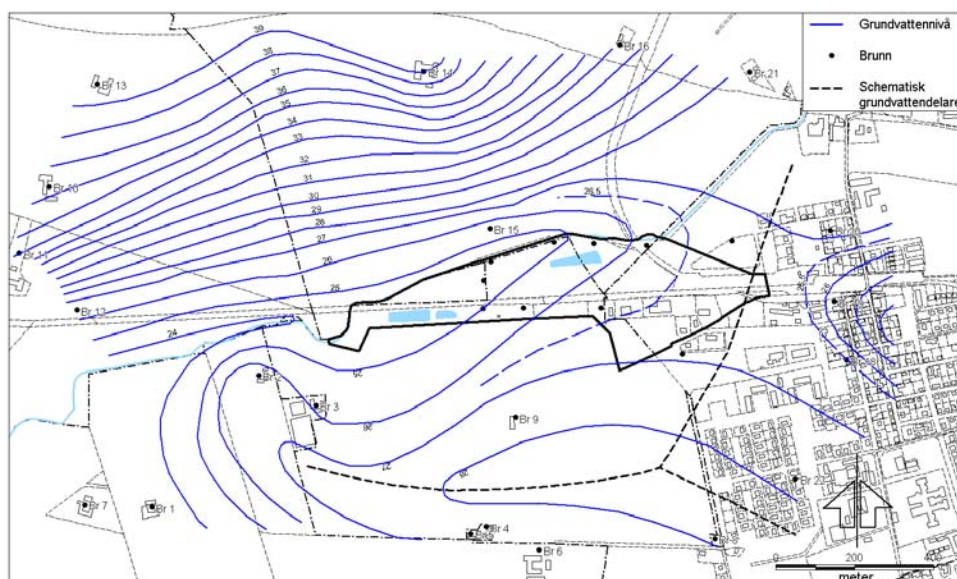
Vår bedömning är att lagerenheterna övre och undre morän inte kan definieras som grundvattenmagasin. Enheterna består till övervägande del av silt och ler med en vattenförande kapacitet som väsentligt understiger såväl det övre som det undre grundvattenmagasinets kapacitet.

Vattenomsättningen sker således i antingen det övre magasinet i jordlagren eller i det undre i berggrunden. De mellanliggande jordlagren svarar för en helt underordnad del av den horisontella transporten av grundvatten. Trots den relativt sett låga hydrauliska kapaciteten kan man dock utgå från att det sker ett visst om än ringa vertikalt vattenutbyte genom dessa mellanliggande jordlager. De utgör således inte en barriär i den betydelsen att de helt förhindrar vattenutbyte mellan de båda grundvattenmagasinen.

Vattentransportens storlek beror på den hydrauliska (vertikala) konduktiviteten i barriären och tryckskillnaden i grundvattnet mellan de båda magasinen. Trycknivån i det undre magasinet, berggrunden, är i allmänhet näst intill artesiskt och i nivå med eller högre än nivån i det övre magasinet. Endast lokalt vid dammen i det norra området är trycknivån något högre i det översta magasinet. Den ringa vattentransport som sker är därför i huvudsak riktad uppåt.

6.5.2 Översiktlig flödesbild

En översiktlig undersökning av det övre grundvattenmagasinets nivåer utfördes av VIAK (1976a). Mätningarna, som utfördes inom ett ca 3 km² stort område öster om Teckomatorp, visade att grundvattennivåerna i stort sett följer markytans topografi och med riktning mot Braån. Vattendelare mot Saxån kunde urskiljas dels söder och dels öster om BT Kemi-området. (se figur 6.5:1). Vattennivåerna i det övre magasinet styrs i hög grad av dräneringsledningarna och dränerande spill- och dagvattenledningarna samt ledningsgravarna. Den i figuren redovisade bilden är generell och lokala avvikelser kan förekomma. Även om mätningarna är utförda för flera år sedan torde den översiktliga flödesbilden vara giltig även i dag.



Figur 6.5:1. Nivåer i det övre grundvattenmagasinet, juni 1976 (VIAK 1976a).

Någon regional undersökning av grundvattenförhållandena i berggrunden i anslutning till Teckomatorpsområdet är inte känd. Sannolikt utgör åarna Braån och Saxån dränagevägar även för berggrunden genom att läckage av berggrundsvatten sker till det övre grundvattenmagasinet inom dalgångarna.

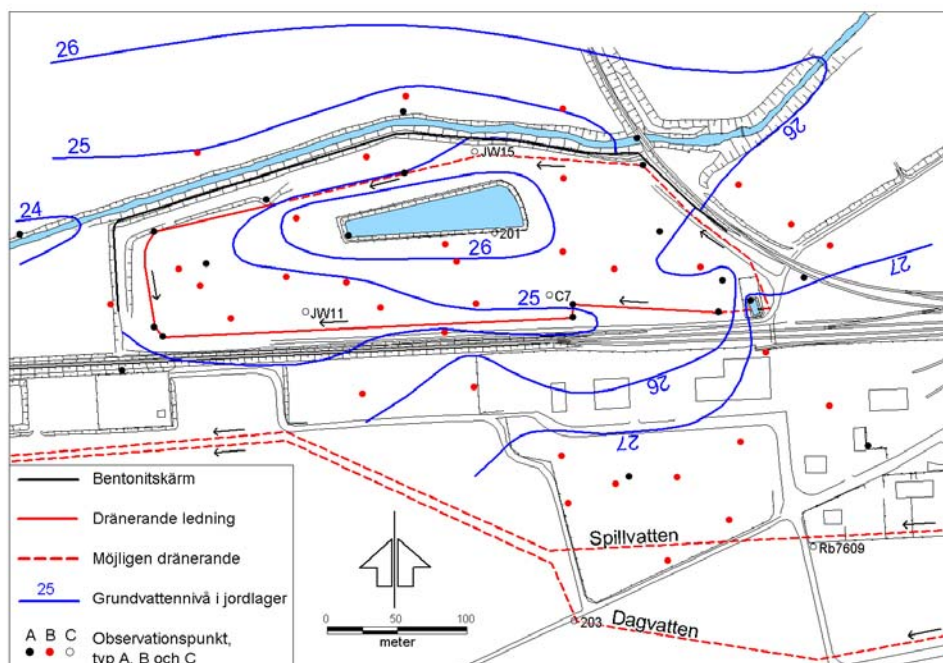
Det hydrogeologiska kartbladet över Skåne (Gustafsson, 1999) ger en viss information om uttagsmöjligheter och kemisk beskaffenhet. Kågerödslagren, som utgör ytbildande berggrund inom huvuddelen av undersökningsområdet, har mycket begränsade uttagsmöjligheter med mediankapacitet understigande 600 l/h. De siluriska skifferna uppges ha något bättre uttagsmöjligheter med mediankapacitet i intervallet 600 – 2 000 l/h. Inom förkastningszoner eller i anslutning till diabasgångar är vanligtvis den vattenförande kapaciteten väsentligt högre jämfört med förhållandena i icke störda delar av berggrundformationen.

Kågerödslagren präglas av det ofta relativt sett höga saltinnehållet i grundvattnet, vilket hänger samman med bildningsmiljön, som var ökenartad.

6.5.3 Flödesförhållanden inom undersökningsområdet

Nivåmätningar utförda under mars-april 2003 (figur 6.5:2) visar, liksom tidigare utförda mätningar, att vattennivåerna i det övre grundvattenmagasinet styrs i hög grad av dräneringsledningar, speciellt inom områdets norra del. Flödesbilden i den norra delen påverkas dessutom av infiltrationen från den stora dammen samt bentonit-skärmen, som verkar dämmande.

De kommunala spill- och dagvattenledningar som löper söder om området har vid tidigare undersökningar (VIAK, 1976a och IVL, 1978a) bedömts vara dränerande. På grund av avsaknad av lämpliga mätpunkter ger nivåmätningarna utförda under våren 2003 ingen klar information om det sker en dränering av grundvatten till ledningarna eller inte. Det är dock troligt att spillvattenledningen, som är en 800 mm stor ledning från slutet av 1920-talet, är otät och dränerar det övre grundvattenmagasinet. Ledningens vattengång ligger på den aktuella delen på ca +25,0 vilket är ca 2,5 m under grundvattenytan. Nivåmätningarna i grundvattenmagasinet visar dock att det är endast ett begränsat område närmast ledningen som i så fall påverkas.



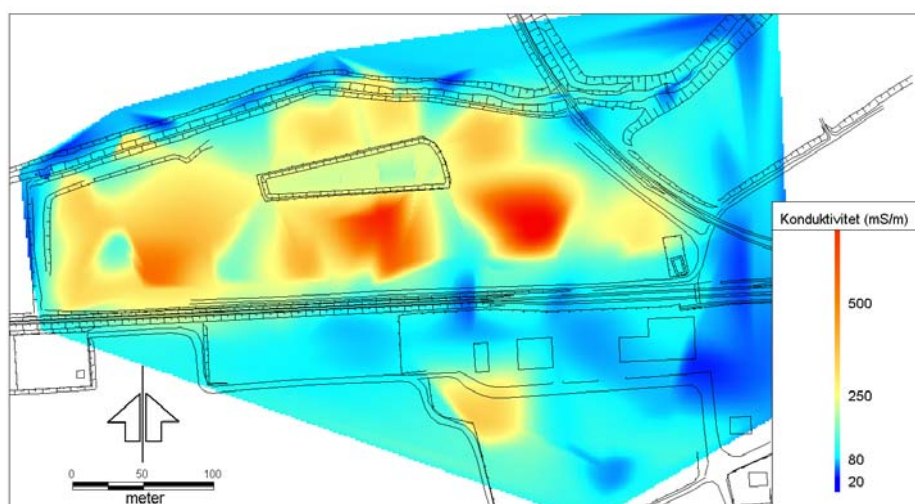
Figur 6.5:2. Nivåer i det övre grundvattenmagasinet, april 2003.

Flödesförhållandena i det övre grundvattenmagasinet inom undersökningsområdet kan också illustreras genom variationer i vattnets elektriska konduktivitet, vilken är ett mått på vattnets salthalt. Då avfall och avloppsvatten från BT Kemi innehöll stora mängder natriumklorid (se kapitel 4.5) är konduktivitetmätningar särskilt användbara för spårämnesmätning inom området.

Under mars-april 2003 mättes vattnets konduktivitet i dräneringsvatten, ytvatten och ytligt grundvatten i ca 150 punkter (SWECO VIAK, 2003b). Ca hälften av mätpunkterna var lokaliserade till Braån, där konduktivitetmätningar utfördes på utläckande grundvatten under åns botten. Mätningarna längs ån utfördes genom att mini-piezometrar trycktes ned för hand i åns botten i ett 30-tal tvärsektioner (tre punkter i varje sektion). Vattenprov togs ut med hjälp av vakuumpump och proven analyserades direkt i fält med konduktivitetmätare.

Mätresultaten illustreras i figur 6.5:3 som en översiktsskild framställd genom s.k. kriging-interpolation. Typiska konduktivitetvärden i ån är ca 40-50 mS/m och i opåverkat ytligt grundvatten ca 60-80 mS/m. Halterna i dammvattnet uppgår till ca 200-250 mS/m och som högst har uppmätts ca 800 mS/m.

Bilden visar att dräneringssystemen fångar upp påverkat grundvatten, men utläckage sker till ån inom två avsnitt, ett norr om dammen och ett nordväst om densamma.



Figur 6.5:3. Vattnets konduktivitet i det övre grundvattenmagasinet, mars-april 2003.

Områden där höga halter av föroreningar påvisats uppvisar också höga konduktivitetvärden i grundvattnet (se kapitel 7.2).

Vid undersökningarna utförda i slutet av 1970-talet utfördes några borrhningar som avslutades i berggrunden (VIAK, 1976a och IVL, 1978a, Bilaga G:2). Vid dessa undersökningar konstaterades att ett högre grundvattentryck rådde i berggrunden än i de övre grundvattenmagasinet inom det norra området. Utläckage av grundvatten från berggrunden till ovanförliggande jordlager ägde således rum vid denna tidpunkt.

En av de under 1978 utförda kontrollbrunnarna i berg finns kvar. Brunnen är belägen intill dammen vid dess södra sida. Mätningar utförda under våren 2003 visar att trycknivån i berggrunden här ligger på ca +26,5, d.v.s. ungefär i nivå med dammens vattenyta, men över vattenytorna i det övre grundvattenmagasinet i omgivningen. Konduktiviteten i borrhålet uppmättes under våren 2003 till ca 65 mS/m, vilket är i nivå med opåverkat grundvatten. Trots att förhållandevis höga vattennivåer har upprätthållits i dammen har läckage således inte ägt rum till berggrunden.

I några djupare observationspunkter i jordlagren har vattennivåer uppmätts som avviker (högre) från nivåerna i det övre magasinet. Dessa avvikelser kan bero på fördröjd dränering från en tidigare situation med högre vattennivåer eller att observationen utförts i en avskild lagerenhet med ett mellantryck i förhållande till berggrund och det övre magasinet.

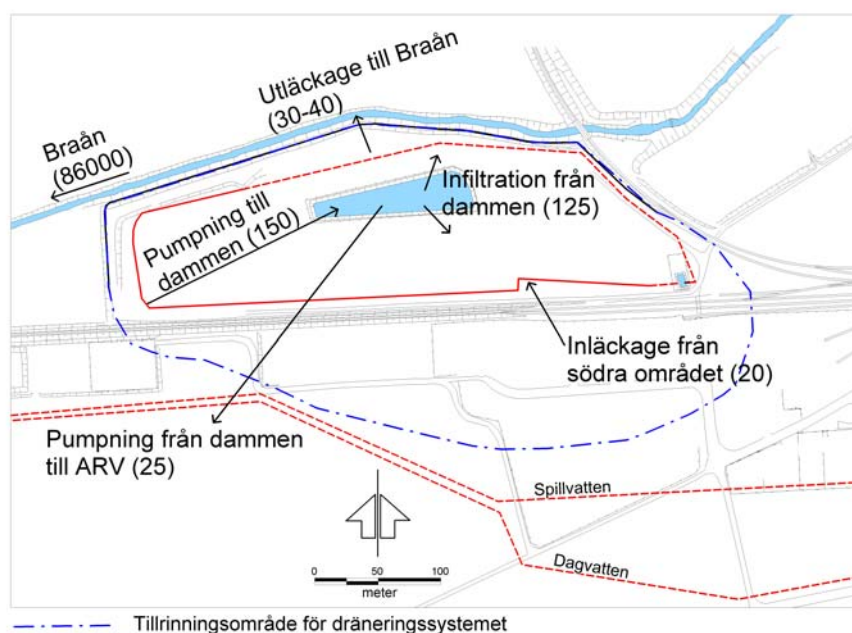
Under juni-juli 2003 utfördes kontinuerliga nivåmätningar i ca 20 punkter inom undersökningsområdet omfattande vattenytor i grundvattentrör och dräneringsbrunnar samt vid öppna vattenytor (SWECO VIAK, 2003b). Syftet med mätningarna var att klarlägga vilka hydrauliska samband som råder inom det övre grundvattenmagasinet samt mellan detsamma och ån.

Effekten av pumpningen av dräneringsvatten studerades genom mätning av nivåförändringar i anslutning till dräneringsvattenledningarna. Med utgångspunkt från mätresultaten bedömdes att den hydrauliska konduktiviteten i det övre grundvattenmagasinet uppgår till i genomsnitt ca $1-5 \times 10^{-5}$ m/s. Mätningarna visade vidare att en hastig nivåhöjning om 0,7 m i Braån inte gav någon effekt inom området innanför dräneringsledningarna. Nivåsänkning i dammen gav inte heller direkt mätbara effekter i det övre grundvattenmagasinet invid dam-

men. Detta indikerar att jordlagren har förhållandevis låg konduktivitet.

6.6 Vattenbalans för BT Kemiområdet

Med utgångspunkt från ovan redovisade uppgifter om avrinnings- och nivåförhållanden etc. har en grov budget för vattenomsättningen för BT Kemiområdet upprättas (se figur 6.6:1). Det studerade området omfattar ett bedömt tillrinningsområde för dräneringssystemet inom det norra området. Budgeten bygger på nuvarande pumpning av vatten från dräneringssystemet, vilken bedöms uppgå till ca 150 m³/d (ca 1,7 l/s) samt det nuvarande uttaget ur dammen för överföring till Landskrona avloppsreningsverk, vilket uppgår till i medeltal ca 25 m³/d (räknat som årsmedeltal). Resterande del, frånsett det som avdunstar från dammens yta, återinfiltrerar i jordlagren och återförs till dräneringsledningarna.



Figur 6.6:1 Vattenomsättningsbudget för dräneringssystemets tillrinningsområde (flöden i m³/d).

Grundvattenbildning (nettonederbörd) inom dräneringssystemets avrinningsområde uppskattas uppgå till i medeltal ca 65 m³/d. Övriga inflöden såsom inläckage från Braån eller inläckage från berggrunden anses försumbara. Förutom i figuren redovisade flöden sker även ett

visst läckage söderut till spill- och dagvattenledningar. Dess storleksordning uppskattas till 5-10 m³/d.

De enskilda posterna i figuren utgör bedömda årsmedelvärden och varje post är behäftad med viss osäkerhet. Förutom osäkerheten i beräkningarna bör också betonas att de årstidsmässiga variationer för vissa av posterna, t.ex. grundvattenbildningen, är betydande.

Som framgår av figuren svarar rundpumpningen av vatten inom det norra området för den helt dominerande enskilda posten i budgeten. Tillförseln via infiltration i dammen bedöms vara 3-4 gånger större än den vattenmängd som infiltrerar via nederbörd inom det norra området.

Vidare bedöms utläckaget till Braån vara av samma storleksordning som borttaget av vatten via pumpning till Landskrona avloppsreningsverk.

7 Föroreningsförhållanden

7.1 Underlagsmaterial

7.1.1 Analyser av jord- och sediment

Information om föroreningar i jord och sediment återfinns i främst nedan angivna utredningar. I tabellen anges antalet prov som analyserats med avseende på respektive ämne/n.

Ämne/n	VIAK (1976a)	IVL (1978a, Bilaga F)	J&W (1998)	SCC (2000)	SWECO VIAK (2003)
MCPA	0	155	10	15	17
MCPP	0	155	10	15	17
2,4-D	34	155	10	15	17
2,4-DP	34	155	10	15	17
2,4,5-T	0	155	10	15	17
2,4,5-TP	34	155	10	15	17
MCPB	0	0	10	0	17
2,4-DB	0	0	10	0	17
Dinoseb	3	35	0	2	17
Monoklorfenoler	0	0	37	55	17
Diklorfenoler	34	235	37	55	17
2,4,5-triklorfenol	34	235	37	55	17
2,4,6-triklorfenol	34	235	37	55	17
Övriga triklorfenoler	0	0	37	55	17
Tetraklorfenoler	0	235	37	55	17
Pentaklorfenol	0	235	37	55	17
Klorkresoler	0	32	0	0	17
Fenoler	0	0	18	2	0
Dioxiner	0	0	2	0	0

Analysdata återfinns även i IVL (1986b), IVL (1992) och IVL (2002). Dessa analysdata har också beaktats i utredningen.

7.1.2 Analyser av grundvatten och dräneringsvatten

Information om föroreningar i grundvatten återfinns i nedan angivna utredningar. I tabellen anges antalet provpunkter som analyserats med avseende på respektive ämne/n. I några fall har mer än ett prov tagits i punkten.

Ämne/n	VIAK (1976a)	IVL (1978a, Bilaga F)	J&W (1998)	SCC (2000)
MCPA	0	3	13	12
MCPP	0	0	0	0
2,4-D	12	3	13	12
2,4-DP	11	3	13	12
2,4,5-T	8	3	13	12
2,4,5-TP	11	3	13	12
MCPB	0	0	13	0
2,4-DB	0	0	13	0
Dinoseb	0	0	3	4
Monoklorfenoler	0	0	12	12
Diklorfenoler	11	3	12	12
2,4,5-triklorfenol	11	3	12	12
2,4,6-triklorfenol	11	3	12	12
Övriga triklorfenoler	0	0	12	12
Tetraklorfenoler	1	3	12	12
Pentaklorfenol	1	3	12	12
Klorkresoler	9	0	0	0
Fenoler	0	0	12	0
Dioxiner	0	0	0	0

Analyser av dräneringsvatten utfördes av SWECO VIAK (2003). Provtogs i fem punkter i dräneringssystemet inom det norra området. Proven analyserades med avseende på fenoxysyror, klorfenoler, klor-kresoler, dinoseb samt övriga pesticider som uppges ha formulerats inom BT Kemi (se kapitel 4.3.6).

Vidare utfördes provtagning och analys av spillvatten i två punkter i den stora spillvattenledningen som korsar undersökningsområdets södra del (SWECO VIAK, 2003b). Ledningens läge framgår av figur

4.6:2. Vattnet analyserades med avseende på samma parametrar som dräneringsvattnet.

7.1.3 Analyser av vatten från Braån och utjämningsdammen

Information om föroreningar i *yt- och dammvatten* finns från de i kapitel 3.7 angivna provtagningsplatserna under perioden 1983-2003. I nedanstående tabell anges antalet prov som analyserats med avseende på respektive ämne/n.

Ämne/n	Braån, uppströms	Braån, nedströms	Dammvatten
MCPA	100	101	102
MCPP	100	101	103
2,4-D	99	100	103
2,4-DP	98	100	101
2,4,5-T	99	100	102
2,4,5-TP	85	86	89
MCPB	0	0	1
2,4-DB	0	0	1
Dinoseb	19	19	20
Monoklorfenoler	29	30	25
Diklorfenoler	47	47	39
2,4,5-triklorfenol	46	47	41
2,4,6-triklorfenol	47	48	41
Övriga triklorfenoler	13	13	14
Tetraklorfenoler	25	25	25
Pentaklorfenol	24	24	24
Klorkresoler	32	32	22
Fenoler	21	21	17
Dioxiner	0	0	0

7.1.4 Provtagningsmetodik

Jordprovtagning har i samtliga genomförda undersökningar utförts med skruvprovtagare. Provtagningen har utförts genom att skruven (med en yttre diameter av ca 75 mm) vridits ned till provtagningsdjupet och därefter dragits upp. Jordproven har därefter skrapats av från det material som kvarhållits på skruvens flänsar. Provtagningen har fortgått genom att skruven förts ned i det öppna borrhålet.

Tekniken, som är väl etablerad och dominerande jordprovtagningsmetod i Sverige vid geotekniska undersökningar, medför att risken är betydande att korskontamination kan ske när borren förs ned genom förorenade jordlager till renare. Så länge det genomborrade materialet är fast och provtagning sker ovanför grundvattenytan anses metoden ge acceptabelt god kvalitet på uttagna prov. Som förhållandena är inom BT Kemi-området kan dock invändningar vändas mot den valda tekniken. Provtagning har till stor del skett under grundvattenytan i och under flytbenägna jordarter, vilket innebär en uppenbar och stor risk att jordmaterial från högre nivåer trängs ner i borrhålet till djupare nivåer. Konsekvensen är att påverkan av föroreningar kan ha noterats på större djup än vad som verkligen varit fallet.

Ett mer invändningsfritt förfarande hade varit att utföra jordprovtagningen i kombination med neddrivning av foderrör, t.ex. genom s.k. hollow stem auger eller s.k. torr foderrörborring. Vid båda dessa borrhållsförfaranden sker jordprovtagning under ett foderrör som successivt förs ned i borrhålet och som stabiliserar borrhålet.

När det gäller grundvattenprovtagningen har borrhållsförfarandet och tekniken för installation av filterrören varierat. VIAK (1976a) tillämpade rördrivning, varvid stålrör i dimension 50 mm (ID) med perforerad spets drevs ned med sponthammare till önskat provtagningsdjup. Tekniken har fördelen att risken för korskontamination är låg, då någon omblandning av jord mellan olika nivåer inte äger rum. Nackdelen är att filterrör anpassade till den omgivande formation inte kan användas, t.ex. filter försedda med kringfyllning av sand eller grus.

Övriga provtagningsrör, huvudsakligen utförda av J&W (1997) och SCC (2000), är installerade i öppna skruvborrhål, varvid filter- och förlängningsrör av hård polyeten i dimension 50 mm (ID) förts ned i borrhålet till önskat djup. Filterrören är av högre kvalitet (finare slitsvidd och korrosionsbeständigt material) än de som används vid rördrivning. Inte heller här finns någon praktisk möjlighet att utföra grusning längs filterdelen. Risken är betydande för korskontamination mellan olika nivåer vid den tillämpade metoden.

Även för installation av provtagningsrör hade ett mer invändningsfritt förfarande varit att utföra detta med hjälp av foderrör som drivs ner till önskat provtagnings(filter)djup. I foderröret kan filtergrus och tätningsmaterial föras ned under kontrollerade former. (Två av J&W's djupa provtagningspunkter utfördes med foderrör).

När det gäller metodik för provtagning ur grundvattenrör är beskrivningarna mycket generella och detaljerad information om provtagningsförhållandena i de enskilda rören saknas. Genomgående problem är svårigheterna att åstadkomma tillräcklig omsättning av vattnet i provtagningsrören samt möjligheterna att erhålla "klara" vattenprov på grund av de finkorniga jordarterna samt provtagningsrörens utformning. Halterna i analyserade vattenprov kan vara starkt påverkade av omständigheterna kring provtagningen.

När det gäller provtagning av vatten från dammen skedde omläggning i provtagningsrutinerna under 1997, vilket sannolikt påverkat erhållna resultat (se kapitel 3.7). Innan omläggningen skedde togs prov på dammvattnet i samband med överpumpningar till Landskronas avloppsreningsverk. Proven togs som stickprov en gång per dygn, vilka förvarades i en plastdunk i rumstemperatur. Efter fem dygn överfördes en del av blandprovet till en 1 liters plastflaska, vilken skickades till laboratorium för analys.

Efter omläggningen tas prov på dammvattnet som stickprov direkt i dammen från en brygga, där inloppsledningen mynnar och där även pumpen för avledning av vatten är placerad. Proven tas i glasflaska.

Vid den tidigare provtagningen kan betydande förändringar i de uppsamlade proven ha skett under provtagningsveckan. Materialet i förvarings- och provtagningskärlen kan också ha inverkat genom att föroreningar attraherats till kärlets ytor.

Vid de senare provtagningarna kan resultaten sannolikt variera starkt beroende på om pumpning sker eller inte sker till dammen när provet tas. Sannolikheten för att pumpning ska ske är ungefär 50 %.

7.1.5 Analysmetodik

Beskrivning av analysmetodik saknas i flertalet utredningsrapporter. Till VIAK's undersökningar (VIAK, 1976a) finns en separat rapport som beskriver förfarandet, vilket utvecklades i samarbete med Naturvårdsverkets specialanalytiska laboratorium (VIAK, 1976c). Metodbeskrivningar för analyser utförda inom ramen för huvudstudien redovisas i SWECO VIAK (2003b).

Förutom att provberedningsförfarandet kan ha förändrats och själva analystekniken har utvecklats och förbättrats, försvåras en direkt jämförelse mellan de äldre analyserna med de senare utförda av att tidigare utförda analyser i flera fall redovisas som summavärden för

vissa parametrar. Således redovisas diklorfenoler, tetraklorfenoler och klorkresoler som summor utan angivande av vilka specifika ämnen som ingår i analysen.

En annan skillnad mellan äldre (från 1970-talet) och senare analyser är att resultaten från de äldre baseras på våtvikt, medan de senare redovisas i förhållande till torrsubstansinnehållet i proven. Detta innebär att tidigare utförda analyser anger en lägre halt än vad motsvarande torrsubstanshalt skulle givit (i allmänhet ca 20-30 % lägre halter.

Ovan redovisade skillnader bedöms dock inte ha någon avgörande betydelse för de bedömningar som görs i följande avsnitt. Skälet är att det även av andra orsaker än analysmetodiken är svårt att göra direkta jämförelser mellan de olika provserierna. Exempelvis har stora massförflyttningar gjorts mellan de äldre provtagningsomgångarna och de senare. Jämförande kvantifiering av t.ex. föroreningsmängder är därför svåra att göra mellan de olika perioderna, men för kvalitativa och halvkvantitativa bedömningar bedöms skillnader i underlaget som underordnade.

7.2 Jordlager

7.2.1 Underlag

Jordanalyser har utförts i omgångar under två perioder. Den första perioden omfattar VIAK's och IVL's undersökningar under 1977-1978, d.v.s. före och i samband med de saneringsåtgärder som då genomfördes. Till den första omgången kan också räknas undersökningar utförda under 1986 i och under de tidigare formulerings- och tappningsbyggnaderna (se kapitel 5.4.3).

Den andra perioden (1997-2003) omfattar de undersökningar som utfördes av J&W och Scandiaconsult samt de undersökningar som har utförts inom ramen för denna huvudstudie.

Analysresultaten från den första perioden representerar således situationen före sanering. Eftersom massförflyttningar skett efter provtagningsstillfällena kan alla resultat inte direkt användas för en bedömning av dagens situation. Flera av IVL's provtagningar utfördes dock utanför det egentliga fabriksområdet (och därmed utanför de områden som senare sanerades) med syfte att avgränsa föroreningsarnas utbredning. Resultaten från dessa ej påverkade randområden har ett stort värde även för bedömning av situationen i dag.

Under den andra provtagningsomgången har prov tagits mer centralt i området, vilket medför att större andel av proven härrör från mer påverkade områden.

7.2.2 Påverkansklasser

På kartbilaga 4 har analysdata från den första omgången sammanställts med syfte att illustrera påverkan i plan av fenoxysyror, dinoseb, klorfenoler och klorkresoler. En motsvarande sammanställning har gjorts i kartbilaga 5 för analysresultat från den senare undersökningsomgången. För varje provtagningspunkt redovisas den högsta observerade påverkan om mer än ett prov har analyserats i punkten.

Följande indelning av påverkansklasser har valts (halter i mg/kg TS):

Ämne/ämnesgrupp	Låg påverkan	Måttlig påverkan	Hög påverkan	Mycket hög påverkan
Summa fenoxysyror	<0,2	0,2-2,0	2,0-20	>20
Dinoseb	<0,05	0,05-0,5	0,5-5,0	>5,0
Summa klorfenoler	<0,5	0,5-5,0	5,0-50	>50
Summa klorkresoler	<0,5	0,5-5,0	5,0-50	>50

Haltnivåerna för *låg påverkan* har satts enligt de i kapitel 8.4.3 redovisade platsspecifika riktvärdena för naturmark, med undantag för fenoxysyror för vilka analysnoggrannheten i föreliggande äldre analyser inte medger haltangivelser ner till summariktvärdet 0,05 mg/kg TS. Haltnivåerna för övriga påverkansklasser har valts som multiplar (i en logaritmisk skala) av haltnivåerna för låg påverkan utan beaktande av möjliga effekter eller risker. Den angivna indelningen i påverkansklasser täcker in påvisade halter och nyttjas för att bedöma föroreningsbelastningen inom olika delar av undersökningsområdet.

7.2.3 Första provtagningsomgången

Vid den första provtagningsomgången påvisades fenoxysyrorna 2,4-D, 2,4-DP, MCPA och MCPP i flest antal prov. Högsta halter (ca. 10 000 mg/kg) uppmättes för 2,4-DP och MCPP. 2,4,5-T och 2,4,5-TP påvisades i något färre prov och i allmänhet i lägre koncentrationer än de fyra förstnämnda fenoxysyrorna. Extremt höga halter (100

mg/kg) påvisades i endast ett fåtal prov, medan huvuddelen av proven höll halter under 0,05 mg/kg.

Av klorfenoler påvisades vid första provtagningsomgången diklorfenoler (oklart vilka diklorfenoler som ingick i analysen) samt 2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol lika frekvent och vid ungefär samma maxhalter (i storleksordningen 50 mg/kg). Tetraklorfenoler (oklar omfattning) och pentaklorfenol påvisades i det närmaste lika frekvent som de ovan nämnda klorfenolerna, men halterna var genomgående klart lägre. Monoklorfenoler analyserades inte. I likhet med fenoxisyror var spridningen i halter för analyserade klorfenoler mycket stor.

Analys av dinoseb utfördes vid första omgången endast inom deponeringsområde 1 (se figur 4.7:1) samt under tappnings- och formuleringbyggnaderna (se figur 4.5:1, byggnad 4 och 5). Uppmätta dinosebhalter uppgick som högst till 1,7 mg/kg. Provtagningen inom det förstnämnda området riktades till den plats där påverkan förväntades vara störst till följd av deponering av processavfall från dinosebtilverknningen.

Klorkresolanalyser utfördes bara inom deponeringsområde 1. och summahalten klorkresoler uppmättes till som högst 17 mg/kg.

7.2.4 Andra provtagningsomgången

Vid den andra provtagningsomgången påvisades MCPP och 2,4-DP i flesta antal prov. Högst halter uppmättes för 2,4,5-T och MCPP (18 resp. 13 mg/kg TS). Jämfört med den första provtagningsomgången var påverkan av fenoxisyror väsentligt lägre. Särskilt gäller detta för MCPA, MCPP, 2,4-D och 2,4-DP.

Dinoseb analyserades i väsentligt mindre omfattning än fenoxisyror och påvisades i ett fåtal prov med halter upp till ca 6 mg/kg TS inom processkalkområdet och ca. 15 mg/kg TS i jordlagren under golvet på en av verkstadslokalerna (byggnad 4 i figur 4.5:1).

Under den andra undersökningsomgången analyserades ett bredare spektrum av klorfenoler än under den första. Tetraklorfenoler och pentaklorfenol påvisades i endast en mindre andel prov och i förhållande till övriga klorfenoler i väsentligt lägre koncentrationer. Av triklorfenoler påvisades 2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol i flest antal prov och med en högsta koncentration för den förstnämnda (i storleksordningen 100 mg/kg TS för 2,4,5- och tiondelen därav för 2,4,6-triklorfenol). Förekomsten av diklorfenoler dominerades av 2,4- + 2,5- (som i de

flesta analyser redovisades som summaresultat med en maxhalt av 100 mg/kg TS) samt 2,6-diklorfenol. Monoklorfenoler omfattade främst 2-, 3- och 4-klorfenol. De högsta halterna (i storleksordningen 10-20 mg/kg TS) noterades för 2- och 4-klorfenol.

Följande klorkresoler analyserades i andra omgången: 4-klor-2-metylfenol (4-klor-o-kresol), 6-klor-2-metylfenol och 4-klor-3-metylfenol. Den förstnämnda var helt dominerande och påvisades i flertalet analyserade prov i halter upp till 30 mg/kg TS.

J&W (1998) undersökte två jordprov tagna från utfyllnaden med processkalk med avseende på dioxiner. I det ena provet påvisades en halt av 2,3,7,8-TCDD på 1000 och i det andra 130 ng/kg TS. Omräknat till TCDD-ekvivalenter uppgick halterna av polyklorerade dibenso-dioxiner och dibensofuraner i proven till 5 000 resp. ca 450 ng/kg.

7.2.5 Södra området

De utförda undersökningarna tyder på att påverkan av föroreningar i jord generellt sett är låg inom det södra området.

Inom det södra området noterades, som framgår av kartbilaga 4, måttlig-hög påverkan av föroreningar inom den sydligaste delen av området (deponiområde 1). De förorenade massorna flyttades vid saneringen 1979 till den västra delen av det norra området (kapitel 5.3.4). Fortfarande noteras (enligt kartbilaga 5) en hög påverkan av klorfenoler i jordlagren under den tidigare deponin, i anslutning till den västra änden av de tidigare betsvämmorna. Det kan noteras att endast låg påverkan av dinoseb påvisas nu inom detta område (dino-sebhaltigt processavfall uppges enligt kapitel 4.7 ha deponerats här). Volymen massor med hög eller mycket hög föroreningsgrad är svår att bedöma med tillgängligt underlag som grund, men en grov uppskattning pekar mot storleksordningen 1-2 000 m³.

Provgropsgrävningar, som har utförts inom ramen för huvudstudien, visar att bygg- och rivningsavfall använts som utfyllnad på flera platser inom det södra området, bl.a. betrännorna under det tidigare deponeringsområde 1 och betsvämmor. Intrycket från utförda provgrävningar samt utförda analyser är att fyllnadsmassorna ställvis kan vara påverkade av främst klorkresoler och klorfenoler.

Provtagning och analys av jord under bottenplattorna på byggnad 2 och 4 (se figur 4.5:1) visade på mycket hög påverkan av dinoseb under golvet i en förrådslokal i byggnad 4 (SWECO VIAK 2003b). I

övrigt noterades ingen eller endast låg påverkan i jordlagren under de undersökta byggnaderna. Det är dock oklart vilka resultat som uppnåddes med saneringen av jordlagren under det f.d. vågrummet (se kapitel 5.4.3). Detta har inte undersökts närmare under huvudstudien.

7.2.6 Norra området

De övre jordlagren inom det norra området utgörs av fyllning och omgrävda jordmassor ner till en nivå omkring +25, lokalt något djupare. Massor ovanför denna nivå är eller kan vara påverkade av föroreningar. Det påverkade området avgränsas av bentonitskärmen i väster, norr och öster samt av järnvägen i söder.

Det klart mest påverkade området är utfyllnaden med processkalk öster om dammen. Även utfyllnaden med avjämningsmassor, som utfördes under 1977, är också klart påverkad. Volymen starkt påverkade massor inom de förstnämnda områdena bedöms uppgå till ca 7-8 000 m³. Den sistnämnda utfyllnaden bedöms omfatta ca 4 000 m³.

I kartbilaga 6 redovisas en sammanställning av resultat från analyser av jord från det norra området. Sammanställningen omfattar dels analyser utförda innan saneringsåtgärder genomfördes (analyser från huvudsakligen 1978), dels analyser utförda efter hittills genomförda åtgärder (analyser från 1997-2003). Sammanställningen omfattar endast analysresultat från prov tagna inom området som avgränsas av bentonitskärnorna i väster, norr och öster och järnvägen i söder samt prov tagna över nivån +25,0. Utanför detta område och under denna nivå bedöms påverkan som låg (frånsett ovan nämnda delar av det södra området).

Dessutom kan noteras att betydande mängder förorenade massor (ca 30 000 m³ enligt kapitel 5.3.4) påfördes det norra området efter det att den första analysomgången hade genomförts. Effekten med avseende på föroreningshalterna inom det norra området är svåra att bedöma då det inte finns uppgifter om beskaffenheten av de massor som transporterades över till det norra området. Det är inte säkert att *medelhalterna* av föroreningar ökade till följd av åtgärden, eftersom det tidigare fanns partier med mycket höga halter inom det norra området, men det är troligt att *medianhalterna* ökade genom åtgärden.

Eftersom analysomfattningen och analysmetodiken inte varit lika under de olika undersökningsperioderna går det inte att göra jämförelser fullt ut mellan perioderna. För fenoxisyrorna och vissa av klorfenolerna är analysunderlaget dock tämligen stort och jämförbart.

Följande noteringar kan göras:

- En signifikant minskning i halter av fenoxisyror har skett under perioden från 1977/78 till 1998-2003. Särskilt märkbar är minskningen för MCPA, MCPP, 2,4-D och 2,4-DP, vilka förelåg i högst halter 1977/78. Även klorfenoler (di- samt 2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol) har minskat i halter, men ej lika markant som fenoxisyrorerna.
- För fenoxisyrorerna kan två populationer av mätvärden urskiljas. Huvuddelen (80-90 %) av påvisade halter av de enskilda fenoxisyrorerna är förhållandevis låga och understiger ca 0,1 mg/kg, medan resterande del är förhållandevis mycket högre (från 1 mg/kg till några 10-tal mg/kg).
- Även för klorfenoler kan två populationer mätvärden urskiljas med en majoritet av halter under ca 2 mg/kg räknat som summa klorfenoler och med en mindre andel över eller väsentligt över denna halt.
- I jämförelse med fenoxisyror och klorfenoler har dinoseb undersökts i väsentligt mindre omfattning och tolkning av resultaten bör göras med försiktighet. Resultaten av analyserna indikerar att också dinoseb uppträder i två koncentrationsintervall, med huvuddelen av proven i halter under ca 0,1 mg/kg.
- 4-klor-o-kresol har i likhet med dinoseb undersökts i förhållandevis begränsad omfattning. Till skillnad från övriga undersökta ämnen kan någon gruppindelning av halterna inte utläsas ur det föreliggande analysmaterialet.

Planfigurerna i kartbilaga 5, som illustrerar påverkansgraden, samt graferna över haltspridningen i kartbilaga 6 tyder på att föroreningarna är koncentrerade till begränsade områden med hög eller mycket hög påverkan, medan huvuddelen av det norra området är väsentligt lägre påverkat (låg eller måttlig påverkan). De starkt påverkade områdena är som nämnts ovan processkalkutfyllnaden samt delar av utfyllnadsområdet söder om dammen.

Någon systematisk undersökning av haltfördelningen i djupled har inte gjorts under den senare undersökningsperioden. Eftersom området fungerat som deponi för förorenade massor har massor av olika föroreningsgrad placerats mer eller mindre slumpmässigt på olika nivåer, dock huvudsakligen över nivån +25. De förorenade massorna från deponeringsområde 1 lades medvetet ytligt för att man därigenom förväntade sig en snabbare nedbrytning. Den starkt påverkade processkalkutfyllnaden har inte heller försetts med någon mäkti-

gare övertäckning. Förorenade massor påträffas här på 0,5-1 m djup under markytan. Utfyllnaden söder om dammen har dock efterhand påförts renare massor med syfte att skapa täckning över deponerade rivningsmassor.

Intryck från borrhings- och provtagningsarbeten är att föroreningsgraden ökar från markytan mot djupet med tydligaste indikationer på föroreningar vid eller under grundvattenytan. Dessa iakttagelser styrks av den påvisade fördelningen av halter på olika djup vid den andra provtagningsomgången (J&W, 1998, SCC, 2000 och SWECO VIAK, 2003b) enligt nedanstående tabell. I tabellen anges median- samt medel-, min- och maxhalt i mg/kg TS för summa fenoxisyror och klorfenoler. Summan avser samma fenoxisyror och klorfenoler som redovisas på kartbilagorna 5-7.

Djup (mumy)	Summa fenoxisyror				Summa klorfenoler			
	Antal analyser	Median	Medel	Min-max	Antal analyser	Median	Medel	Min-max
<1	5	0,15	0,10	<0,05-0,15	20	0,11	0,60	<0,05-6,3
1-2	12	0,12	4,2	<0,05-31	14	0,74	31	0,09-250
2-4	2	-	-	1,-2,4	13	1,1	9,4	0,12-91
4-6	1	-	-	0,49	9	0,23	0,79	0,09-3,0

7.3 Byggnader

De mest förorenade byggnaderna revs vid saneringen 1979 och rivningsmassorna deponerades inom det norra området. Som framgår av kapitel 5.4.3 påvisades under 1986 föroreningar i och under de tidigare tappnings- och formuleringsbyggnaderna (byggnad 4 respektive 5 i figur 4.5:1). I den f d formuleringsbyggnaden konstaterades föroreningar av dinoseb i betonggolvet inom en begränsad yta. Föroreningarna hade i endast ringa grad trängt igenom betongplattan. Den förorenade betongen bilades upp och omhändertogs. Efter detta har olika former av byggnads- och monteringsarbeten utförts på flera ställen i lokalen, som nu används för mekanisk verkstad, men enligt uppgift från den nuvarande ägaren av fastigheten (Lans, 2003) har några tecken på föroreningar inte observerats vid dessa arbeten. Mot bakgrund av ovan beskrivna förhållanden bedöms det inte troligt att

ra02s 2000-03-30

den f d formuleringsbyggnaden skulle innehålla byggnadsmaterial som är starkt påverkade av föroreningar.

I den f d tappningslokalen (byggnad 4) konstaterades föroreningar av fenoxisyror och klorfenoler på flera ställen i golvet, som bestod huvudsakligen av en "tät" asfaltbeläggning. Endast det mest förorenade området (vågrummet) sanerades. Där konstaterades även stark påverkan i underliggande jordlager (se kapitel 5.4.3). Övriga delar av den förorenade golvbeläggningen kvarlämnades med halter av klorfenoler och fenoxisyror överstigande 1 000 mg/kg. Lokalen används i dag som mekanisk verkstad och förråd i anslutning till denna.

Under huvudstudien har provtagning skett av golvbeläggningen och underliggande jordlager i fyra punkter. Analyser av golvbeläggningen utfördes inte, men lukt av kemikalier noterades i den genomborrade golvkonstruktionen. Mot bakgrund av ovanstående bedöms stora delar av golvbeläggningen som klart påverkad av föroreningar. Ytan av den gamla golvbeläggningen från BT Kemitiden uppgår till ca 310 m² och golvbeläggningens tjocklek till 0,12-0,15 m. Den fasta volymen uppgår således till ca 40-50 m³.

Under huvudstudien utfördes även provtagning i en punkt inom det tidigare färdigvarulagret (byggnad 2 i figur 4.5:1). Lokalen, som i dag används som bilverkstad, är sammanbyggd med det tidigare emballagelagret (byggnad 2 i figur 4.5:1). Håltagningar har skett i betongplattan i bilverkstaden, men enligt ägaren (Blixt, 2003) har några tecken på föroreningar inte observerats vid dessa arbeten eller vid andra tillfällen. Vid provtagningen noterades inga tecken på föroreningar i betongplattan eller underliggande jordlager. Mot bakgrund av ovan beskrivna förhållanden bedöms det inte troligt att det f d färdigvaru- och emballagelagret skulle innehålla byggnadsmaterial som är starkt påverkade av föroreningar.

7.4 Grundvatten och dräneringsvatten

Även provtagning i grundvatten kan indelas i två perioder, provtagning före och i samband med saneringen 1977-1978 samt vid de senare undersökningarna under perioden 1997-2003. Inom ramen för huvudstudien har en bredare kemisk karaktärisering av dräneringsvatten inom det norra området utförts genom provtagning och analys av vatten från fyra punkter i dräneringssystemet. Inom huvudstudien har också påverkan av bekämpningsmedel, klorfenoler, klorkresoler och fenoler undersökts i huvudavloppsledningen, som tangerar det södra området (se kapitel 3.4).

Dataanalysen koncentreras sig på de vattenprov som är undersökta under den senare perioden.

7.4.1 Grundvatten

Tillgängliga grundvattenanalyser omfattar i stort sett enbart analyser av ytligt grundvatten från jordlager och utfyllnader. J&W (1998a) utförde provtagning i ett provtagningsrör (JW15) som, förts ner i den övre delen av berggrunden. Provet uppvisade ingen påverkan av klorfenoler, men spår (0,05 µg/l) av fenoxisyran MCPP. Dinoseb och klorkresoler analyserades inte.

Grundvattenanalyserna från provtagningsrören i jordlagren visar mycket stor spridning i halter och inbördes fördelning mellan olika ämnen. Vid SCC´s undersökning (SCC, 2000) analyserades prov från två provtagningsrör som även undersöktes av J&W (1998). Resultaten från dessa analyser visar extremt stora haltskillnader (flerfalt högre värden vid första tillfället). Orsaken till detta är inte närmare klarlagd, men kan möjligtvis hänföras till brister i provtagningsmetodiken (se kapitel 7.1.4) och de ogynnsamma provtagningsförutsättningarna (finkorniga jordarter).

På kartbilaga 7 har analysdata från den andra provtagningsomgången (år 1998-2000) sammanställts med syfte att illustrera påverkan i plan av fenoxisyror, dinoseb och klorfenoler (klorkresoler har inte analyserats i grundvattenproven). För varje provtagningspunkt redovisas den högsta observerade påverkan om mer än ett prov har analyserats i punkten.

Följande indelning av påverkansklasser har valts (halter i µg/l):

Ämne/ämnesgrupp	Låg påverkan	Måttlig påverkan	Hög påverkan	Mycket hög påverkan
Summa fenoxisyror	<10	10-100	100-1 000	>1 000
Dinoseb	<0,1	0,1-1	1-10	>10
Summa klorfenoler	<10	10-100	100-1 000	>1 000

Haltnivåerna för påverkansklasserna har valts som multiplar (i en logaritmisk skala) av haltnivåerna för låg påverkan utan beaktande av möjliga effekter eller risker. Den angivna indelningen i påverkansklasser täcker in påvisade halter och nyttjas för att bedöma föroreningsbelastningen inom olika delar av undersökningsområdet.

Av kartbilaga 7 framgår att påverkan av fenoxisyror i det ytliga grundvattnet är hög eller mycket hög inom det *norra* området, medan graden av påverkan av klorfenoler är något lägre. Det motsatta förhållandet gäller för påverkansgraden i jord (kartbilaga 5), vilket är en avspiegling av fenoxisyrorernas högre löslighet i vatten. Högsta påvisade halter uppgår till 18 mg/l av fenoxisyror och ca 10 mg/l av klorfenoler. De högsta halterna har noterats i utfyllnaden söder om dammen samt inom processkalkutfyllnaden.

Även inom det *södra* området kan en högre påverkan av fenoxisyror noteras jämfört med klorfenoler. Högst påverkan kan noteras under den tidigare deponin, i anslutning till den västra änden av de tidigare betsvämmorna. Högsta påvisade halter uppgår till ca 30 mg/l av fenoxisyror och ca 6 mg/l av klorfenoler.

Dinoseb har analyserats i endast ett fåtal (sju) punkter och påvisats i två av dessa med en högsta halt (ca 200 µg/l) inom processkalkområdet.

I de prov där fenoxisyror påvisats dominerar MCPP. Inom och i anslutning till starkt påverkade områden såsom utfyllnaden med processkalk, området söder om dammen samt det ovan nämnda området i anslutning till betsvämmorna påvisas ett bredare spektrum av fenoxisyror, särskilt 2,4-DP och MCPA.

Av klorfenolerna dominerar i allmänhet olika former av diklorfenoler (främst 2,4- och 2,6-diklorfenol), men i några fall utgör monoklorfenoler merparten av klorfenolinnehållet. Av triklorfenoler dominerar 2,4,6- och 2,4,5-triklorfenol. Tetra- och pentaklorfenoler förekommer i helt underordnad omfattning.

Uppmätta pH-värden i det övre grundvattenmagasinet inom det norra området varierar inom intervallet 7,0-7,6, lokalt har något högre värden påvisats. Syrgashalterna är låga, som högst ca 0,6 mg/l (SWECO VIAK, 2003b).

Inom det södra området har pH-värden inom intervallet 6,9-7,2 påvisats. Även här har lokalt högre värden uppmätts. Uppmätta syrgashalter har legat något högre än inom det norra området, omkring 1-2 mg/l (SWECO VIAK, 2003b).

7.4.2 Dräneringsvatten

Dräneringsvattnet som samlas upp i dräneringsledningen inom det norra området utgörs av grundvatten från det övre grundvattenmagasinet. Tillrinningsområdet, som framgår av kapitel 6.6, omfattar hela det norra området samt huvuddelen av det södra området. Analyser av dräneringsvattnet representerar den samlade beskaffenheten hos det rörliga grundvattnet inom tillrinningsområdet, men inom detta kan finnas partier med såväl lägre som högre halter i grundvattnet än de som påvisas i dräneringsvattnet.

En speciell omständighet som påverkar grundvattnets och därmed också dräneringsvattnets beskaffenhet är den rundpumpning som sker inom det norra området. Som framgår av kapitel 6.6 cirkuleras genom rundpumpningen en vattenmängd som i dagsläget bedöms vara ca 5 gånger högre än den naturliga grundvattenbildningen. Tidigare har den cirkulerade vattenmängden varit ännu större.

Eftersom mängden vatten som cirkulerat i det övre grundvattenmagasinet är och har varit stora i förhållande till den naturliga vattenomsättningen och rundpumpning skett under många år (ca 20 år) torde ett rimligt antagande vara att en icke oväsentlig urlakning skett av de vattenlösligare föroreningarna. Vilka förändringar som skett i dräneringsvattnets beskaffenhet är svårt att bedöma, då dräneringsvattnet inte varit föremål för provtagning och uppföljning under driftsperioden.

Inom ramen för huvudstudien analyserades dräneringsvattnet (SWECO VIAK, 2003b). Resultaten visade på tämligen stora haltskillnader inom olika delar av systemet. Sannolikt varierar dräneringsvattnets sammansättning kraftigt mellan olika tidpunkter. Eftersom provtagningsserier saknas kan variationernas storlek inte bedömas. Dräneringsvattnets sammansättning bedöms dock inte variera i samma grad som vattnet i de enskilda provtagningsrören för grundvatten.

Dräneringsvattnet är svagt basiskt och uppvisar hög alkalinitet (omkring 500 mg/l), vilket innebär att det är stark buffrat mot pH-förändringar. Vattnet är mycket hårt (totalhårdhet 30-50°dH) samt tämligen salt (konduktivitet 250-350 mS/m). Vattnet präglas förutom av högt vätekarbonat innehåll också av höga kloridhalter (omkring 300 mg/l) och höga sulfathalter (omkring 400 mg/l). Natrium och kalcium dominerar på katjonsidan.

Vattnets innehåll av organiskt material är måttligt (löst organiskt kol 10-15 mg/l). Vattnet är reduktivt, vilket kan avläsas i låga syrgas-

halter, förekomst av ammonium och frånvaro av nitrat samt förekomst av löst järn och mangan i vattnet. Sulfatreducerande förhållanden torde inte råda.

Vattnets innehåll av metaller är generellt sett lågt. Antimon påvisades i halter upp till 13 µg/l.

Vattnets innehåll av fenoxisyror domineras av MCPP, som påvisades i halter upp till ca 500 µg/l. Viss påverkan av 2,4-DP och 2,4,5-TP också, men i halter väsentligt under de som konstaterades för MCPP. Dinoseb påvisades i ett av undersökta prov vid en halt av ca 0,01 µg/l.

Klorfenoler påvisades i endast låga halter (omkring eller under 1 µg/l), medan klorkresoler påvisades i halter upp till storleksordningen 10 µg/l.

Dräneringsvattnets innehåll av de övriga bekämpningsmedel som formulerades vid BT Kemi undersöktes också (se kapitel 4.3.6). Endast klopyralid påvisades av dessa i en halt understigande 0,1 µg/l i ett av proven.

Analyser av AOX visade att halten organiskt bundna halogener (i medeltal ca 400 µg/l) klart överstiger klorinnehållet i identifierade klororganiska föreningar. Orsaken till differensen är inte klarlagd, men kan bero på att klor bundits till humus och annat naturligt förekommande organiskt material. EOX som också analyserats täcker inte in klormängden i påvisade klororganiska föreningar.

Fenol och kresol (främst o-kresol) påvisades i halter under 1 µg/l.

Vid jämförelse mellan analyser av dräneringsvatten och prov från grundvattenrör kan man konstatera att dominansen av MCPP bland fenoxisyror är typisk för båda typerna av vatten, men den är mer utpräglad i dräneringsvattnet. För klorfenoler kan möjligtvis den skillnaden noteras att dräneringsvattnets innehåll av klorfenoler förefaller vara lågt i förhållande till vad som observerats i grundvattenrören.

7.5 Dammvatten

Det övre grundvattenmagasinet inom såväl det norra som det södra området dräneras i huvudsak till dräneringsledningarna inom det norra området. Via pumpstation överförs dräneringsvattnet till utjämningsdammen (se kapitel 3.7 och kapitel 6.5.3).

Prov från dammen har tagits vid ca 100 tillfällen mellan 1983 och 2003. Provtagningsförfarandet beskrivs i kapitel 3.7. De analyser som genomförts på dammvatten har varierat under åren. Fram till och med 1992 gjordes analys med avseende på sex fenoxisyror (2,4-D, 2,4-DP, 2,4,5-T, 2,4,5-TP, MCPP och MCPA). Under perioden 1993-1996 analyserades även klorfenoler samt vissa övriga bekämpningsmedel dinoseb och DNOC. Från och med 1997 har programmet utökats med fler klorfenoler samt ytterligare bekämpningsmedel.

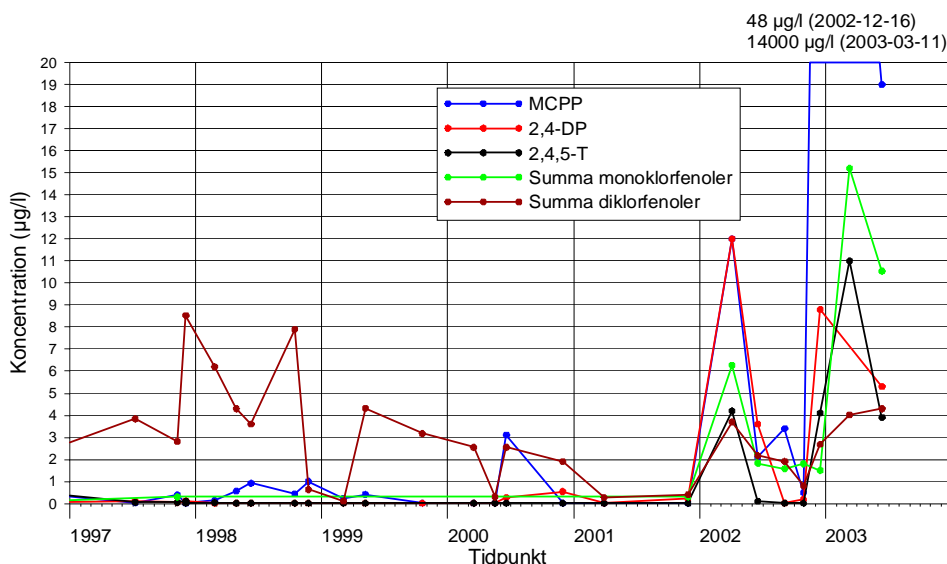
Toxicon (1998) har tidigare utfört en genomgång och utvärdering av analysdata från perioden 1983-1997 avseende dammvattnet och Braåns vatten.

Utifrån de analysresultat som finns kan följande observationer göras:

- De halter som uppmätts i dammvattnet är genomgående betydligt lägre än de som uppmätts i grundvattnet under motsvarande tidsperiod.
- De analyser som utförts visar på mycket kraftiga variationer mellan enskilda provtillfällen, i vissa fall flera tiopotenser. Detta kan till viss del förklaras av förfarandet vid provtagningen.
- Generellt ses en kraftigt nedgående trend i halt fenoxisyror från 1983 till slutet av 1990-talet. De fenoxisyror som har analyserats under hela perioden har sjunkit från nivåer kring ca 1-1000 µg/l till mellan 0,1 och 1 µg/l.
- Under 2002 och 2003 har dock en tydlig ökning skett för MCPP, 2,4-DP, 2,4,5-T och diklorfenoler (se figur 7.5:1). MCPP har vid ett tillfälle noterats i halt över 10 mg/l, medan de två andra fenoxisyrorerna och diklorfenoler har påvisats vid nivåer upp till omkring 10 µg/l. Orsaken till denna markanta ökning är inte klarlagd.
- Vid provtagningstillfället 2003-03-11 togs prov i tappunkt i pump-huset i samband med överföring av vatten till Landskrona. Halterna i vattnet var vid tillfället mycket höga för vissa parametrar (MCPA 14 000 µg/l, 1200 µg/l 2,4-DP). Laboratoriet utförde kontrollerande analyser på provet med annan analysutrustning vilka bekräftade resultatet. Orsaken till de höga halterna i vattnet vid detta tillfälle har inte kunnat klargöras.
- Under hela provtagningsperioden 1997-2003 har monoklorfenoler påvisats i dräneringsvattnet i spannet 1 och 10 µg/l (se figur

7.5:1). Under motsvarande period har MCPA genomgående legat under 0,1 µg/l, medan 2,4-D, 2,4,5-TP, dinoseb, 2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol legat under 1 µg/l.

- 4-klor-o-kresol och 6-klor-o-kresol har undersökts vid 8-9 tillfällen under 1997-2003 och båda påvisats i en högsta halt av ca. 2 µg/l.
- Övriga potentiella föroreningar (enligt kapitel 4.4.3) har inte eller endast i mycket begränsad omfattning analyserats i dammvattnet. Klopyralid har dock undersökts vid 13 tillfällen, men påvisats vid endast ett tillfälle vid en halt av ca. 0,1 µg/l.
- Metallhalterna i dammvattnet undersöktes av J&W (1998a). Generellt sett var tungmetallhalterna låga. Antimon påvisades i en halt av 15 µg/l, vilket indikerar klar påverkan.



Figur 7.5:1. Halter (µg/l) av MCPP, 2,4-DP och 2,4,5-T samt mono- och diklorfenoler i dammvattnet under perioden 1997-2003.

Enligt Reinhard (1992) undersöktes dioxinhalten i dammvattnet under 1989. Någon redovisning av själva provtagningen eller analysrapporter har inte återfunnits under arbetet med huvudstudien, men Reinhard anger att följande halter påvisades: TCDD 3,0 pg/l och TCDF 11 pg/l (1 pg/l motsvarar 1 miljondels µg/l, som används som enhet för andra föroreningsparametrar i vatten). Halten TCDD-ekvivalenter som anger den sammanlagda toxiska effekten av klorerade dioxiner och

furaner beräknades till 6,1 pg/l. Vidare anger Reinhard att halten dioxin vid analystillfället låg ca 1 000 gånger högre än bakgrundshalten i helt opåverkade vatten, men i nivå med avloppsvatten från sulfatmassefabriker som framställer blekt pappersmassa.

En uppföljande undersökning av lakvattenprov utfördes av Umeå Universitet under 1992 (Kjeller & Rappe, 1992). Det framgår inte av rapporten om provet tagits i dammen eller i dräneringssystemet. Halten 2,3,7,8-TCDD uppgick till 0,16 pg/l och halten TCDD-ekvivalenter till 0,63 pg/l. Detta uppges i rapporten vara ca 40-200 gånger högre än vad som påvisats i havs-, älv- och sjövattnen.

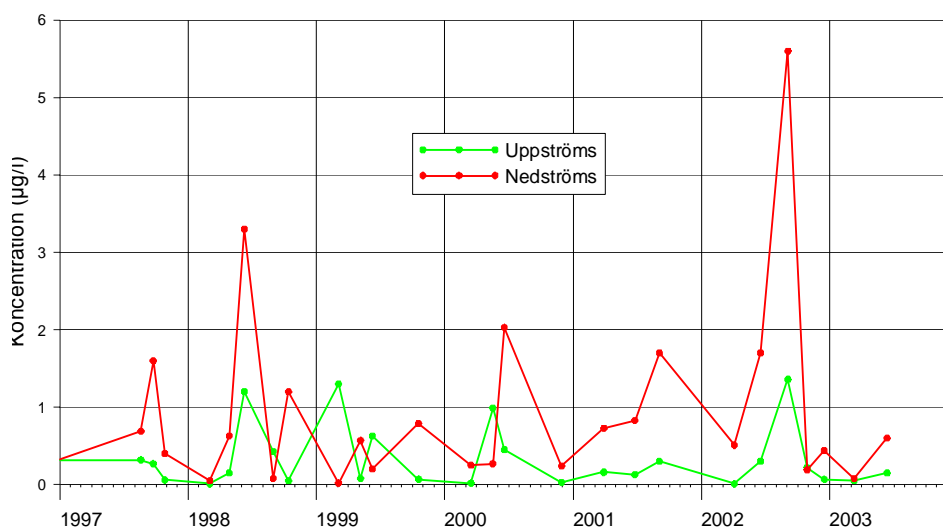
J&W (1998) undersökte dioxinhalten i det ytliga (0-5 cm) botten-slammet från dammen och påvisade en halt av 2,3,7,8-TCDD på 2,1 ng/kg TS och en totalhalt dioxiner räknat som TCDD-ekvivalenter på ca 12 ng/kg TS (1 ng/kg motsvarar en miljondels mg/kg som är den enhet som används för andra föroreningsparametrar i jord). Denna halt kan betecknas som måttlig i jämförelse med vad som allmänt har mätts upp i sjösediment (De Wit, 2000). Den uppmätta påverkan av dioxiner torde representera belastningen sedan våren 1977 (d.v.s. när de omfattande saneringsåtgärderna påbörjades), då botten-slammet i dammen samlades upp och deponerades på botten av den då fortfarande öppna sydöstra dammen (se kapitel 5.2.4).

7.6 Braån

Provtagning i Braån uppströms och nedströms BT Kemi har varierat under åren, men har under de senaste 10 åren genomförts 3-6 gånger per år. De parametrar som analyserats har varit de samma som i proven från dammen, och har därmed varierat över åren. Ur materialet har följande observationer gjorts:

- Provtagning visar på varierande halter, men generellt är skillnaderna små mellan halterna uppströms och nedströms BT Kemi.
- Prov tagna efter 1997 visar på en klart högre halt av MCPP nedströms BT Kemi än uppströms, se figur 7.6:1. Ökningen i halt är ca 1 µg/l. Denna antyder ett tillskott av MCPP från området till ån på något till några tiotals kg/år. (Som framgår av kapitel 6.5.3, figur 6.5:3 sker ett visst utläckage av grundvatten från området till Braån).
- För de andra fenoxysyror som förekommer i området är skillnaden mellan uppströms- och nedströmsprov mycket liten och något tillskott till ån kan inte påvisas.

- Fyndfrekvensen (andel prov över detektionsgränsen) av fenoxisyror i Braån uppströms och nedströms BT Kemi är högre än för övriga vattendrag i Skåne län. Speciellt anmärkningsvärd är den höga fyndfrekvensen av 2,4,5-T och 2,4,5-TP som endast i undantagsfall uppmätts i andra vattendrag i Sverige. Förhöjd fyndfrekvens av fenoxisyrorna MCPA, MCPP har även noterats vid Saxån-Braåns utlopp vid de mätningar som genomförts av Saxån-Braåns vattenförbund.



Figur 7.6:1 Halter av MCPP i Braån uppströms respektive nedströms BT Kemi (1997-2002).

7.7 Omgivningsluft

Halter i omgivningsluften undersöktes av IVL (1978a, Bilaga W) i samband med saneringsarbetena under 1977-78. Undersökningarna omfattade bestämning av luftens halt av klorfenoler och klorresoler samt till att börja med även dioxinen TCDD, men denna uteslöts senare då inga detekterbara halter erhöles (<0,01-0,02 µg/m³).

Resultatet av mätningarna visade att bakgrundshalterna av summa klorfenoler och klorresoler i anslutning till BT Kemi-området understeg 0,1 µg/m³. I direkt anslutning till områden där grävning utfördes exponerades personalen för halter på maximalt 4 µg/m³ räknat som medelvärde under en arbetsdag. På något avstånd (20-75 m) från arbetsområdet understeg halterna i luften 0,2 µg/m³. Inne i den senare rivna fabriksbyggnaden uppmättes väsentligt högre halter.

Påverkan av omgivningsluften har inte undersökts inom ramen för huvudstudien, då denna påverkan bedömts vara försumbar och inte utgöra någon hälso- eller miljörisk av betydelse. I samband med efterbehandlingsåtgärder, särskilt sådana som innebär schaktning i förorenade jordlager, finns dock anledning att beakta den då möjliga exponeringen.

7.8 Sammanfattande bedömning

7.8.1 Förekommande föroreningar

Med utgångspunkt från ovanstående bedöms följande föroreningar förekomma i halter som innebär hög påverkan i jord och/eller grundvatten:

- Fenoxisyror (MCPA, MCPP, 2,4-D, 2,4-DP, 2,4,5-T och 2,4,5-TP)
- Dinoseb
- Monoklorfenoler (2-, 3- och 4-klorfenol)
- Diklorfenoler (2,4-, 2,5- och 2,6-diklorfenol)
- Triklorfenoler (2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol)
- Klorkresoler (4-klor-o-kresol)
- Dioxiner

Påverkan av andra bekämpningsmedel kan inte uteslutas, men eventuell påverkan bedöms inte vara av samma nivå som fenoxisyror och dinoseb.

Påverkan av antimon kan inte heller uteslutas, men den bedöms generellt sett vara låg. Lokalt kan möjligtvis påverkan vara hög.

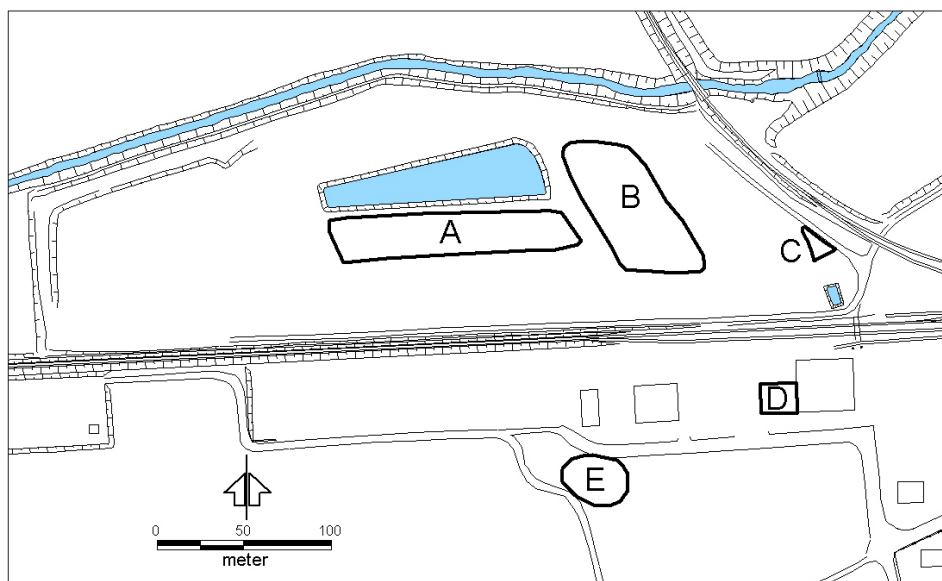
7.8.2 Föroreningsmängder

De områden där hög eller mycket hög påverkan av föroreningar påvisats framgår av figur 7.8:1.

Inom det norra området är föroreningarna främst koncentrerade till processkalkutfyllnaden och delar av utfyllnadsområdet söder om dammen. Mot djupet avgränsas föroreningarna av naturliga finkorniga jordlager. Avgränsningen mot djupet varierar beroende på hur djupt utfyllnader skett, men huvuddelen av föroreningsmängderna återfinns

över nivån +25 m. Någon påverkan av betydelse utanför dränerings-systemet bedöms inte föreligga.

Inom det södra området är föroreningarna främst lokaliserade till delar av tidigare deponi samt i och under golvet inom befintlig verkstadslokal. Säker avgränsning i djupled har inte kunnat göras, men huvuddelen av föroreningarna bedöms återfinnas ovanför grundvattenytan.



- A. Utfyllnad med avjämningsmassor ca 4000 m³. Överyta ca +28,0 - 28,5. Underyta ca +26,5.
- B. Utfyllnad med processkalk etc., ca 7-8000 m³. Överyta ca +27-28. Underyta ca +20-27.
- C. Utfyllnad med processkalk etc. ca 3-500 m³.
- D. Golv asfalt ca 50 m³ samt ställvis underliggande jord, ca 1-200 m³.
- E. Område med förorenade jordlager ca 1-2000 m³.

Figur 7.8:1. Områden med hög eller mycket hög påverkan av föroreningar.

Scandiaconsult (2000) uppskattade kvarvarande mängd föroreningar (som definierades som summa klorfenoler och fenoxisyror) inom det norra området till ca 2 ton. I södra området uppskattades totalmängden föroreningar till ca 300 kg.

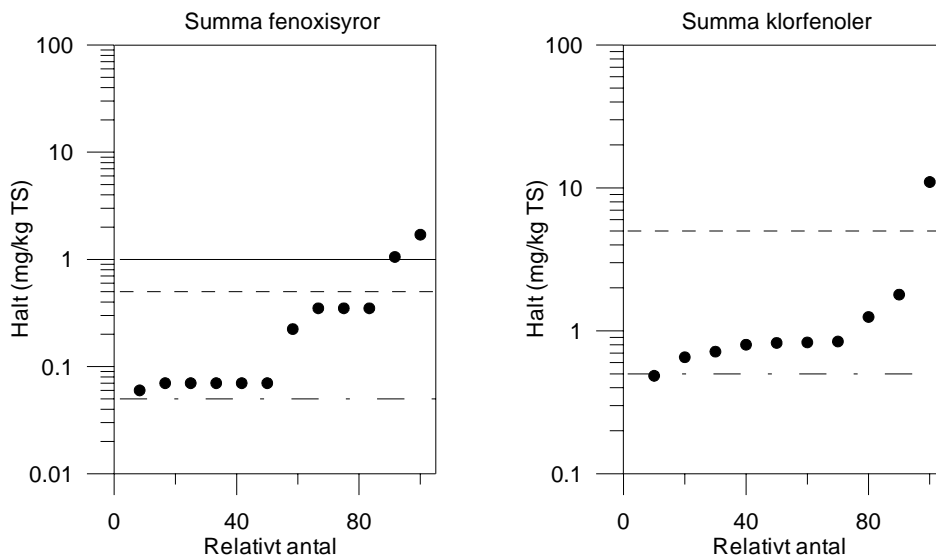
Med ledning av kompletterande provtagningar utförda under 2003 har denna uppskattning reviderats. Kvarvarande mängder föroreningar inom de mest förorenade delområdena har uppskattats enligt följande:

Område		Förorenad jord- volym (m ³)	Klorfenoler (kg)	Klorkresoler (kg)	Fenoxisyror (kg)
Norra	A	4 000	200 - 300	200 - 300	100 - 200
	B	7 000 - 8 000	700 - 1400	300 - 600	<100
	C	300 - 500	50 - 100	20 - 40	<10
Södra	D	100 - 200	<20	<20	<10
	E	1 000 - 2 000	20 - 40	5 - 20	<5

Övriga utfyllnader inom det norra området omfattar en volym om ca 120 000 m³. Med ledning av tillgängliga analysdata (figur 7.8:2) kan föroreningsmängderna i dessa massor uppskattas grovt till 200-250 kg klorfenoler, 200-300 kg klorkresoler och 50-100 kg fenoxisyror.

Den totala mängden föroreningar (räknat som klorfenoler, klorkresoler och fenoxisyror) inom det norra området bedöms således uppgå till 2-3,5 ton, varav i storleksordningen 80 % bedöms återfinnas i de tre områdena A, B och C. Huvuddelen av föroreningarna utgörs av klorfenoler och klorkresoler. Som framgår av tabellen ovan är osäkerheten stor när det gäller föroreningsmängden i framför allt processkalkutfyllnaden (område B).

När det gäller det södra området är underlaget för en samlad bedömning av föroreningsmängderna svår att göra med utgångspunkt från föreliggande underlag, men påverkan är som framgår av kapitel 7.2.5 generellt sett låg inom området. Inom de mest förorenade områdena (område D och E) bedöms den totala föroreningsmängden (räknat som klorfenoler, klorkresoler och fenoxisyror) uppgå till storleksordningen 100 kg.



Figur 7.8:2 Fördelning av föroreningshalter (klorfenoler och fenoxisyror) i jord inom det norra området (delområdena A-C ej medtagna).

7.8.3 Föroreningstransport

En grov uppskattning av den föroreningstransport som för närvarande sker inom och ut från BT Kemiområdet ges i följande tabell. Beräkningarna baseras på medelflöden (kapitel 6.6) samt medelhalter av föroreningar i dräneringsvattnet (data från 2003) och dammvattnet (medelvärde för 1997-2003).

Riktning	Klorfenoler		Kloreresoler		Fenoxisyror	
	medelhalt (µg/l)	transport (kg/år)	medelhalt (µg/l)	transport (kg/år)	medelhalt (µg/l)	transport (kg/år)
Från dränerings-systemet till dammen	2,0	0,1	10,6	0,6	560	31
Från dammen till ARV	5,1	<0,1	1,9	<0,1	5,9*)	<0,1
Läckage från norra området till Braån	2,0	<0,1	10,6	0,2	560	8,2

*) ett extremvärde från 2003 har ej medtagits i beräkningen

Uppskattningen av föroreningstransporten från dräneringssystemet till dammen respektive ån baseras på enstaka mätningar från 2003. Beräkningarna visar ändå tydligt att fenoxisyrorerna utgör den domine-

rande föroreningen, och att borttransporten från området till reningsverket (ARV) utgör endast en bråkdel av transporten från dräneringssystemet till dammen. Fenoxisyran MCP, som svarar för merparten av föroreningsinnehållet i dräneringsvattnet, minskar särskilt påtagligt. Reduktionen torde orsakas av främst biologisk nedbrytning i dammen.

Det kan också konstateras att transporten av föroreningar från dammen till avloppsreningsverket är väsentligt mindre än uttransporten från dräneringssystemet till ån.

Någon uttransport av föroreningar via djupare grundvattenförande formationer, t.ex. berggrunden, bedöms inte äga rum.

8 Hälsa- och miljörisker

8.1 Underlagsmaterial

Underlagsmaterialet för bedömningen av hälso- och miljörisker utgörs av:

- Tidigare risk- och spridningsbedömningar för BT Kemiområdet (J&W, 1998a & 1998b), förslag till platsspecifika riktvärden för BT Kemi (Kemakta, 2002).
- Hälsoundersökningar av kringboende och personal vid BT Kemi (Bergdahl, 1979, Littorin, 1980, Littorin et al, 1985, Littorin & Rappe, 1994).
- Senare undersökningar av mark och grundvatten vid BT Kemi (J&W, 1998a, SCC, 2000, IVL, 2002) samt de kompletteringar som utfört inom huvudstudien.
- Kontrollprogram för dammvatten och Braån vid BT Kemi (1983-2003).
- Recipientkontroll Saxån-Braån (Ekologgruppen, 1997-2002), undersökningar av bekämpningsmedel i Saxån-Braån (Ekologgruppen, 1998 & 2001).
- SLU:s sammanställningar av bekämpningsmedel i ytvatten i Sverige (SLU, 2003).
- Uppgifter om de aktuella föroreningarnas fysikaliska, kemiska, toxiska och miljötoxiska egenskaper har hämtats från en rad källor, bl a WHO (1975 & 2003), FAO/WHO (1979 & 1998), CCME (1995 & 1999), Miljöstyrelsen (1996 a-c), Torstensson (1975, 1983 & 1989), RIVM (1999, 2001a & 2002), ECB (2002).
- Uppgifter om fenoxisyrodnas miljöegenskaper, bl a Helweg (1987,1993), Miljøforskning (2000), Miljøstyrelsen (1996a,b,c), Torstensson (1983), Torstensson et al (1989).

8.2 Hälsa- och miljörisker med aktuella föroreningar

De viktigaste föroreningarna på BT Kemiområdet är rester av bekämpningsmedel och de råvaror som använts vid tillverkningen samt nedbrytningsprodukter av dessa. I textbilaga 3 behandlas hälso- och

miljörisker med fenoxisyror, klorfenoler, klorresoler, dinoseb, dioxin och antimon. En kortfattad generell beskrivning ges av de viktigaste egenskaper hos dessa föroreningar. Som underlag till riskbedömningen har dessa egenskaper kvantifierats, se avsnitt 8.4, textbilaga 4 samt referenserna till dessa avsnitt. Uppgifterna om hälsoeffekter syftar på potentiella effekter på människor, och har hämtats i första hand från studier på människor, men information från djurförsök har också använts där inga tillgängliga uppgifter från studier på människor påträffats.

Vissa av de bekämpningsmedel som framställdes vid BT Kemi används fortfarande i dag, medan andra har förbjudits. Här redovisas en kortfattad översikt av aktuella föroreningar.

8.2.1 Fenoxisyror

Fenoxisyror är syntetiska växthormoner som verkar genom att orsaka okontrollerad och ohämmad tillväxt i mottagliga växter. Fenoxisyror är förhållandevis lösliga i vatten vilket medför att de blir förhållandevis rörliga i jorden.

Fenoxisyror, som tas upp, utsöndras mycket snabbt av de flesta organismer. Med undantag för vissa algar sker ingen bioackumulation av fenoxisyror.

Fenoxisyror bryts snabbt ned mikrobiellt under aeroba förhållanden vid ett pH mellan 5 och 8. Lägre och högre pH minskar däremot nedbrytningen. Nedbrytningshastigheten beror även på fukthalt, temperatur, markens allmänna biologiska aktivitet samt föroreningsgraden. Vid låga halter är nedbrytningshastigheten lägre och vid mycket höga koncentrationer krävs en anpassningstid innan en snabbare mikrobiell nedbrytning inträder.

8.2.2 Klorfenoler

Inom BT Kemi-området har huvudsakligen påträffats klorfenoler med en, två och tre kloratomer. Klorfenoler med fyra eller fem klor har endast påträffats i begränsad omfattning. De toxiska effekterna av de olika klorfenolerna är dock förhållandevis likartade.

Klorfenolers miljöeffekter beror på deras transport och nedbrytning i miljön, något som i sin tur styrs av deras fysiska och kemiska egenskaper. Generellt innebär ett större antal kloratomer en minskande flyktighet och löslighet i vatten samt en ökande bindning till organiskt

material och fett. Därigenom har de mer klorerade klorfenolerna större förmåga att bindas i jorden, men även större möjlighet att bio-koncentreras. Fastläggningen är störst i jordar med högt innehåll av organiskt kol.

Även klorfenoler fungerar som svaga syror vilket innebär att pH-värdet är betydelsefullt för deras uppträdande i miljön. I allmänhet är klorfenoler mindre rörliga än fenoxisyror.

Klorfenolers kemiska egenskaper innebär att de potentiellt kan bio-ackumuleras i främst akvatiska organismer.

Kemisk nedbrytning av klorfenoler i vatten kan ske genom direkt påverkan av solljus (fotolys). Biologisk nedbrytning sker företrädesvis under aeroba förhållanden. Hastigheten på nedbrytningen i jord beror av jordens pH, innehåll av organiskt material och mängd biomassa. Skillnader i nedbrytningshastighet råder mellan klorfenoler med olika kloreringsgrad. Under anaeroba förhållanden sker nedbrytning mycket långsamt.

8.2.3 Klorkresoler

Klorkresoler har förekommit vid BT Kemi dels som råvara vid tillverkning av fenoxisyror, men ämnet kan även bildas genom nedbrytning av fenoxisyror.

4-klor-o-kresol har måttlig förmåga att binda till organiskt material och är därmed relativt rörlig i jordar. Fastläggningen uppskattas vara i samma storleksordning som för diklorfenoler.

De kemiska egenskaperna antyder en viss möjlighet för bioackumulation, men mätningar på fisk visar på en låg grad av bioackumulation. Någon väsentlig anrikning i näringskedjorna bedöms inte förekomma.

4-klor-o-kresol bedöms vara lätt nedbrytbart under aeroba förhållanden. Vissa studier anger dock att ämnet inte är lätt nedbrytbart, eventuellt pga av dess toxicitet för mikroorganismer.

8.2.4 Dinoseb

Dinoseb har en måttlig till hög mobilitet i sandiga och siltiga jordar. Lakbarheten bedöms vara hög på grund av ämnets begränsade fastläggning till organiskt material i jorden. Bioackumulation i akvatiska system är liten.

Dinoseb kan brytas ned aerobt och anaerobt. Aerob behandling av dinosebförorenad jord kan generera nya svårnedbrytbara och toxiska föreningar.

8.2.5 Dioxiner

Dioxiner har aldrig producerats kommersiellt utan bildas i spårmängder som oönskade föroreningar vid tillverkning av vissa klorföreningar, t.ex. klorfenoler.

Generellt har dioxiner mycket låg vattenlöslighet, låg flyktighet samt hög fettlöslighet. Dioxiner anrikas i näringskedjorna. Bioackumulation har påvisats främst i akvatiska miljöer, men bioackumulation i terrestera system också kan förväntas.

Människan exponeras i stor utsträckning via födan, där framför allt fet fisk från kontaminerade vatten har förhållandevis höga halter.

Dioxiner är mycket resistent mot biologisk nedbrytning.

8.2.6 Antimon

Antimon är en halvmetall som i naturen huvudsakligen uppträder i trevärd form under måttligt oxiderande förhållanden och femvärd form under kraftigt oxiderande förhållanden. Dess kemiska egenskaper är liknande de för arsenik.

Antimon fastläggs måttligt i jordar och sediment med en lägsta löslighet vid pH 7. Vid höga pH lakas antimon i femvärd form, medan den trevärda formen kan lakas vid mycket låga pH. Under anaeroba förhållanden kan antimon (på liknande sätt som arsenik) bindas till orörliga järn- och aluminiumföreningar.

Det finns inga indikationer på att antimon kan bioackumuleras eller anrikas i näringskedjan. De studier som utförts antyder att antimon kan ge fortplantningsstörningar.

8.3 Resultat av hälsoundersökningar vid BT Kemi

Ett antal hälsoundersökningar har genomförts på ortsbefolkningen i Teckomatorp och Billeberga samt på arbetare vid BT Kemi. I detta avsnitt ges en kortfattad sammanfattning av dessa undersökningar.

Klagomål från allmänheten över besvärande lukt från fabriken hade inkommit vid flera tillfällen sedan starten på verksamheten. Det hade även angetts att olika sjukdomssymtom och sjukdomar förekommit i stor utsträckning bland befolkningen i såväl Teckomatorp som i Billeberga. En medicinsk arbetsgrupp tillsattes för att utreda om fabriken verksamhet och deponeringar av avfallsmassor medfört skadlig påverkan på befolkningen och för att bedöma de medicinska konsekvenserna av saneringsarbetet. Gruppen genomförde ett antal studier:

- Hälsoundersökning av barn i Teckomatorp och Billeberga samt i ett kontrollområde
- Undersökning av graviditetsutfall
- Undersökning av PCB-halten i blod hos en grupp kvinnor som haft missfall
- Yrkesmedicinsk undersökning av personal på BT Kemi
- Yrkesmedicinsk hälsoundersökning av andra grupper.

Yrkesexponerade hos BT Kemi ingår också i en registerundersökning av dödsorsaker och cancer bland en stor grupp (22 000 individer) yrkesexponerad från flera länder.

8.3.1 Undersökning av ortsbefolkning

Eftersom luftmätningar under fabriken driftperiod saknas kan ingen bedömning av exponeringen av omkringboende göras. Lukttröskeln för vissa av de aktuella ämnena är mycket låg, vilket innebär att luktproblem kan uppkomma vid mycket låga lufthalter. Det är också svårt att uppskatta exponeringen via dricksvatten. Smakförsämringar har noterats vid flera tillfällen, men även smaktröskeln är mycket låg.

Hälsoundersökningen av ortsbefolkning fokuserade på barnen. I Teckomatorp undersöktes 521 barn och i Billeberga 392 barn (96 % av alla familjer i området). I kontrollområdet undersöktes 430 barn. Undersökningen omfattade enkät till föräldrarna om barnets hälsa, sköterskeintervju och screeningprov av urin och blod och med bl a hudstatus.

Hudsjukdomar undersöktes eftersom exponering för klorerade dioxiner har observerats ge hudförändringen klorakne. Klorakne har inte påvisats i något fall och resultaten av hudundersökningen visade ingen överrepresentation av hudsymtom som skulle kunna hänföras till exponering för ämnen från BT Kemi.

Områdena uppvisade ungefär samma förekomst av nästan alla övriga symtom. Ingen skillnad i rapporterad symtomfrekvens mellan boende på olika avstånd från fabriken kunde konstateras. Barn i Billeberga-området hade haft symtom "kortvarig diarré" oftare än i övriga områden, men detta har inte kunnat knytas till en viss tidpunkt, och speciellt inte till hösten 1970, då klagomål över dålig lukt och smak av vattnet anmäldes av flera personer till hälsovårdsnämnden. Långvariga eller återkommande diarréer hade inte förekommit oftare i Billeberga än i andra områden. Blodbrist hade konstaterats oftare i Billeberga än i andra områden, men laboratorieprov visade normala blodvärden i de aktuella barnen. Det kan nämnas att varken Teckomatorps distriktsläkare eller skolsköterskan observerat någon anmärkningsvärd sjuklighet bland barnen under BT-Kemis verksamhetsår.

Två fall av leukemi hos barn förekom i området under perioden 1965 och 1978. Visserligen är två inträffade fall under tidsperioden högre än vad som kan statistiskt förväntas (0,27 fall), men å andra sidan är två fall så lågt antal att slumpmässiga orsaker väl kan ha bidragit. Något samband med utsläppen från BT Kemi har inte kunnat påvisas.

I övrigt avslöjade varken den kliniska bedömningen eller blodprovsanalyserna någon förekomst av pågående sjukdomar bland barnen i Billeberga eller Teckomatorp som kunde tänkas vara orsakade av utsläpp från BT Kemi. Någon anhopning av symtom har inte påvisats hos barnen vare sig totalt eller vid någon speciell tidpunkt.

8.3.2 Missfalls- och missbildningsstudie

En studie av utfallet av graviditeter omfattade 331 graviditeter från Teckomatorp, 221 från Billeberga och 291 från ett kontrollområde (Anderslöv). Missfalls- och missbildningsfrekvens inom de exponerade områdena var inte högre än i kontrollområdet och avvek inte heller signifikant från missfallsfrekvens i Malmöhus län eller Svalövs kommun som helhet.

En undersökning av PCB-halter i blod hos 9 kvinnor som haft missfall gjordes för att undersöka om något samband fanns mellan missfallsfrekvens och PCB-exponering. De uppmätta PCB-halterna i blod avvek inte från halterna i olika referensgrupper. Därför kunde inget samband påvisas.

8.3.3 Arbetare vid BT Kemi

Sjuklighet hos de anställda hos BT kemi undersöktes 1978 och 1979 (Littorin, 1980). 90 % (237 individer) av de före detta anställda undersöktes med frågeformulär och 224 personer undergick läkar- och laboratorieundersökning.

Exponeringsbilden var komplex. Anställningstiderna var ofta korta, för 60 % av individerna mindre än ett år. Bara 11 % hade mer än fem års anställning. Individerna hade ofta många olika arbetsuppgifter och exponerades för ett flertal kemikalier. Endast 73 män respektive 19 kvinnor som exponerats för kemikalier hade en anställningstid mer än ett år vilket medförde att en statistisk analys ej var meningsfull. 104 individer klassades som högexponerade, 67 som måttligt exponerade och 50 som lågexponerade.

Senare studier har bekräftat yrkesmässig exponering för dioxiner hos arbetare vid BT Kemi (Littorin et al, 1994). Blodprov togs på fem män som tidigare var anställda mellan 7 och 12,5 år i produktionen av klorfenoler och klorerade fenoxisyror vid BT Kemi, och hade slutat sin anställning 16-21 år före provtagningen. Dessutom togs blodprov från fem kontroller jämförbara med BT Kemi-arbetarna utom vad gäller bekämpningsmedelsexponering.

Den mest toxiska dioxinen TCDD förekom i genomsnitt i ca åtta gånger högre halt bland de fem f.d. industriarbetarna än bland de fem kontrollerna. Arbetaren med längst exponerad anställningstid hade högst TCDD-halt och ett samband kunde ses mellan exponeringstidens längd och TCDD-halt, trots att olika lång tid förflutit sedan sista anställningsdag och att blodprov togs 16 år efter driftstopp.

Halterna TCDD i de exponerade arbetarnas blodplasma var anmärkningsvärda och betyder sannolikt att en yrkesmässig exponering för TCDD-kontaminerade fenoxisyror/klorfenoler funnits under arbetarnas anställning. Dessa halter är de högsta som uppmätts i Sverige, och är högre än hos Östersjöfiskare, som är storkonsumenter av fet fisk. Högre halter har dock uppmätts hos TCDD-exponerade fabriksarbetare i andra länder och hos arbetare som efter fabriksolyckor drabbats av kloracne. TCDD har en biologisk halveringstid på ca 7 år, och BT Kemi-arbetarna har sannolikt haft högre halter när de slutade sin anställning.

Av de hälsoundersökta hade 60 % erfarit någon form av akuta symptom som de har satt i samband med arbetet. Många av de tidigare

anställda besvärades av akuta hud-, slemhinne- och luftrörssymtom under arbete vid företaget, som kan ha framkallats eller accentuerats av arbetsexponering för kemikalier. Några hade erfart illamående och huvudvärk. Spraytorkning och pulverpackning gav mest besvär. Några hade kvarstående symtom men i inget fall rörde det sig om allvarliga sjukdomstillstånd. Resultaten från fysikalisk undersökning och blodprov på de f.d. anställda visade inga klara avvikelser från den övriga populationen.

De högexponerade hade inte fler akuta symtom än övriga med lägre exponering. Den högexponerade gruppen uppvisade inte statistiskt signifikant fler avvikande laboratorievärden än de med lägre exponering.

I en pilotstudie omfattande sex av de mest höggradigt och mest långvarigt exponerade individerna studerades blodförändringar som kan indikera toxiska effekter på arvsanlagen och jämfördes med en kontrollgrupp av icke exponerade. Ingen statistiskt signifikant skillnad fanns mellan de båda grupperna.

En studie av dödlighet, dödsorsaker och tumörmorbiditet bland de f.d. anställda genomfördes för att belysa frågan om klorfenolers och fenoxisyror eventuella carcinogenicitet (Littorin, et al. 1985).

När undersökningen genomfördes 1981 hade 13 av männen och ingen av kvinnorna avlidit. Dödligheten bland männen var jämförbar med riksgenomsnittet och inga specifika dödsorsaker var överrepresenterade. Antal tumörfall bland männen låg nära det förväntade i hela gruppen f.d. anställda. Inga fall av lymfom, mjukdelssarkom, näscancer och lungcancer iaktogs. En överrepresentation av magtarmkanals-tumörer observerades, med 4 fall mot 1,2 förväntade enligt riksstatistik. Orsakssambandet med exponering för kemikalier vid BT Kemi är mycket osäker och andra förklaringar till den exponerade gruppens överrisk kan finnas, t ex nitrathalten i vatten från egen brunn. Bland kvinnorna fanns inga dödsfall och ett fall av elakartad tumör hos en kvinna i den oexponerade gruppen. Materialet har ej medgivit någon bedömning av eventuella dos-responssamband.

Den studerade gruppen var för liten för att annat än stora överrisker skulle kunna ses och statistiskt säkerställas. Vidare var uppföljningstiden kort, 17 år, i förhållande till den tid det tar för cancer att utvecklas. Därför kan inga slutsatser dras vad gäller klorfenolers och fenoxisyror eventuella carcinogenicitet.

8.3.4 Yrkesmedicinsk undersökning av andra grupper

Yrkesmedicinska hälsoundersökningar gjordes år 1978-79 av andra som så önskade: personer bosatta i Teckomatorpsområdet (42 personer), entreprenörer-grävmaskinister (10 personer) som anlåtats för att utföra utomhusarbeten på BT Kemis fabriksområde (schaktning, transporter mm), sanerare från IVL. Irritationer i slemhinnor och luftvägar och lukt- och smakolägenheter dominerade besvärsbilden. Andra besvär/sjukdomar som kunde knytas till BT-Kemis verksamhet framkom inte.

8.3.5 Undersökning av större grupper yrkesexponerade

Bättre underlag för bedömning av eventuell cancerogenicitet bland yrkesexponerade för klorerade fenoxisyror/klorfenoler med eller utan förorening av dioxiner som TCDD erhöles genom att flera grupper av industriarbetare och sprutförare slogs samman. De tidigare BT Kemi-anställda kom att ingå i ett register som 1992 omfattande närmare 22 000 arbetare från 12 länder. Bland de som bedömdes exponerade för TCDD-förorenade fenoxisyror/klorfenoler observerades en svagt ökad risk för död i cirkulationsorganens sjukdomar, speciellt hjärtsjukdom, för död i cancer totalt, i sarkom, non-Hodkins lymfom och lungcancer. Bland de som bedömdes inte ha exponerats för TCDD var dödligheten inte ökad förutom för död i sarkom som var lätt ökad.

8.4 Platsspecifika riktvärden

För att på ett enkelt sätt kunna bedöma hur allvarlig en förorening i jord eller vatten är finns generella riktvärden för olika ämnen framtagna av Naturvårdsverket. Dessa riktvärden är baserade på modeller som speglar de olika ämnenas hälsoeffekter och miljöfarlighet vid olika markanvändning och exponeringsförutsättningar. De generella riktvärdena är konservativa d.v.s. de inrymmer i sig en förhållandevis stor säkerhetsmarginal eftersom de skall täcka in i princip alla objekt utan att skador riskeras.

Vid mer omfattande föroreningar och stora projekt tar man oftast fram s.k. platsspecifika riktvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa platsspecifika riktvärden blir då mer relevanta och anpassade till förhållandena i det särskilda fallet. De framtagna riktvärdena tjänar sedan som bedömningsgrund när man utför analyser på jord och grundvatten före, under och efter en sanering av det aktuella området. De kan också ses som riktvärden för hur långt en sanering skall bedrivas och för de åtgärder som behövs.

8.4.1 Förslag till platsspecifika riktvärden 2002

Förslag på platsspecifika riktvärden för klorfenoler, fenoxisyror och dinoseb i mark inom BT Kemiområdet har tagits fram av Kemakta Konsult AB på uppdrag av länsstyrelsen (Elert et al., 2002). Dessa värden har tagits fram för att ge skydd mot hälso- och miljöeffekter vid tilltänkt framtida markanvändning. Värdena har beräknats med hjälp av de modeller som använts för att ta fram Naturvårdsverkets generella riktvärden och det förslag till riktvärden för bensinstationer som tagits fram av Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet. I vissa avseenden har exponeringsvägar och exponeringsparametrar anpassats för situationen vid BT Kemi-området. Riktvärdena beräknades för olika djup under markytan med antagande av en minskad risk för exponering för djupare liggande förorening.

Förslaget till riktvärden togs fram med hänsyn till hälsorisker för människor som kommer att vistas på området vid tilltänkt framtida markanvändning, risker för markmiljön i området samt risker för spridning av föroreningar till Braån. Förutsättningarna för beräkning av spridningen till Braån är att nuvarande pumpning avbryts. För samtliga ämnen var det miljöriskerna som är styrande för riktvärdet. För ytligt liggande föroreningar var det i de flesta fall riskerna för markmiljön som styr medan det för djupare liggande föroreningar var risken för spridning till ytvatten. De hälsoriskbaserade riktvärdena var för samtliga beaktade föroreningar betydligt högre än de miljöriskbaserade. Miljöeffekter var således den styrande risken.

Riktvärdena beräknades för enskilda föreningar och för summaparametrar. För summaparametrarna föreslogs följande riktvärden (mg/kg TS) för olika markanvändning och djup under markytan:

Ämne/ämnesgrupp	Naturmark (mg/kg TS)			Industrimark (mg/kg TS)		
	0-1 m	1-2 m	> 2 m	0-1 m	1-2 m	>2 m
summa klorfenoler	0,5	0,5	3	5	5	5
summa fenoxisyror och klorkresoler	0,05	0,05	0,3	0,3	0,3	0,3
Dinoseb	0,05	0,05	0,03	0,06	0,06	0,03

8.4.2 Modifiering av beräkningsförutsättningar

Den genomgång av bakgrundsmaterial och de kompletterande undersökningar som gjorts inför huvudstudien har gett anledning att granska de förutsättningar som användes för att beräkna de platsspecifika

riktvärdena och i vissa fall modifiera dessa. De förutsättningar som reviderats är:

- Data för ämnenas toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper
- Exponering på grund av intag av fisk från Braån har beaktats
- Bedömning av skydds krav för den djupare markmiljön
- Utspädningsfaktorer till ytvatten
- Föroreningarnas rörlighet i jorden
- Komplettering med platsspecifika riktvärden för dioxin.

Data för ämnenas toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper

En genomgång har gjorts av källor för information om de aktuella ämnenas toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper. Vad gäller humantoxikologiska data har inga förändringar gjorts sedan 2002.

Vissa nya data har dock kommit fram vad gäller ämnenas ekotoxikologiska egenskaper. De platsspecifika riktvärden som utarbetades för markmiljön byggde på en kritisk granskning av framförallt data framtagna i Nederländerna. En genomgång av litteraturen visar att få studier har publicerats efter det att de platsspecifika riktvärdena togs fram. Nya data har dock föranlett en revidering av värdena för 4-kloro-kresol. För de platsspecifika riktvärdena som beräknades 2002 användes samma värde som för fenoxisyror med motiveringen att klorokresol generellt är mer toxiskt än klorfenoler och kresol. Riskbedömningar utförda av European Chemicals Bureau (2002) och RIVM (2002) indikerar dock att effekter i markmiljön uppträder vid samma haltnivåer som för klorfenoler. Även kvalitetskriterierna för ytvatten har ändrats för att motsvara de som använts för di- och triklorfenoler.

Intag av fisk från Braån

Exponering genom intag av fisk beaktades inte specifikt i det tidigare förslaget till riktvärden utan bedömningen gjordes att ett tillräckligt skydd erhöles genom de krav som ställdes på ytvattenkvalitet. I det modifierade förslaget har antagits ett intag av fisk fångad i Braån nedströms BT Kemi som motsvarar 10 % av normalintaget. Beräk-

ningar visar att intag av fisk kan vara begränsande för det hälsoriskbaserade riktvärdet för djupare jordlager. Intag av fisk påverkar dock inte det totala riktvärdet.

Bedömning av skydds krav för den djupare markmiljön

Förslaget till platsspecifika riktvärden från 2002 utgick från en mycket hög ambitionsnivå vad gäller markens biologiska funktion inom området. För norra delen av området där en framtida användning som naturmark förutsattes sattes krav på markmiljön motsvarande "Känslig Markanvändning" (KM) ner till ett djup på 2 meter under markytan. För djupare liggande mark sattes kraven för markmiljön vid ett värde motsvarande 4 gånger värdena för "Mindre Känslig Markanvändning" (MKM-värdena). För den södra delen av området förutsattes en framtida markanvändning som industrimark och kraven på markmiljön sattes motsvarande MKM-värdet för djupet 0 – 1 meter, 2 gånger MKM-värdena för djupet 1 – 2 meter och 4 gånger MKM-värdena för djup större än 2 meter.

I det modifierade förslaget har hänsyn tagits till att det huvudsakliga biologiska livet som riktvärdena för markmiljö avser att skydda återfinns inom intervallet 0 – 1 meter. I intervallet 1 – 2 meter kan rötter från större träd tränga ned. I detta djupintervall bedöms dock riktvärden motsvarande "Mindre Känslig Markanvändning" ge ett tillräckligt skydd för markmiljön i området. Förorening på djup större än 2 meter bedöms inte ge några effekter på markmiljön och har därför inte antagits vara begränsande för riktvärdena. Ett skydd mot spridning av föroreningar från djupare jord ges indirekt genom de högt ställda krav som gäller skydd mot spridning till Braån. Denna spridning tas hänsyn till för alla djup.

I tabellen nedan redovisas de förändringar som gjorts i det modifierade förslaget.

Markanvändning	Naturmark			Industrimark		
Djup	0 - 1 m	1 – 2 m	> 2 m	0 - 1 m	1 - 2 m	> 2 m
Effekter på markmiljö inom området Kemakta (2002)	KM-miljö	KM-miljö	4 x MKM-miljö	MKM-miljö	2 x MKM-miljö	4xMKM-miljö
Effekter på markmiljö inom området Modifierat förslag	KM-miljö	MKM-miljö	Ingen	MKM-miljö	Ingen	Ingen

Utspänningsfaktorer till ytvatten

I förslaget till platsspecifika riktvärden har en uppskattning av vattenströmningen i området gjorts för att beräkna vilken utspädning som sker av vatten som lakar från marken i området får när det når Braån. Utspänningsfaktorn baserar sig på uppskattningar av infiltrationen i området och den vattenföring som är i Braån med 75 % varaktighet. För den djupare jorden antogs att även infiltration över områden söder om BT Kemi-området bidrar till grundvattenflödet. Detta gav en utspänningsfaktor porvatten/ytvatten i den ytliga jorden på 1/200 och för den djupare jorden på 1/100.

De mätningar som genomförts under 2003 visar på att inverkan av grundvatten från områden söder om BT Kemi-området är mindre än tidigare antagits. Det bedöms därför inte som motiverat att ha separata utspänningsfaktorer för olika djup i marken. Utspänningsfaktorn 1/200 har därför i det modifierade förslaget använts för samtliga djup.

Föroreningarnas rörlighet i jorden

En bedömning har gjorts av hur den teoretiskt beräknade lakningen av föroreningarna stämmer med uppmätta halter i grundvatten. Kvoten mellan medelvärdet av uppmätta halter i jordproverna och uppmätta halter i grundvatten inom hela området överensstämmer relativt väl med vad som beräknats teoretiskt utifrån ett innehåll av organiskt kol i jorden på 3 %. För merparten av föroreningar är avvikelserna mindre än en faktor 3 och som mest är den en faktor 7. Detta tyder på att uppskattningen av lakningen från jorden är god under de förhållanden som råder med ett aktivt dräneringssystem. Överensstämmelsen är dock inte god för enskilda punkter, där områden med låga halter i marken kan ha höga halter i grundvattnet och vice versa.

Detta beror sannolikt på att halterna i grundvattnet beror av förorening som finns i jorden inom ett större område kring grundvattenröret.

En framtida situation utan ett aktivt dräneringssystem skulle leda till lägre grundvattenflöden genom området, vilket teoretiskt skulle kunna leda till högre halter av förorening i grundvattnet. Vi gör dock bedömningen att de höga halterna som uppmätts i grundvattnet förekommer i områden som redan idag har lågt grundvattenflöde och därför inte är representativa för det vatten som strömmar ut från området. De halter av fenoxysyror som uppmätts i dränagesystemet är ca 10 – 20 gånger lägre än i grundvattnet. Det är därför inte troligt att ändrade grundvattenförhållanden skulle kunna leda till halter i det vatten som läcker ut från området som överstiger de teoretiskt beräknade jämvikts-halterna. Inga förändringar av modellen avseende föroreningarnas rörlighet har därför genomförts.

Platsspecifika riktvärden för dioxin.

En genomgång har gjorts av de data som använts för de generella riktvärdena och vissa revideringar utförts. Dessa omfattar fysikalisk-kemiska egenskaper, toxikologiska bedömningar, växtupptagsfaktorer och miljöriktvärden för mark och ytvatten, se vidare textbilaga 2.

8.4.3 Modifierat förslag till platsspecifika riktvärden

Baserat på de ändringar som beskrivs i kapitel 8.4.2 har ett modifierat förslag till platsspecifika riktvärden tagits fram. En mer detaljerad beskrivning av hur de modifierade riktvärdena tagits fram redovisas i textbilaga 4. De förändringar som inkluderats omfattar:

- Kraven på skydd av markmiljön i djupare jordlager har sänkts
- Höjda riktvärden för markmiljö och ytvattenkriterier för 4-klor-o-kresol
- Högre utspädning har beräknats för förorening från djupare jordar
- Platsspecifika riktvärden för dioxin har beräknats.

Förslag till platsspecifika riktvärden för ämnesgrupper redovisas i tabellen nedan. I samtliga fall utom för dioxin styrs riktvärdet av risken för miljöeffekter, endast för dioxin är hälsoeffekterna styrande. I textbilaga 2 redovisas framräknade riktvärden för enskilda föreningar

samt vilka värden som beräknats för skydd mot hälsoeffekter respektive miljöeffekter.

Ämne	Platsspecifika riktvärden mg/kg TS (dioxin ng/kg TS) Modifierat förslag						Generella Rikt- värden	
	Naturmark			Industrimark			KM	MKM
	0-1 m	1-2 m	> 2 m	0-1 m	1-2 m	> 2 m		
Summa klorfenoler	0,5	5	5	5	5	5	0,5	5
Summa fenoxisyror	0,05	0,5	1	0,3	0,5	1	0,05	0,3
Summa klorkresoler	0,5	5	10	5	10	10	0,5	5
Dinoseb	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,3
Dioxin (ng/kg TS)	100	400	400	200	400	400	10	250

De platsspecifika riktvärdena är beräknade enligt samma metoder som de generella riktvärdena. Data för fenoxisyror, klorkresoler och dinoseb, som saknar generella riktvärden har tagits fram enligt samma principer som för de generella riktvärdena. Revideringar av data har gjorts för klorfenoler och dioxiner. En visst mått av osäkerhet gäller för de beräknade riktvärdena huvudsakligen orsakat av osäkerhet i ingångsdata. Framförallt gäller detta beräkningar av effekter på miljön inom området. I beräkningarna har indata valts med ett mått av försiktighet för att undvika att underskatta de risker föroreningarna kan innebära.

Störst förändringar innebär förslaget för nivån 1-2 meter för naturmark, där de modifierade riktvärdena är ca 10 gånger högre än tidigare. Detta beror på de ändrade kraven på markmiljön i djupare liggande jord. Modifieringen av riktvärdena för markmiljön gällande 4-klor-o-kresol innebär också väsentligt högre riktvärden för detta ämne, vilket motiverat att separata riktvärden tagits fram för summa klorkresoler.

De föreslagna riktvärdena tar hänsyn till att utlakning av förorening inte skall ge några negativa effekter på Braån. Riktvärdena bygger på att beräknade halter i Braån inte skall överskrida kvalitetskriterier för ytvatten. Ytvattenkriterier har satts utgående från nederländska data för effekter på akvatiska system (RIVM, 1999 & 2001a), de använda värdena redovisas i tabellen nedan. I utsläppsberäkningarna tas hänsyn till utspädning, men inte någon fastläggning eller nedbrytning av föroreningarna, vilket innebär att de verkliga halterna förväntas bli väsentligt lägre. Dessa värden är inte avsedda som riktvärden för miljökontrollen.

ra02s 2000-03-30

Ämne	Kvalitetskriterier för ytvatten ($\mu\text{g/l}$)
Monoklorfenoler	6
Di- och triklorfenoler	3
Klorkresoler	3
Fenoxisyror	4
Dinoseb (DNBP)	0,05
Dioxin (pg TEQ/l)	0,05

8.5 Bedömning av hälso- och miljörisker i dagsläget

8.5.1 Hälsoeffekter vid vistelse på området

De mätningar som genomförts visar i allmänhet på låga halter (under detektionsgränsen) av klorfenoler och fenoxisyror i jordlager som är direkt tillgängliga för personer som vistas på området. Halter över de platsspecifika riktvärdena har uppmätts i ytjorden, dock ej över de riktvärden som styrs av hälsorisker. Ställvis förekommer processkalk nära markytan som kan innehålla höga halter föroreningar och det kan inte uteslutas att halter över de hälsoriskbaserade riktvärden kan finnas ytligt.

Norra området är avgränsat av järnvägen i söder och Braån i norr vilket ger en begränsad tillgänglighet. Den tid som personer i dagsläget vistas i norra området bedöms därför vara lägre än vad som antagits för beräkning av de platsspecifika riktvärdena (60 dagar per år).

Det södra området utgör industriområde och har en högre tillgänglighet. Här har höga halter av dinoseb påträffats under asfaltgolvet i en byggnad. Halten ligger dock under det hälsoriskbaserade riktvärdet och dinosebs låga flyktighet innebär att ingen risk för exponering av personal i byggnaden föreligger. Riskerna för att en betydande exponering skall förekomma i dagsläget bedöms därför vara måttliga.

8.5.2 Miljöeffekter inom området

Det norra området är idag gräsbevuxet med enstaka träd. Vissa begränsade undersökningar av flora och fauna i området har gjorts men eventuella störningar i ekosystemet är dåligt kända. De halter

som förekommer i ytliga jordlager inom vissa delar av området ligger över det miljöriskbaserade riktvärdena vilket indikerar att risker för miljöeffekter inom området kan föreligga.

8.5.3 Bedömning av risker för spridning

De flesta föroreningar som förekommer på BT Kemi-området har hög löslighet i vatten och relativt stor rörlighet i jordar. Detta medför att spridning via grundvatten är den mest betydelsefulla spridningsvägen.

Grundvattenförhållandena i det norra området styrs av dräneringssystemet och pumpningen till dammen. Den vattenbalans som upprättas för BT Kemiområdet visar att pumpningen i dräneringssystemet är väsentligt större än bortledningen till Landskrona avloppsreningsverk. Detta pekar på att en omfattande rundpumpning av vatten sker. De mätningar av nivåer och elektrisk ledningsförmåga i grundvatten som genomförts (se kapitel 6.5.3) visar att utläckage från området till ån sker på några ställen. Detta kan även ses i de mätningar som genomförs i Braån där en förhöjning av halten av MCPP kan noteras efter åns passage förbi BT Kemiområdet. MCPP är också den fenoxisyra som uppmätts i högst halter i dränagesystemet. Haltökningen av MCPP i ån är i storleksordningen 1 µg/l vilket indikerar ett utläckage på något tiotal kg MCPP per år. Detta stämmer väl med de mängder som erhålls vid en alternativ uppskattning av läckaget utgående från beräknat grundvattenläckage till ån (30 – 40 m³/dygn) och medelhalter av MCPP i grundvattnet i de rör som ligger närmast ån (JW13, JW14, C8 och JW6 ca 500 µg/l) vilket ger ett utläckage på 5–8 kg/år.

De analyser som genomförts på vatten från Braån inom ramen för vattenvårdskommitténs provtagning visar också på en högre fyndfrekvens av fenoxisyror i Braån än i övriga Skåne län och i övriga Sverige. Anmärkningsvärt är att denna förhöjning även är märkbar i de prover som tagits uppströms BT Kemi. Orsaken till detta har inte kunnat klargöras. De medelhalter som uppmätts i Braån är också markant högre än i vattendrag i övriga Skåne län och de maximala halterna överstiger de kvalitetskriterier som satts för ytvatten.

De mätningar som utförts tyder på att en spridning i dagsläget sker från BT Kemiområdet till Braån. Maximala halter i Braån nedströms BT Kemi ligger i nivå med eller något högre än de kvalitetskriterier som tagits fram för att skydda miljön i ytvatten. Miljöpåverkan i dagsläget på grund av utsläpp från BT Kemi har endast undersökts i begränsad omfattning. Bottenfaunaundersökningar i Braån indikerar

en påverkan nedströms BT Kemi, men det går dock inte att avgöra om denna beror på utsläpp av fenoxisyror eller andra faktorer såsom bottentyp, skuggningsgrad, jordbrukspåverkan, m.m.

8.5.4 Bedömning av risker med andra föroreningar

Risken med övriga ämnen som tillverkats, beretts eller använts som råvaror vid BT Kemi bedöms ha en underordnad betydelse jämfört med fenoxisyror, klorfenoler, klorresoler och dinoseb. Dräneringsvatten vid BT Kemi har analyserats med avseende på ämnen som använts vid BT Kemi. Av dessa har endast kloparylid påträffats i halter över detektionsgränsen (maxhalt 0,13 µg/l). I analyserna av dammvatten har även andra bekämpningsmedel påträffats, men inte i några anmärkningsvärda halter.

Endast ett fåtal analyser har genomförts av dioxiner (polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner) inom BT Kemiområdet. De analyserade proverna visar dock att höga halter dioxin förekommer i det norra området där processkalk deponerats, 5000 ng/kg räknat som TCDD-ekvivalenter 1,5 meter under markytan och 450 ng/kg 0,5 meter under markytan. Den begränsade tillgängligheten till det norra området medför att risken för en betydande exponering för dioxiner bedöms som måttlig. De mätningar som utförts av dioxinhalter i lakvatten och i sediment i dammen visar på förhöjda halter, men visar också att transporten av dioxin via dräneringssystemet är begränsad i storleksordningen något tiotal µg per år. Spridning av dioxin från området till Braån bedöms vara lägre på grund av dioxiners begränsade rörlighet i jord.

Metallhalter i området är generellt låga med undantag för antimon. Antimon användes som katalysator i tillverkningsprocessen och har deponerats inom det norra området. Antimon har analyserats i dräneringssystemet och i dammen i halter uppemot 15 µg/l, vilket visar att en viss spridning av antimon kan ske. Denna spridning bedöms dock inte ge något väsentligt tillskott till Braån. Dricksvattennormen för antimon är 5 µg/l (Livsmedelsverket, 2001). Några analyser av antimon i jorden har inte utförts, så någon fullständig bedömning av riskerna kan inte göras. Antimon har dock deponerats tillsammans med annat processavfall innehållande höga halter fenoxisyror och klorfenoler och de risker som antimon kan utgöra bedöms därför som underordnade i dagsläget. Förekomst av antimon i jorden bör dock undersökas närmare inför saneringsinsatserna.

Övriga föroreningar som detekterats inom området är kresoler, xylen och olja, dock i halter som gör att dessa föroreningar är av underordnat intresse.

8.6 Bedömning av hälso- och miljörisker i framtiden

I detta avsnitt görs en bedömning av hälso- och miljörisker som kan inträffa i framtiden om ingen efterbehandling av BT Kemiområdet genomförs.

8.6.1 Planerad framtida markanvändning

För den norra delen av området har Svalövs kommun intentioner att det skall användas som naturområde och rekreationsområde för Teckomatorpsborna. Området får därmed en ökad tillgänglighet. Den södra delen av området är idag industriområde och kommer sannolikt förbli det i framtiden.

8.6.2 Bedömning av framtida hälso- och miljörisker

Den ökade tillgängligheten till det norra området kommer att innebära att fler människor vistas på området och att enskilda personer kan komma att vistas ofta på området. Detta innebär en ökad risk för exponering för de föroreningar som finns på området och därmed en ökad risk för hälsoeffekter. Efterhand riskerar även vetskapen om områdets historia att minska, vilket innebär en större risk för aktiviteter som kan ge en ökad exponering.

Om det södra området kvarstår som industriområde innebär detta att olika aktiviteter som riskerar att frilägga föroreningar och därmed öka risken för exponering kan komma att ske, t. ex. om- och nybyggnader, ledningsgrävningar.

8.6.3 Bedömning av spridningsrisker

De undersökningar som utförts inom BT Kemiområdet visar på att betydande mängder fenoxisyror och klorfenoler finns kvar i marken. Den jämförelse som gjorts mellan halter uppmätta 1977 och halter som uppmäts i nuläget, 20 till 25 år senare, visar på en haltminskning av fenoxisyror, men att haltminskningen av klorfenoler har varit mycket begränsad, se Kartbilaga 6. Klorfenoler kan också nybildas genom nedbrytning av fenoxisyror.

För fenoxisyror är haltminskningen störst för fenoxisyror med en kloratom (MCPA-MCPP) och minst för de med tre kloratomer (2,4,5-T och 2,4,5-TP). Haltminskningen förefaller vara något större för de ättiksyrebaserade fenoxisyrorerna (MCPA, 2,4-D och 2,4,5-T) än för de propionsyrebaserade (MCPP, 2,4-DP och 2,4,5-TP).

Detta visar på låg potential för nedbrytning av föroreningar framförallt i områden med höga halter. Detta beror troligtvis på höga pH-värden och anaeroba förhållanden. Det är därför inte troligt att ytterligare nedbrytning kommer att ge någon betydande förbättring av förhållandena inom området inom ett rimligt tidsperspektiv. Även urtvättningen av jorden kommer att vara långsam framförallt av klorfenoler som har en relativt kraftig fastläggning i jorden. En grov uppskattning är att det kan ta i storleksordningen flera tiotals till hundratals år innan urtvättning kan ge någon betydande förändring av halterna. För föroreningar som fastläggs kraftigt i jorden, t ex dioxin kan det ta ännu längre tid.

Den dränering genom pumpning som sker i dagsläget riskerar att i framtiden få en försämrad funktion på grund av igensättningar i ledningar. Detta kan förväntas ge ett ökat utsläpp av föroreningar till Braån, framförallt från de områden som ligger närmast ån.

En beräkning av det potentiella framtida läckaget från norra området har gjorts med hjälp av den uppskattning av föroreningsmängder som redovisas i kapitel 7.8.2. Läckaget uppskattas utifrån medelhalt av förorening i delområdena A-C samt i övriga utfyllnader, en infiltration av 300 mm/år över området samt ett förhållande mellan halt i jord och halt i grundvatten som beräknats utifrån mätningarna utförda 1997-2003. Beräkningarna indikerar ett potentiellt framtida utläckage av klorfenoler på 7 kg/år, klorkresoler 5 kg/år och fenoxisyror på 33 kg/år (totalt ca 45 kg/år). Detta skulle innebära ett genomsnittligt halttillskott i Braån på 2 µg/l utan hänsyn tagen till nedbrytning i vattnet. Under perioder med låg vattenföring skulle halttillskottet i Braån vara väsentligt högre.

En beräkning utgående från uppmätta medelhalter i grundvattnet i norra området (2600 µg/l) och infiltrationen över området (18 000 m³/år) ger ett något högre utsläpp ca 14 kg/år av klorfenoler och ca 47 kg/år av fenoxisyror.

8.7 Samlad riskbedömning och åtgärdsbehov

8.7.1 Riskbedömning

Riskbedömningen visar att det föreligger ett stort behov av åtgärder vid det förorenade området vid BT Kemi i Teckomatorp. Platsspecifika riktvärden överskrids inom delar av området framförallt inom områden med deponerat processavfall. Risken för hälsoeffekter vid vistelse på området bedöms vid nuvarande användning och tillgänglighet som måttlig, men riskerar att öka i framtiden.

Endast grova uppskattningar av spridningen från området i dagsläget har kunnat göras på grund av det fåtal mätningar i dräneringsvattnet som genomförts. Uppskattningar indikerar att spridningen från området är i storleksordningen något tiotal kilogram fenoxysyror (huvudsakligen MCP) per år. I dagsläget sker en forcerad dränering av området genom pumpningen till dammen. Detta begränsar utläckaget till Braån och innebär att en betydande andel av föroreningarna bryts ned i dammen. Ett upphörande av dränering och pumpning skulle innebära kraftigt ökade utsläpp till Braån som sannolikt skulle innebära kraftig påverkan på Braån och dess akvatiska liv.

Den stora mängden föroreningar i marken och den låga potentialen för nedbrytning innebär att spridning kan komma att fortsätta under lång tid. Riskerna för negativa hälso- och miljöeffekter kan därmed öka på sikt. Detta gäller även för fallet med bibehållen pumpning eftersom dräneringssystemets funktion riskerar att försämrats med tiden.

8.7.2 Behov av riskreduktion

En bedömning av behovet av reduktion av risken från spridning är att det framtida utsläppet skall ge ett halttillskott i Braån som på årsbasis underskrider 0,4 µg/l av summa klorfenoler, klorresoler och fenoxysyror. Detta motsvarar ett utsläpp på ca 9 kg/år. Den verkliga haltökningen i Braån kommer att bli mindre på grund av nedbrytning i vattenmassan. Denna reduktion bedöms ge en god säkerhet mot att halter högre än ytvattenkvalitetskriterierna uppkommer i Braån under perioder med lågt flöde. Uppskattningsvis skulle utspädningen i Braån periodvis kunna vara ca 3 – 4 gånger lägre än årsmedelvärdet.

Denna riskreduktion kan åstadkommas genom att vidta åtgärder som reducerar det framtida utläckaget med ca 80 %.

8.7.3 Saneringsbehov

Åtgärder för markområdet som väsentligt minskar föroreningskällan bedöms nödvändiga, både för att reducera spridningen till Braån samt för att minska risken för negativa hälsoeffekter vid en framtida ökad tillgänglighet till området.

Om de mer koncentrerade föroreningarna, som påträffats i specifika områden, tas bort skulle ca 80 % av föroreningarna i området elimineras. En rimlig bedömning är att man därmed också uppnår en väsentlig reduktion av utläckaget till Braån.

Att eliminera samtliga föroreningar i området är knappast ett realistiskt alternativ eftersom övriga 20 % är spridda över hela området och därmed inte möjliga att lokalisera. För dessa föroreningar är det viktigaste att kontrollera och begränsa utläckaget till Braån.

9 Åtgärdsutredning

9.1 Inledning

Syftet med denna huvudstudie är enligt uppdragsbeskrivningen för konsulten att tillsammans med kommunen ta fram underlag för hur BT Kemiområdet slutligt skall hanteras, saneras och efterbehandlas.

I huvudstudien redovisas olika åtgärdsalternativ, men utredningen leder inte fram till ett slutligt ställningstagande för ett visst alternativ. Skälet till detta är att många av alternativen bygger på behandling av den kraftigt förorenade jorden så att föroreningarna elimineras. Idag saknas tillräckligt underlag för en bedömning av behandlingsbarhet, effekter och konsekvenser med tillräckligt god säkerhet (för slutligt ställningstagande) med utgångspunkt från erfarenheter från andra projekt och vanliga förekommande efterbehandlingsfall. Förhållandena vid BT Kemi är mycket speciella vad gäller föroreningsbild samt fysikaliska och kemiska egenskaper hos det material som ska behandlas.

De metoder, som innebär att de påträffade föroreningarna destrueras eller omhändertas på annat sätt, är knutna till specifika företag eller entreprenörer med var och en sin metod och utrustning. Det är först i en given upphandlingssituationen och efter genomförda tester, som kostnaderna för behandlingen kan beräknas. Det är endast entreprenören, som kan ställa de garantier som är önskvärda ifråga om behandlingsresultat, tidsåtgång och miljöpåverkan. Dessa faktorer är nämligen starkt förknippade med värdering av tekniska förutsättningar, risktagande och konkurrenssituation. Det är därför inte möjligt att klarlägga kostnader, tidsåtgång eller miljöpåverkan och andra konsekvenser utan att en regelrätt upphandling av dessa tjänster påbörjats.

De arbeten som är förknippade med eventuell täckning, dränering, lakvattenbehandling m.m. kan i betydligt högre grad styras av beställaren och genomförandet ske på basis av detaljprojektering. Kostnaderna för sådana åtgärder kan då med förhållandevis stor säkerhet kalkyleras i förväg utan en föregående upphandling. Sådana arbeten bör emellertid planeras och utformas med hänsyn till önskad framtida användning av området. Eftersom sådan planering ännu inte genomförts finns också här en osäkerhet ifråga om kostnader.

I denna fas har det bedömts vara tillräckligt att översiktligt beskriva och utvärdera olika metoder och behandlingsalternativ som ett underlag för en fortsatt upphandling och möjlig begränsning av vilka åtgärdsalternativ som fortsättningsvis skall medtas.

Vidare har en översiktlig bedömning gjorts av åtgärder som i stort bör vidtas för att området skall kunna nyttjas i enlighet med de övergripande målen.

Det har inte varit möjligt att inom ramen för huvudstudien avgränsa föroreningarna i detalj. En sådan mer detaljerad avgränsning bör sannolikt göras. Utöver en tydligare avgränsning behöver också kompletterande undersökningar göras för att klarlägga olika behandlingsmöjligheter. Sådana undersökningar utförs lämpligast först i samband med att förfrågningsunderlag upprättas för behandlingen.

9.2 Åtgärdsförutsättningar

Den grundläggande åtgärdsförutsättningen är den föroreningsbild som gäller för området och de därmed sammanhängande riskerna. Föroreningssituationen och hälso- och miljörisker beskrivs i detalj i kapitel 7 och 8, men sammanfattas grovt i detta kapitel för att ge en bild inför beskrivningen av åtgärdsalternativen. Vidare redovisas här också ett antal andra förutsättningar för val av åtgärder som också i vissa fall kan ha redovisats på annat håll.

9.2.1 Föroreningsbild

Föroreningarna består i huvudsak av organiska föroreningar i form av bekämpningsmedel (fenoxisyror och dinoseb), klorfenoler, klorresoler och klorerade dioxiner. Föroreningarna finns i huvudsak inom det norra området.

Det norra området har nyttjats som deponi för dels processavfall från BT Kemi, dels som upplagsområde för förorenade massor från saneringsåtgärder som har utförts inom det södra området. Inom området finns också rivningsavfall i form av betongskrot, tegel m.m., som ofta återfinns nära ytan och med ringa täckning. Huvuddelen av jordmassorna i det norra området är påverkade av föroreningar, men starkt påverkade massor återfinns främst i ett par avgränsade områden. Omfattningen uppskattas röra sig om 12-13 000 m³ inom en yta av 6-7 000 m².

Inom det södra området har omfattande saneringsåtgärder genomförts. Det finns dock kvar en del förorenade massor under en del av den tidigare deponin som fanns inom området. Även inom det södra området har betydande mängder rivningsavfall nyttjats som utfyllnad. Lokalt kan dessa massor vara påverkade av föroreningar. Omfattningen är inte klarlagd, men volymen bedöms vara förhållandevis begränsad. Vidare har det visat sig att föroreningar finns kvar inom och i jordlagren under vissa av de tidigare fabrikslokalerna som ännu används. Omfattningen av dessa förorenade massor har inte kunnat klarläggas i detalj, men volymen bedöms inte vara särskilt stor.

Föroreningsbilden bedöms i allt väsentligt vara känd, men det har inte varit möjligt att inom huvudstudiens ram i detalj avgränsa områden med förorenade massor. Denna osäkerhet gäller såväl det norra som delar av det södra området. Provgropsgrävning och eventuellt en genomgrävning av misstänkta områden bedöms vara den enda realistiska möjligheten att ge tillfredsställande säker information. En sådan kontroll bör ske i anslutning till förestående saneringsåtgärder.

9.2.2 Hälsa- och miljörisker

Den bedömning och värdering av hälso- och miljöriskerna vid BT Kemiområdet som utförts visar att det är miljöriskerna som är styrande för behovet av åtgärder. Framför allt är det markmiljön i området och skyddet av Braån som skadligt kan påverkas av de aktuella föroreningarna. Förenklat kan man säga *att om man uppnår en acceptabel risknivå avseende miljön så finns det en tiofaldig säkerhet för att man också skall ha en acceptabel nivå avseende hälsoriskerna för de människor som skall vistas i området.*

Som underlag för riskbedömningen har s.k. platsspecifika riktvärden för olika föroreningar tagits fram för områdets användning som naturområde resp. industrimark. Riktvärdena (mg/kg TS) sammanfattas i följande tabell och förutsätter att ingen styrd dränering via pumpning sker av området:

Ämne	Naturmark			Industrimark		
	0-1 m	1-2 m	> 2 m	0-1 m	1-2 m	> 2 m
Summa klorfenoler	0,5	5	5	5	5	5
Summa fenoxisyror	0,05	0,5	1	0,3	0,5	1
Summa klorkresoler	0,5	5	10	5	10	10
Dinoseb	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Dioxin (ng/kg TS)	100	400	400	200	400	400

ra02s 2000-03-30

Styrande för riskbedömningen och de platsspecifika riktvärdena är markmiljön och påverkan på Braån

Med utgångspunkt från riskbedömningen och målsättningen att dräneringen av området skall upphöra skulle man således behöva ta bort eller åtgärda alla förorenade massor som inte uppfyller riktvärdena. Inom det område som skall bli naturmark skulle högre riktvärden för det nuvarande översta 2- metersskiktet också kunna tillåtas, undantaget dinoseb, om övertäckning med rena massor sker. Inom industriområdesmark skulle en övertäckning däremot inte medföra en sådan ändring.

Om området även fortsättningsvis dräneras via dräneringsledningar och pumpning blir risken för påverkan på Braån givetvis mindre vilket i sig skulle kunna medföra att högre platsspecifika riktvärden skulle kunna accepteras i den mån de är styrande för påverkan på Braån.

9.2.3 Åtgärds mål

I avtalet mellan länsstyrelsen och Svalövs kommun har kommunen satt upp följande målsättning, som övergripande åtgärds mål, med efterbehandlingen:

- Området skall efterbehandlas på ett sådant sätt att det efter efterbehandling inte utgör någon risk för omgivningen och kan användas på ett ändamålsenligt sätt.
- Markområdet ska efter genomförd efterbehandling användas till naturområde samt område för kontors- och småindustrilokaler.
- Lakvattenpumpningen till Landskrona ska upphöra efter genomförd efterbehandling och återställning.
- Efterbehandlingen mm ska vara ett föredöme för framtida projekt.
- Projektet ska öppna upp för vetenskaplig forskning av såväl miljömässig, teknisk, medicinsk samt social karaktär.
- Ett viktigt delmål i projektet är att bilden av och attityderna till orten Teckomatorp skall förändras på ett sådant sätt att orten inte längre är belastad av BT Kemi.

Under huvudstudiens gång har dessa åtgärds mål beaktats och varit bas för arbetet. Målen har emellertid också kritiskt granskats och diskuterats med avseende på relevans och genomförbarhet eftersom målen fastlagts i ett tidigt skede utan den kunskap som tillkommit under arbetets gång. *Målen har därvid befunnits vara realistiska och ändamålsenliga.*

Den markanvändning som fastläggs i målen har bedömts vara rimlig och lämplig med hänsyn till nuvarande förhållanden och övrig planering av Teckomatorps samhälle. Ett arbete med en ny översiktsplan pågår emellertid, som tidigare redovisats, och det kan i samband med detta arbete kanske finnas anledning att i några detaljer se närmare på områdets slutliga användning med tanke på vad huvudstudien nu visar.

De två delmålen avseende markanvändningen respektive lakvattenbehandlingen är konkreta och mätbara. De fyra övriga delmålen är inte mätbara på ett så tydligt sätt som de två tidigare nämnda. Måluppfyllelsen avseende de fyra övriga delmålen måste nämligen bygga på värderingar av risker och attityder.

En närmare precisering av mätbara åtgärds mål görs i samband med redovisningen av denna studies förslag till åtgärder.

9.2.4 Markanvändning och planförhållanden

Nuvarande markanvändning och planförhållanden redovisas i kapitel 3.3. Översiktsplan finns men arbete med en översyn av planen pågår. Detaljplan finns för mindre delar av området.

Huvuddelen av markområdet ägs av kommunen, men vissa delar av området söder om järnvägen har sålts till privata fastighetsägare. Fastighetsförhållandena redovisas närmare i kapitel 3.2.

Det är nödvändigt att det fortsatta planarbetet anpassas till de åtgärder som krävs och blir följden av denna huvudstudie samtidigt som det givetvis är nödvändigt att åtgärderna så långt det är rimligt tar hänsyn till de önskemål och behov som framförs på områdets användning och utformning från samhällets sida.

Kommunens intention är att göra norra delen av BT Kemiområdet tillgängligt som natur- och rekreationsområde. Det saknas överlag tillgång till sådana områden i anslutning till Teckomatorp och olika förslag har presenterats. Av särskilt intresse är tillgången till Braån.

För att göra området tillgängligt för allmänheten fordras att kommunikationsmöjligheter anordnas över eller under järnvägarna som idag omsluter området.

Södra delen av BT Kemiområdet avses även framgent nyttjas som verksamhetsområde.

De allmänna intressena i området är starka med riksintressen för naturvård (Braån), för kulturmiljövård (Teckomatorps stationssamhälle) samt för kommunikation, (järnvägsknutpunkt Rååbanan och Söderåsbanan).

På grund av BT Kemi's historiska betydelse som väckarklocka i miljödebatten har förslag rests att skapa en permanent utställning som informerar om BT Kemi-historien och det slutliga saneringsarbetet. En sådan första utställning har redan etablerats i den projektlokal i "Torgskolan" strax öster om området som kommunen låtit inreda.

En målsättning som innefattas i överenskommelsen med länsstyrelsen är att skapa möjlighet för forskning och utveckling kring BT Kemi. Sådan forskning utförs lämpligen i anslutning till genomförandet, men kan, i den mån den avser åtgärdsteknik, ske som uppföljande forskning vad gäller miljöeffekter. Området i sig ligger nära universitetsorter, är väl avgränsat och lämpligt som utbildnings- och forskningsobjekt.

De krav och önskemål som framförts kring områdets framtida nyttjande bedöms vara möjliga att samordna.

9.2.5 Ekonomiska förutsättningar

En nödvändig förutsättning för alla efterbehandlingsprojekt, i likhet med andra investeringar i samhället, är att det finns ekonomiska resurser tillgängliga. Detta gäller givetvis också BT Kemi-projektet, även om det i vissa sammanhang sagts att området skall saneras fullt ut. Staten har avsatt en stor summa pengar för att klara gamla miljöskulder, men summan är inte obegränsad. En kraftig begränsning har gjorts under innevarande år i Naturvårdsverkets budget för efterbehandling. Svalövs kommun är en liten kommun som i sin budget har mycket begränsade medel för detta slags åtgärder avsatta.

I denna huvudstudie har någon begränsning av de föreslagna åtgärderna på grund av brist på ekonomiskt utrymme inte gjorts. De miljö-

och hälsomässiga riskerna har varit helt styrande för de föreslagna åtgärderna. Huruvida ekonomiska resurser finns tillgängliga har därför inte beaktats. Däremot redovisas i ett särskilt kapitel en riskvärdering konsekvenserna i olika avseenden för de fall att åtgärderna inte kan genomföras eller måste begränsas.

9.2.6 Övriga förutsättningar

Åtgärderna måste också beakta de naturliga förhållanden som råder avseende topografi, jordlager- och grundvattenförhållanden samt de tekniska anordningar, gator, ledningar m.m. som finns i området. I arbetet har därför ingått att, om än inte i detalj, redovisa eller ta hänsyn till dessa förhållanden.

De åtgärdsförutsättningar som i övrigt gäller är att efterbehandlingen skall genomföras enligt för projektet upprättad kvalitetsplan. Som underlag för denna ska ligga NV's kvalitetsplan för genomförande av bidragsfinansierade efterbehandlingsprojekt (Naturvårdsverket, 2003).

En viktig lokal förutsättning för de åtgärder som ska utföras är den begränsade tillgängligheten till det norra området. Detta är instängt mellan Braån och järnvägen och passage över järnvägen får inte ske utan bevakning från Banverket.

Efterbehandlingen måste vidare uppfylla gällande lagstiftning med miljöbalken med tillhörande förordningar som den viktigaste grundpelaren. Miljöbalkens mål enligt kap. 1 samt de allmänna hänsynsreglerna enligt kap. 2 är grundläggande. Generellt gäller att:

- De skyddsåtgärder skall utföras som behövs för att förebygga, hindra eller motverka skada eller olägenhet för hälsa och miljö
- Hushållning med råvaror och energi skall ske och möjligheter till återanvändning tas tillvara
- Åtgärderna skall vara rimliga att genomföra och nyttan av åtgärderna stå i relation till kostnaden för genomförandet

Bestämmelser för förorenade områden finns i Miljöbalken kap. 10. Kapitlet omfattar främst ansvarsfrågor samt länsstyrelsernas möjlighet att klassa vissa områden som miljöriskområden. BT Kemi finns högst på Länsstyrelsen i Skånes lista över prioriterade områden i högsta riskklass.

Frågan om ansvar för efterbehandlingen och finansiering av genomförandet av åtgärder behandlas inte i denna huvudstudie eftersom den förutsätts i princip vara klarlagd enligt tidigare utredningar och i den överenskommelse som finns mellan staten genom Naturvårdsverket, länsstyrelsen och Svalövs kommun. Länsstyrelsen har enligt uppgift i uppdrag att genomföra en slutlig ansvarsutredning som skall ligga klar samtidigt med att huvudstudien färdigställs. Det företag som orsakade föroreningarna existerar inte längre och staten har hittills haft ansvar för föroreningssituationen inom området.

En närmare redovisning av lagar och förordningar av väsentlig betydelse för genomförandet av projektet görs i anslutning till det slutliga förslaget till åtgärder som huvudstudien lett fram till.

9.3 Åtgärdsalternativ

9.3.1 Åtgärdsalternativ som uppfyller målen

Det övergripande målet med förestående åtgärder är att reducera riskerna till en acceptabel nivå med hänsyn till planerad markanvändning och förhållande i övrigt. Riskerna i dagsläget är främst förknippade med utläckage till Braån samt de miljö- och hälsorisker som är relaterade till direktexponering av ytligt belägna föroreningar. Riskreduktion kan uppnås genom att föroreningarna i området tas bort/reduceras i erforderlig grad. Detta kan ske på i princip tre huvudvägar:

- Urschaktning och externt omhändertagande (behandling och/eller deponering)
- Urschaktning och lokal behandling samt återläggning av behandlade massor
- Insitubehandling utan urschaktning

Riskreduktion kan också uppnås genom fullständig inneslutning av förorenade massor så att utläckaget till Braån reduceras till acceptabel nivå. Inneslutning kan ske på två sätt:

- Lokal deponi inom området för uppschaktade förorenade massor
- Inneslutning av förorenade massor utan föregående urschaktning

De möjliga realistiska alternativ som då har bedömts finnas är följande:

- Alt. 1 Termisk behandling, lokalt
- Alt. 2 Termisk behandling, externt
- Alt. 3 Biologisk behandling, lokalt
- Alt. 4 Biologisk behandling in situ
- Alt. 5 Extern deponering
- Alt. 6 Lokal deponering
- Alt. 7 Inneslutning lokalt

En närmare beskrivning av de olika alternativen samt för- och nackdelar redovisas i följande kapitel och i textbilagorna 5 och 6.

9.3.2 Nollalternativ

Ett alternativ, som enligt miljöbalken alltid bör värderas, är att man inte gör någonting utan man låter förhållandena fortsätta som idag. Detta s.k. nollalternativ skulle innebära att man fortsätter med att pumpa vatten till Landskrona med de kostnader det innebär, ca 0,4 Mkr/år. Alternativet, i följande kapitel benämnt alternativ 8, strider mot den övergripande målsättningen för projektet. Området skulle inte heller kunna användas i enlighet med målsättningen. Det skulle fortsatt vara ett utläckage till Braån; ett utläckage som med tiden kan komma att öka om dräneringssystemet skulle bli mer igensatt än det är idag.

Dräneringssystemet måste undersökas och rustas upp så att det med säkerhet fungerar i framtiden. I princip bör ett nytt dräneringssystem anläggas, och då helst med två av varandra oberoende ledningssystem. Pumpningen måste säkerställas med reservkapacitet. Om överpumpningen till Landskrona tillfälligt måste upphöra bör möjlighet finnas att lagra vatten i dammar och i grunden eller pumpa det till de gamla reningsverksdammarna.

Attityden till Teckomatorp skulle inte förbättras utan sannolikt kraftigt försämrats. Politiskt skulle förtroendet för kommunen och staten bli

mycket sargat. Socialt skulle ett sådant alternativ även kunna vara till mycket men för många boende i Teckomatorp.

Om man skulle upphöra med uppsamlingen av dräneringsvatten och överpumpningen till Landskrona av dräneringsvattnet för att spara 0,4 Mkr/år skulle situationen förvärras mycket. Utläcket till Braån skulle sannolikt öka mycket vilket kan innebära påtagliga miljöeffekter i ån särskilt vid lågvattenföring.

Att fortsätta med dräneringen och pumpa vattnet till en egen behandlingsanläggning skulle kunna vara en möjlighet men kräver då anordnande av ett eget reningsverk eller motsvarande behandling vilket knappast är förenligt med överenskommelsen mellan staten och kommunen. Om inga andra åtgärder vidtas finns en uppenbar risk att innehållet av föroreningar i dräneringsvattnet under en lång tid framöver kan vara så hög att en avancerad reningsteknik krävs. De tidigare reningsdammar som finns nedströms området, och som skulle kunna användas för att få en polerande effekt, bör inte belastas med ett kraftigt förorenat vatten eftersom man då risker att slå ut den naturmiljö som finns där.

Vidare måste föroreningsförhållandena inom det södra området till fullo klarläggas och erforderliga åtgärder vidtagas för att säkerställa att några kvarvarande föroreningar av betydelse inte finns kvar inom verksamhetsytorna och lokaler.

9.3.3 Enbart täcka över området

Behandlingen av de förorenade massorna är en tung och också osäker del i kostnaderna för de föreslagna åtgärderna. Skulle man inte kunna nöja sig med att täcka över området med jord så att man kan vistas där? Man skulle då kanske kunna spara hälften eller något mer av projektkostnaden

En övertäckning med enbart jord skulle innebära att man reducerar hälsoriskerna för att vistas i området betydligt. Däremot förändras inte miljöriskerna för Braån i någon egentlig mening jämfört med idag. Föroreningarna skulle fortsätta att läcka ut särskilt om man skulle upphöra med överpumpningen till Landskrona och förhållandena bli likvärdiga med vad som redovisats för nollalternativet ovan.

Området norr om järnvägen skulle kunna utnyttjas som naturområde med en något ökad risk för upptag av föroreningar i växter än vid ett alternativ där de mest förorenade massorna elimineras. I det södra

området skulle det kvarstå en risk att det finns föroreningar kvar som kan påverka hälsan för de som vistas och verkar där.

Politiskt skulle också ett sådant förslag ha mycket negativa konsekvenser om än kanske inte fullt så kraftiga som i ett fall att man inte gör något.

Även i detta fall måste dräneringssystemet rustas upp och åtgärder vidtas i det södra området.

Alternativet med att göra en övertäckning med tät inneslutning av området är givetvis möjligt och skulle innebära att man konstruerade ett tätt skikt för att förhindra att nederbörd infiltrerar, lakar ut föroreningarna och förorenar Braån. Detta alternativ redovisas såsom ett behandlingsalternativ i paritet med lokal deponering och benämns alternativ 9 i följande kapitel.

9.3.4 Blandalternativ

Givetvis kan det finnas en rad andra alternativ där man utför en del av de föreslagna åtgärderna i syfte att spara pengar. Man skulle t.ex. kunna tänka sig att endast behandla delar av den mest förorenade jorden eller endast vissa typer av föroreningar. Kostnaderna för behandling består emellertid till stor del i fasta kostnader medan merkostnaden för att behandla ytterligare ett ton jord om man redan finns på plats är relativt sett liten. Kostnadseffektiviteten i ett sådant alternativ är därför inte den bästa.

Att värdera effekterna av en delbehandling är i detta fall mycket svårt. Om man endast behandlar eller omhändertar 50 % eller 75 % av de kraftigt förorenade massorna, vad blir då effekten? Miljöpåverkan minskar knappast till 50 % eller 75 %. Om behandlingen bedöms tekniskt genomförbar och motiverad ur kostnadssynpunkt så kan man knappast avhålla sig ifrån att behandla hela den aktuella mängden.

Man skulle också kunna tänka sig att man genomför behandlingen av de förorenade massorna men avstår från att täcka över området. Man skulle då kunna spara kostnader på några 10-tals miljoner. Ett sådant alternativ skulle innebära att man fortfarande i ytan hade så hög föroreningshalt att de platsspecifika riktvärdena för avsedd användning överskrids. Området skulle således inte kunna användas som tänkt utan att man har en förhöjd risk att vistas där. Attityden till området skulle troligen bli fortsatt negativ eftersom man inte har gjort området

”tillräckligt rent”. Politiskt skulle säkert en svekdebatt uppstå om än kanske inte fullt så kraftig som i alternativet där man inte gör något.

Alternativ där man genomför delar men inte fullt ut vad som erfordras är ofta dåliga alternativ. Resultatet blir i allmänhet att man inte når sitt mål till förhållandevis hög kostnad. Utfallet av projektet kan komma att anses vara dåligt och dessutom kommer det att ha kostat stora pengar.

Huruvida ett blandalternativ är aktuellt kan endast klargöras efter det att en upphandling gjorts och slutlig värdering av kostnader och andra effekter av olika behandlingsåtgärder kunnat ske.

10 Riskvärdering

10.1 Inledning

I huvudrapportens tidigare kapitel har en redovisning skett av förhållandena vid BT Kemi och redovisats vilka åtgärder som bedöms vara nödvändiga för att man skall uppnå de uppsatta målen för efterbehandlingen av området. Olika åtgärdsalternativ har i det föregående kapitlet översiktligt redovisats och bedömts för att klarlägga vilka realistiska alternativ som finns. I detta kapitel värderas några tänkbara behandlingsalternativ mer i detalj avseende kostnader och andra värderingsgrunder. Behandlingsalternativen bedöms samtliga kunna uppfylla de krav som har uppställts i de övergripande målen och för att uppnå en acceptabel risknivå avseende miljö och hälsa enligt framtagna platsspecifika riktvärden.

Det i åtgärdsutredningen redovisade nollalternativet och alternativet med enbart en enkel övertäckning av området bör i en slutlig riskvärdering jämföras med det eller de mest fördelaktiga alternativen enligt ovan, som uppfyller önskad riskreduktion. En sådan värdering skall ge svar på frågor som:

Vad skulle konsekvenserna bli om man inte genomför projektet till fullo enligt föreliggande förslag? Är det värt att satsa stora belopp på avancerad behandling eller är det tillräckligt att vidta mindre omfattande åtgärder? Vilken risk tar man i så fall? Gör pengarna bättre nytta i ett annat projekt eller på annat håll i samhället?

Den slutliga riskvärderingen kan göras först efter det att en upphandling av behandlingsåtgärder för de kraftigt förorenade jordmassorna har genomförts. Först efter anbudsgivning kan man noggrant värdera kostnader, behandlingseffektivitet och miljökonsekvenser av erbjudna behandlingsmetoder. Den följande bedömningen måste därför nu som vår bedömning av olika alternativ; en bedömning som kan behöva omvärderas och måste göras mer detaljerad när bindande anbud föreligger.

Riskvärderingen bör också innefatta att de miljö- och hälsomässiga effekterna av de olika åtgärderna vägs mot tekniska, ekonomiska, politiska och sociala aspekter. Den slutliga riskvärderingen skall resultera i ett förslag till åtgärder för BT Kemi-området och kommer att tas fram av projektet och myndigheterna i samråd. Detta resulterar sedan i mätbara åtgärds mål som styr omfattningen av de åtgärder

som skall genomföras. De mätbara åtgärdsmålen kan definieras som acceptabla resthalter, gränser för kvarlämnade mängder föroreningar, krav på isolering av förorenade massor från genomströmmande vatten, m m.

10.2 Värdering av åtgärdsalternativ

10.2.1 Förutsättningar för värdering

10.2.1.1 Åtgärdsalternativ som bör värderas

Baserat på den översiktliga värderingen bedöms följande realistiska behandlingsalternativ för BT-Kemi området finnas för sådana massor som är så förorenade att de inte kan ligga kvar. Lokal behandling förutsätts ske ex-situ, d.v.s. genom att massorna grävs upp och förs till en lokalt uppställd behandlingsanläggning. Behandling in situ på biologisk, kemisk eller termisk väg har också medtagits som ett alternativ även om det bedöms vara osäkert om en behandling in situ klarar att behandla de mest förorenade massorna.

- Termisk behandling lokalt, Alternativ 1
- Termisk behandling externt t.ex. vid SAKAB, Alternativ 2
- Biologisk behandling lokalt, Alternativ 3
- Behandling lokalt in situ, Alternativ 4
- Deponering externt, Alternativ 5
- Deponering lokalt vid BT Kemi-området, Alternativ 6
- Inneslutning av förorenade massor, Alternativ 7

Utöver dessa alternativ, som alla uppfyller målet att nå en acceptabel risknivå enligt framtagna platsspecifika riktvärden, bör nollalternativet och alternativet med enbart övertäckning värderas. Dessa benäms

- Nollalternativ, Alternativ 8
- Enbart övertäckning, Alternativ 9

Värderingen av metoderna bygger dels på egna erfarenheter från olika projekt, men också på litteraturuppgifter varav följande referenslitteratur kan nämnas: Helldén J. (1993), J&W (1998c) Lindmark P. & Larsson L. B. (1995), Miljöteknikdelegationen (1998), Bedömningsgruppen för projektet Lyftkranen, 1999.

10.2.1.2 *Mängder för behandling*

Omfattningen av de förorenade massor som måste behandlas har tidigare bedömts i kapitel 7.8.2. Osäkerheten i bedömningen är förhållandevis stor eftersom området är stort, massorna mycket omblandade och omfattningen av genomförda undersökningar, trots ett stort antal borrhningar och analyser, förhållandevis översiktliga. Värderingen av alternativen har därför gjorts med en känslighetsanalys för att visa hur kostnaderna påverkas om mängderna blir betydligt mindre eller betydligt större. Här har valts att illustrera detta genom att anta att de verkliga mängderna, som måste behandlas, hamnar inom ett intervall +/-35 %. Hur stor sannolikheten är för att dessa antaganden skall innehållas kan inte beräknas på basis av den information som nu finns tillgänglig. En grov uppskattning är att verklig mängd med kanske 90 % sannolikhet kommer att hamna inom de angivna mängderna enligt tabellen nedan.

De mängder som bedöms behöva behandlas har sammanställts i tabellen nedan. I detta skede har någon åtskillnad avseende olika föroreningar inte gjorts eftersom en sådan åtskillnad inte i någon väsentlig grad påverkar värderingen av metoderna. En viss mängd jord som kan komma att klassas som farligt avfall har dock antagits påträffas. Hantering av icke förorenade massor eller sådana massor som kan få ligga kvar enligt riskbedömningen har inte beaktats i kostnadsvärderingen av alternativen. Sådana arbeten liksom arbeten med uppgrävning, återställning o.d. efter uppgrävning samt planteringar och andra efterarbeten har här bedömts vara lika i samtliga alternativ och därför inte medtagits. Volymvikten för jorden har bedömts vara ca 1,8 ton/m³.

Typ av massor, mängd i ton	Bedömd mängd	"Låg mängd"	"Hög mängd"
Starkt förorenade massor	15 000	10 000	20 000
Måttligt förorenade massor	15 000	10 000	20 000
"Farligt avfall"	1 500	1 000	2 000

I alternativet med biologisk behandling har kostnaderna också bedömts för ett fall där det förutsatts att hälften av den förorenade jorden har så låg föroreningsgrad att biologisk behandling är möjlig medan hälften måste behandlas termiskt.

10.2.1.3 *Underlag för kostnadsbedömningar*

Kostnadsbedömningarna i värderingen av olika alternativ grundar sig på erfarenheter från liknande projekt. Några detaljerade kostnadsberäkningar har inte gjorts eftersom framförallt den tunga kostnads-posten som omfattar behandlingen i mycket hög grad styrs av hur en entreprenör bedömer sina möjligheter och sin teknik för att genomföra arbetena. Kostnadsuppgifterna för behandling grundar sig därför främst på en uppskattning av specifika behandlingskostnader i kr/ton.

Erforderliga markarbeten i övrigt i de olika alternativen har också uppskattats med ledning av erfarenheter från liknande projekt i trakten. Dessa arbeten har redovisats och bedömts mer i detalj och har sammanställts tillsammans med de specifika behandlingskostnaderna i textbilaga 4.

10.2.2 **Värderingsgrunder**

Följande värderingsgrunder föreslås ligga till grund för den slutliga bedömningen av vilka åtgärder som ska genomföras vid BT Kemi. Förslaget skall ses som exempel på värderingsgrunder och ges med nu tillgänglig kunskap om området och behandlingsmetoder som bas. Det är möjligt att ny kunskap, som fås vid fortsatta undersökningar och upphandling av behandlingsmetod, kan innebära att en förändring i något avseende kan behöva ske.

Man måste också skilja på den värdering som man ska göra i samband med upphandling av behandlingsalternativ och den slutliga värderingen av vilket åtgärdsalternativ som ska genomföras. I det första fallet förutsätts att samtliga behandlingsalternativ ska medföra att man når önskad acceptabel risknivå enligt den fördjupade riskbedömningen. Dessa alternativ, som kan bli föremål för upphandling, är alternativen 1 till 5. Dessa alternativ är i princip sinsemellan likvärdiga när det gäller behandlingseffekt.

I den slutliga riskvärderingen måste ett eller flera av dessa behandlingsalternativ ställas emot nollalternativet och de andra alternativ som kan finnas. I detta fall är det alternativen 6 till 9, som är sådana alternativ som beställaren bäst styr, projekterar och genomför. Då kan

det mer bli fråga om att värdera olika risknivåer mot varandra och i förhållande till kostnader och andra effekter. Man kan då inte ha samma värderingsgrunder som vid en jämförelse av de behandlingsalternativ som ska upphandlas. Åtminstone det bästa av behandlingsalternativen skall ingå i den slutliga värderingen.

10.2.2.1 *Värdering av anbud på behandlingsalternativ*

Hur långt man skall gå i uppdelning av olika parametrar är svårt att nu ange och bör diskuteras först när mer kunskap erhållits om vilka behandlingsmetoder som kommer att erbjudas. När man slutligt upprättar förfrågningsunderlag för behandlingen måste grunderna ha lagts fast för värdering av alternativen med behandling av förorenad jord.

- Miljöpåverkan både lokalt och i det vidare perspektivet.

Den lokala påverkan uppstår främst under behandlingstiden och kan omfatta buller, lukt, luftföroreningar och t.ex. störningar för trafiken, både gatu- och järnvägstrafik. Vad åtgärderna medför för naturmiljön och utökade möjligheter till rekreation o.d. bör medtas. Den totala miljöpåverkan bör ses i ett helhetsperspektiv med värdering av de totala emissionerna i samhället. Eftersom aktuella föroreningar är möjliga att destruera är det i det långa perspektivet av betydelse huruvida behandling sker eller enbart inneslutning/deponering.

- Genomförandetiden.

Tiden för att genomföra åtgärderna bör medtas i värderingen eftersom en kort genomförandetid är en fördel även om tidsaspekten också ofta återspeglas både i miljöeffekter och kostnader. Möjligheten att yttre faktorer, som man inte kan kontrollera, skall kunna påverka genomförandet blir mindre ju kortare tiden är.

- Erfarenhet och referenser

Erfarenheter och referenser från andra projekt är en mycket väsentlig värderingsgrund vid val mellan de olika alternativen. En använda en säker och beprövad metod, som man har erfarenhet av, är av stort värde jämfört med oprövade metoder. Man bör uppmärksamma att erfarenhet och referenser också åtminstone till del återspeglas i en värdering av projektrisker.

- Måluppfyllelse, projektrisker

Hur väl olika åtgärdsalternativ uppfyller ställda krav är en mycket viktig parameter. Ett första krav på behandlingen i detta fall är givetvis att den skall uppfylla de krav, som slutligt ställs i det förfrågningsunderlag, som ska ligga till grund för upphandlingen. I det fall att olika behandlingsmetoder ger olika resultat måste skillnaden värderas. Om en metod kan garantera bättre resultat än en annan medför detta rimligtvis att säkerheten för att man skall uppfylla målet blir större.

Väsentliga projektrisker i olika alternativ bör identifieras och värderas. Vad kan gå snett? Vilka skillnader finns mellan olika alternativ? Vad händer om förutsättningarna förändras eller målen inte nås? Hur påverkas tid, miljö, kostnader? Vid värderingen för att välja åtgärdsalternativ är det endast skillnader mellan alternativen som det är viktigt att ta hänsyn till. Inför ett slutligt genomförande bör därutöver en mer genomgripande riskanalys genomföras så att man då även i förväg om möjligt kan förbereda sig för sådana risker och händelser.

- Tillstånd, acceptans

Den juridiska aspekten är en viktig faktor som man bör ta hänsyn till vid val av åtgärder. Möjligheten att få alla erforderliga tillstånd av olika slag är viktigt och eventuella svårigheter bör belysas. Har åtgärdsvalet någon betydelse för ansvar m.m. på lång sikt? Kommer tillståndsprocessen att ta lång tid och överklagningar att ske?

Acceptansen hos alla berörda för de olika metoderna bör också vägas in i bedömningen. Inställningen hos de närmast berörda, Teckomatorpsborna, är givetvis viktigast men även tilliten till projektet hos andra har betydelse. Sannolikheten för ett gott utfall är mycket större om alla tror på att bästa metod valts än om det finns tvivel hos några.

- Kostnader

Kostnaderna är givetvis en mycket väsentlig del i värderingen av alternativen. I detta fall är investeringskostnaden den mest betydande delen med åtföljande behov av finansiering. Man måste dock oftast också uppmärksamma de rörliga årskostnaderna, särskilt om de skiljer sig åt väsentligt mellan alternativen.

I detta fall kan man förvänta sig att behandlingskostnaderna per ton kan komma att vara olika för olika alternativ. Det är därför viktigt att värdera hur kostnaderna förändras om mängderna som måste behandlas förändras. Även olika föroreningsinnehåll kan påverka kostnadsbilden. Innan bindande anbud erhållits blir en kostnadsbedömning endast en grov uppskattning. Att nu försöka redovisa hur kostnaderna för olika alternativ i detalj blir vid varierande förutsättningar är inte meningsfullt. Däremot har en grov känslighetsanalys gjorts under antagande att den uppskattade mängden jord, som måste behandlas, varierar. Denna känslighetsanalys kan givetvis förfinas i ett senare skede när man har bättre kunskap om aktuella mängder.

Vilka ekonomiska konsekvenser som fås i det fall åtgärderna misslyckas i något avseende kan vara en ytterligare värderingsgrund. Den kan hanteras i samband med kostnadsbilden eller som en projektrisk. Nu saknas underlag för att i detalj värdera sådana händelser.

Det finns många olika sätt att genomföra värderingen av behandlingsalternativen, alternativen 1-5. Generellt förordar vi att man värderar ekonomi/kostnader och s.k. ”mjuka parametrar” var för sig. De mjuka parametrarna kan värderas i olika grupperingar men det är i allmänhet en fördel om man inte har för många sådana. De olika värderingsenheterna bör därefter viktas sinsemellan och ett lämpligt poängsystem användas så att varje alternativ slutligt kan åsättas ett poängvärde som grund för val. Ett förslag till värderingsmall lämnas nedan:

Värderingsgrund	Vikt
Ekonomi, investering och årskostnader och andra kostnadspåverkande faktorer	50 %
Miljöpåverkan, lokalt och totalt samt tid för genomförande, tillstånd, acceptans	25 %
Måluppfyllelse, projektrisker, erfarenhet, referenser	25 %

10.2.2.2 Slutlig riskvärdering av åtgärdsalternativ

Vid den slutliga riskvärderingen och inför beslut om genomförande måste utöver värderingsgrunderna enligt ovan även andra aspekter tas i beaktande. Vilken kostnad/nytta uppnås i de olika alternativen? Vad är riskerna med att låta föroreningarna stanna kvar i området? Finns det psykologiska faktorer, socialt och politiskt, att ta hänsyn till? Är kostnaderna acceptabla i ett större perspektiv eller kan pengarna göra bättre nytta på annat håll. Vilka medel finns tillgängliga för åtgärder?

Denna slutliga riskvärdering måste göras av beslutsfattarna på basis av framtaget underlag. Det slutliga underlaget för BT Kemi kan färdigställas först efter genomförd upphandling av behandlingsmetod. Här redovisat värderingsunderlag skall därför ses som ett första steg.

10.2.3 Värdering av åtgärdsalternativ

En värdering av de olika åtgärdsalternativen har gjorts i textbilaga 6. Värderingen har gjorts på basis av en översiktlig värdering av olika faktorer enligt ovan. Kostnaderna har grovt uppskattats. En noggrann värdering kan göras först efter det att en upphandling av behandlingen av de förorenade massorna har genomförts. Vid upphandlingen kan mycket väl också andra alternativ komma ett föras fram. Tabellen nedan är hämtad från den översiktliga värderingen enligt textbilaga 6.

	Termisk behandling lokalt, alt. 1	Termisk behandling externt, alt. 2	Biologisk behandling lokalt, alt. 3	Insitubehandling lokalt, alt. 4	Extern Deponering, alt. 5	Deponering lokalt, alt. 6	Inneslutning lokalt, alt. 7	Nollalternativet, alt. 8	Enbart övertäckn, alt. 9
Total miljöpåverkan	4	3	4	5	1	2	2	1	2
Lokal miljöpåverkan	3	4	3	4	4	2	2	2	3
Genomförandetid	4	5	3	2	3	3	3	5	4
Tillståndsfrågor, acceptans	4	5	4	4	3	2	2	1	2
Säkerhet för måluppfyllelse	4	4	3	3	4	4	3	2	3
Risker i projektgenomförande	4	4	3	2	3	3	2	2	2
Summa poäng	23	25	20	19	20	16	14	13	16
Kostnader för genomförande MSEK	76-132	98-147	78-113	68-97	69-110	74-102	80-107	26-50	57-97

Av tabellen framgår att alternativen med termisk behandling, lokalt eller externt, bedöms vara de alternativ som är säkrast och ger bäst

måluppfyllelse. Extern termisk behandling, som får flest poäng bedöms dock bli dyrare än lokal behandling. Lokal biologisk behandling, som kanske (det finns en osäkerhet här) skulle kunna innebära lägsta kostnader, bedöms ha något större negativ miljöpåverkan, ta längre tid och innebära större projektrisk än termisk behandling. Extern deponering kan också vara ett alternativ med lägre kostnad. Det finns dock här en osäkerhet huruvida någon deponiägare önskar ta emot de förorenade massorna. Detta klarläggs först i samband med en upphandling av behandlingen.

Alternativen 6-9 innebär att föroreningarna inte har eliminerats utan finns kvar i Teckomatorp. Nollalternativet med lägst kostnader uppfyller inte den övergripande målsättningen. Övriga alternativ med inneslutning, lokal deponering eller enbart övertäckning bedöms inte vara särskilt mycket billigare än de alternativ som innebär att föroreningarna elimineras. Att välja något av dessa alternativ innan man genom en upphandling har klarlagt kostnaderna och effekterna av ett behandlingsalternativ kan inte rekommenderas.

Det måste i detta sammanhang också noteras att man vid det slutliga valet också måste ta hänsyn till politiska och sociala värderingar och även tillgången på finansiella resurser för genomförandet. En mycket viktig faktor är det faktum att traumat med BT Kemi inte har åtgärdats slutligt trots att nästan 30 år har gått sedan föroreningarna uppdagades. Att nu vidta åtgärder som inte tar bort föroreningarna från området kommer att uppfattas av alla berörda i orten som ett svek från samhället, staten, länsstyrelse och kommunen. I textbilaga 6 har mer specificerad sammanställning av värderingar av de olika alternativen gjorts. Även ett sätt att spegla kostnad/nyttoeffekten har redovisats där.

10.3 Åtgärdsförslag

Med den ovan redovisade värderingen av alternativa förslag till åtgärder föreslås följande huvudinriktning för att efterbehandla BT Kemiområdet. Förslaget förutsätter att man skall genomföra åtgärder så acceptabel risknivå uppnås enligt de platsspecifika riktvärdena. Förslaget bygger på att något av alternativen 1-5 med eliminering av de mest förorenade massorna väljs för genomförande.

Arbetena kan i princip uppdelas i följande huvuddelar.

- Upphandling av behandlingsmetod

- Säkerhetsåtgärder avseende miljöpåverkan
- Uppgrävning av förorenade massor
- Behandling av förorenade massor
- Slutlig utformning av områdena till önskat ändamål

10.3.1 Uppgrävning av förorenade massor

I stort finns det kunskap om var huvuddelen av massor med måttligt eller hög föroreningshalt finns inom området. Inom delar av främst det norra området råder det dock en osäkerhet i vilken omfattning det finns förorenade massor. För att klargöra detta krävs antingen att man genomför omfattande provtagningar med analyser eller att man gräver igenom misstänkta områden. Det mest effektiva sättet bedöms vara en kombination av genomgrävning och provtagning med analyser.

Uppgrävningen av förorenade massor måste ske med försiktighet och med kunskap om miljö och hälsorisker inte minst från arbetarskyddssynpunkt. Att utföra sådana arbeten på anbud till fast pris är inte lämpligt eftersom det finns en risk att entreprenörer av ekonomiska skäl åsidosätter berättigade krav på miljö och hälsa. Omfattningen av arbetet är svårt att precisera i förväg. Arbetet kan utföras av många lokala företag och det är önskvärt att beställaren har ett avgörande inflytande över genomförandet. Upphandling av denna del bör därför göras i form av löpande räkning med å-priser på olika tjänster som grund.

För sådana områden, som man nu kan bedöma innehålla förorenade massor som måste behandlas, behöver vissa kompletterande undersökningar göras. Dessa områden är främst området med processkalk i det norra området samt några mindre specifika delar både söder och norr om järnvägen. I första hand finns det ett behov att bättre klarlägga innehållet av vissa specifika föroreningar såsom dioxin och dinoseb. Massornas behandlingsbarhet är också viktigt att redovisa så noggrant som möjligt inför en upphandling. Det är då önskvärt att veta vilka behandlingsmetoder som kan komma ifråga.

Det är även önskvärt att gränsen för dessa förorenade massor om möjligt bättre klarläggs. Man bör dock vara medveten om att slutlig klarhet i detta avseende endast fås i samband med att massorna grävs upp för behandling.

I övrigt finns det en risk att smärre mängder förorenade massor kan påträffas på olika håll inom vissa delar av det norra området. Att söka efter dessa kan ske i förväg genom borrhningar med provtagning och analyser. Erfarenheterna från de genomförda provgropsgrävningarna tyder emellertid på att det kan vara effektivast och lämpligast från miljösynpunkt att en genomgrävning sker av dessa områden i samband med att man genomför behandling av förorenade massor. I samband med grävningen kan då ofta en sortering ske av massor på basis av syn, lukt och fältinstrument i ofarliga eller misstänkta massor/områden som ör kontrolleras mera. Även detta slags arbete bör ske styrt av beställaren på löpande räkning baserat på timpriser för arbetsmaskin med förare.

Omfattningen av dessa provgropsgrävningar bör bestämmas när man vet vilken behandling och åtgärdsmetod som skall genomföras. En rimlig täthet på dessa provgropar är att man utför gropar c/c 20 m vilket totalt för norra området skulle innebära 150 gropar. Förtätning kan därefter behöva ske om misstänkta massor påträffas.

För att bättre avgränsa omfattningen av de mest förorenade områdena föreslås att geofysiska mätningar med resistivitetsmätningar genomförs i sektioner ca c/c 10 m främst vid de områden där processkalken finns. Vidare måste provtagningar ske för att klarlägga de förorenade massornas struktur och innehåll av alla typer av föroreningar och egenskaper som kan ha betydelse för behandlingen. Uppskattningsvis bör 10-15 prover analyseras avseende aktuella föroreningar, inkl. dioxin och dinoseb. Även metaller inkl. kvicksilver, svavel och antimon bör analyseras.

10.3.2 Behandling av förorenade massor

Förorenade massor med höga föroreningshalter föreslås grävas upp och behandlas lokalt på plats så att massorna uppfyller riktvärdena och kan återplaceras inom området. Alternativt får massorna deponeras externt. I det fall att massor påträffas, med så höga föroreningshalter att de klassas som farligt avfall, skall dessa tas om hand externt av godkänd mottagare för sådana massor.

Vilken behandlingsmetod av de förorenade massorna som ska tillämpas kan nu inte anges.

Alternativen med termisk behandling med förbränning av de organiska föroreningarna bedöms nu ha vissa fördelar men andra alternativ kan vid en upphandling visa sig vara bättre. Det kan heller inte

uteslutas att insitubehandling eller extern deponering kan vara en möjlighet. Behandlingen måste ske av företag specialiserade på denna typ av arbeten och något lokalt företag finns inte.

10.3.3 Slutlig utformning av områdena till önskat ändamål

En viktig del i efterbehandlingen av BT-Kemi är att se till att området kan användas i enlighet med fastlagt mål för projektet. Inom den södra delen som är avsedd för industriändamål erfordras i princip endast att de massor som skall grävas bort ersätts med rena massor och att markytan återställs till ursprungligt skick.

Inom det norra området kommer mer omfattande urgrävningsarbeten att ske för att ta bort och behandla bl.a. processkalken. Vidare finns inom stora delar av området rivningsmassor från de forna fabrikslokaler utlagda utan någon egentlig täckning. Här erfordras att en övertäckning sker med jordmassor så att man inte påträffar betong, tegel, trävirke, armeringsjärn o.d. när man i framtiden promenerar i området.

Jordmassor från den gamla sockerbetsbehandlingen finns intill området öster om Söderåsbanan och kan användas till sådan övertäckning. Kommunen har också börjat samla massor från annat håll bl.a. lermassor i överskott från det nu pågående projektet med att bygga en ny vattenledning till Helsingborg från vattenverket vid Ringsjön. Kostnaden för att täcka över området kan bli förhållandevis låg om massor, som kommunen äger, finns att få nära området. Ju mer massor det finns desto bättre är möjligheten att skapa en naturlig variation i området med nivåvariationer. Med välplanerade nivåvariationer kan dagvattenavrinningen av området styras och därmed också infiltrationen av regn till grundvattnet.

För att ge området en naturkaraktär och göra det attraktivt och variationsrikt både för flora, fauna och människor bör också vegetation i form av gräs, buskar och träd tillskapas. Hänsyn måste då tas till Braån och dess attraktionsvärde. Även det område där massor tas till täckningen måste införlivas i åtgärderna. Gångförbindelse så att man får en planskild korsning med järnvägen bör tillskapas. Detta kan troligen ske i samband med Braåns korsning med järnvägen men det är möjligt att man bör anordna en separat gångkulvert under järnvägen på annat håll för att området skall kunna bli en attraktiv del i Teckomatorp. Den slutliga utformningen av området måste planeras i samråd med kommunens samhällsbyggnadskontor.

10.3.4 Säkerhetsåtgärder avseende miljöpåverkan

Oavsett vilken metod som man kommer att välja avseende behandling av de förorenade massorna från området kommer det att finnas en risk för att metoden inte fullt ut kommer att ge åsyftat resultat. Om möjligt bör man därför se om det finns något reserv- eller säkerhets-system att tillgripa. I detta fall finns idag ett dräneringssystem som hittills skyddat Braån mot alltför stor påverkan. Systemet kan också utgöra en säkerhet under genomförandetiden då kraftiga regn annars skulle kunna innebära en risk för förhöjda halter i grundvattnet. Även om målet är att överföringen till Landskrona skall upphöra skulle dräneringssystemet fortsatt kunna användas för att säkerställa att Braån skyddas för direkt utsläpp.

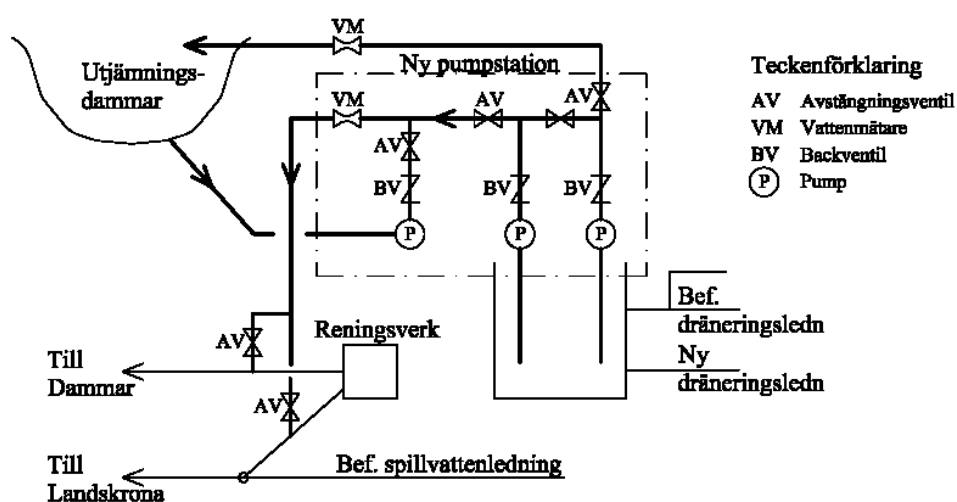
Dräneringssystemet kan också vara en verksam del i kontrollen av att uppställda mål kommer att uppfyllas samt för att följa utvecklingen framöver. I det fall att man förlägger forskning och utvecklingsprojekt till området kan också dräneringen komma till stor nytta. Om dräneringssystemet bibehålls kan också åtgärder snabbt vidtas i det fall man skulle få en plötslig påverkan i grundvattnet av något slag än om man slopat systemet och senare tvingas bygga ett nytt. Om man skulle välja ett nollalternativ eller enbart övertäckning är ett fungerande dräneringssystem en nödvändighet.

Det nuvarande dräneringssystemet är undermåligt. Kostnaderna för ett sätta systemet i fullgott skick och för att använda det bedöms vara små i förhållande till kostnaderna för projektet som helhet. Det är viktigt att man ser till att dräneringssystemet fungerar som avsett och att det underhålls. Den nuvarande pumpstationen med utrustning uppfyller inte dagens krav och en ny bör anordnas. Erforderlig komlettering föreslås därför få ingå i det första skedet och genomföras så tidigt som möjligt.

Dräneringsvattnet kan pumpas upp till ett magasin liksom idag eventuell via enkel falluftare. På så sätt fås en god syresättning av vattnet som stimulerar biologisk aktivitet och nedbrytning av föroreningar. Efter luftningen och magasineringen bör vattnet kunna fortsatt pumpas till Landskrona. Det bör även finnas en möjlighet att pumpa vattnet till de tidigare reningsverksdammarna och den våtmark som finns väster om området. På sikt kan dammarna tjänstgöra som poleringsdammar och man kan också tänka sig att man anordnar bevattningsytor med utvald växtlighet lämplig för rening.

Ett principschema för ett kompletterat dräneringssystem visas i följande figur.

En förslagsritning framgår av kartbilaga 8.



Figur 10.3.1 Principschema över lak/dränvattenhantering

10.4 Beräkning av effekt av föreslagna åtgärder

En översiktlig beräkning har gjorts av effekten av de föreslagna åtgärderna på det framtida utläckaget till Braån. Beräkningarna inriktar sig främst på det norra området eftersom huvuddelen av föroreningarna återfinns där och att dessa utgör störst risk för Braån. Beräkningarna utgår från de uppskattade föroreningsmängderna i de olika delområdena enligt kapitel 7.8. Beräkningarna bygger på följande förutsättningar:

- Medelvärde av angivna intervall för volymer och föroreningsmängder används.
- Vattenflödet genom områdena beräknas utifrån en infiltration på 300 mm/år och områdets yta.

- Medelhalter i det genomströmmande vattnet uppskattas utifrån medelvärden på halt i jorden och fördelningsfaktorer jord-grundvatten.
- Fördelningsfaktorn för klorfenoler och fenoxisyror har uppskattats utgående från kvoten - medelvärde av halter i jord/medelvärde i grundvatten – i de prover som tagits i norra området under perioden 1997-2003 inom norra området.
- Fördelningsfaktorn för klorkresoler har beräknats utifrån ett Koc-värde på 720 l/kg och en halt organiskt kol i marken på 3 %.
- Jordens densitet uppskattas till 1,8 kg/dm³.
- Halttillskottet i Braån har uppskattats utifrån en medelvattenföring på 0,7 m³/s.

I tabellerna nedan redovisas data och beräkningsresultat för framtida utsläpp om inga åtgärder vidtas. Beräkningarna bygger på att den nuvarande pumpningen av dräneringsvatten upphör.

Utgångsdata för beräkningarna

Område	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Infiltration (m/år)	Vattengenomsrömning (m ³ /år)
A	3500	4000	0,3	1050
B	3500	7500	0,3	1050
C	150	400	0,3	45
Övriga norra	52850	120 000	0,3	15855
Summa	60000	131900		18000

Föroreningsinnehåll inom norra området enligt kapitel 7.8.

Utan åtgärd	Mängder (kg)			
	klorfenoler	klorkresoler	fenoxisyror	Totalt
A	250	250	150	650
B	1050	450	50	1550
C	75	30	5	110
Övriga norra	225	250	75	550
Summa	1600	980	280	2860

Uppskattat framtida utläckage utan åtgärder

Utan åtgärd	Utsläpp (kg/år)			
	Område	klorfenoler	klorkresoler	fenoxisyror
A	1,8	1,8	21,9	25,5
B	4,1	1,8	3,9	9,7
C	0,2	0,1	0,3	0,6
Övriga norra	0,8	0,9	5,5	7,2
Summa	7,0	4,6	31,6	43,1
Halttillskott Braån	(µg/l)			
Summa	0,3	0,21	1,4	2,0

Den förändring av föroreningsmängden som de föreslagna åtgärderna innebär har uppskattats utifrån följande förutsättningar:

1. Urgrävning av område A – C, med resthalter i kvarvarande/återlagd jord som motsvarar riktvärdena för respektive ämnesgrupp för djupintervallet 1- 2 m.
2. Genomgrävning av övriga delen av det norra området samt borttagning av föroreningar som motsvarar en reduktion av föroreningsmängden där med 20 %.

Uppskattat föroreningsinnehåll inom norra området efter genomförda åtgärder.

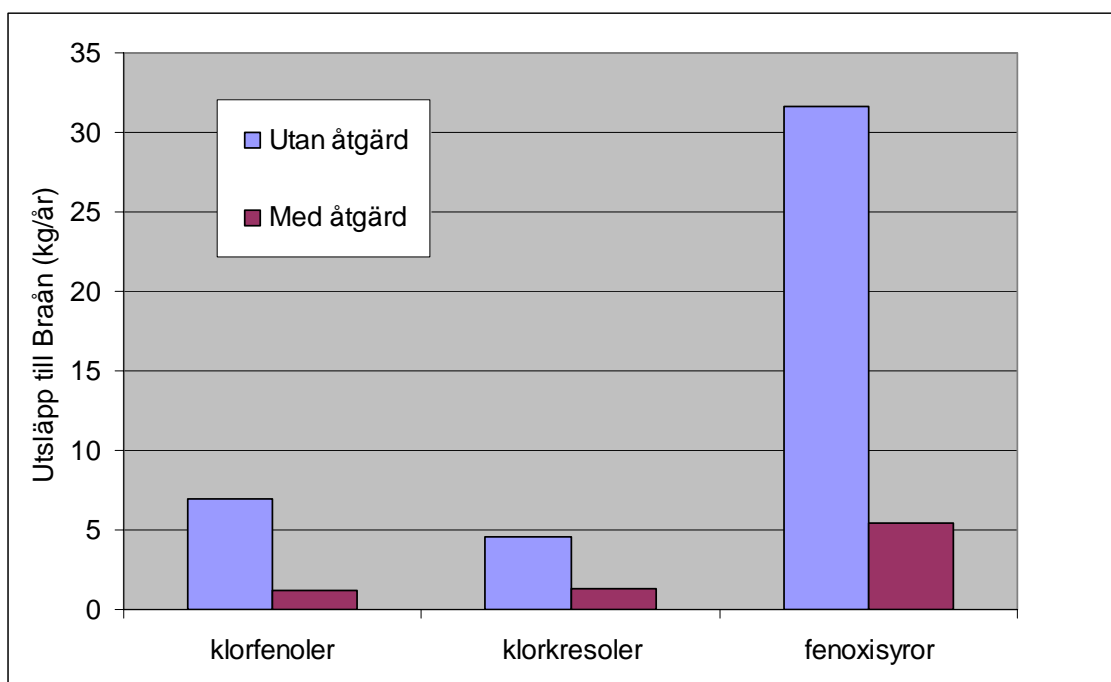
Efter åtgärd	Mängder (kg)			
	Område	klorfenoler	klorkresoler	fenoxisyror
A	36	36	3,6	76
B	67,5	67,5	6,8	142
C	3,6	3,6	0,36	7,6
Övriga norra	180	200	60	440
Summa	287	307	71	665
Reduktion norra området	82 %	69 %	75 %	77 %
Reduktion område A-C	92 %	85 %	95 %	90 %

Enligt beräkningarna så innebär åtgärdsförslaget en 90 % reduktion av föroreningsinnehållet inom delområdena A-C, samt 77 % reduktion av mängden inom hela det norra området.

Uppskattat framtida utläckage från norra området efter genomförda åtgärder.

Efter åtgärd	Utsläpp (kg/år)			
	klorfenoler	klorkresoler	fenoxisyror	Totalt
A	0,3	0,3	0,5	1,1
B	0,3	0,3	0,5	1,1
C	0,01	0,01	0,02	0,05
Övriga norra	0,7	0,7	4,4	5,8
Summa	1,2	1,3	5,5	7,9
Halttillskott o Braån	(µg/l)			
Summa	0,05	0,06	0,25	0,36

Enligt denna beräkning erhålls en reduktion av utsläppet till Braån med 82 %, vilket motsvarar bedömt behov av riskreduktion enligt riskbedömningen. Det beräknade framtida halttillskott av summa total klorfenoler, klorkresoler och fenoxisyror är mindre än 0,4 µg/l.



Figur 10.4.1 Framtida utläckage från norra området med respektive utan åtgärder.

10.5 Förslag till mätbara åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen beskriver de hälso- och miljömål som sätts med hänsyn till de risker det förorenade området medför, och med hänsyn till vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. De övergripande åtgärds målen beskriver hur området kan användas efter sanering. I BT Kemi projektet har de övergripande målen med efterbehandlingen slagits fast redan i kommunens ansökan om bidrag, se kapitel 1.2.

Det bör framhållas att här redovisade mätbara åtgärds mål är ett förslag baserat på nu kända förhållanden. En översyn av målen måste göras efter det att prequalificering och kompletterande undersökningar har genomförts inför det förfrågningsunderlag till anbudsgivare på behandling som skall utarbetas. Särskilda åtgärds mål måste då också fastläggas avseende behandlingen. När man slutligt valt åtgärdsalternativ bör ånyo åtgärds målen kontrolleras.

10.5.1 Utgångspunkter

En viktig utgångspunkt för de mätbara åtgärds målen är de plats-specifika riktvärdena. Dessa är satta så att de skall skydda människor som vistas i området, miljön inom området samt säkerställa att spridning av föroreningar från området inte orsakar skador på omgivningen. De plats-specifika riktvärdena bygger på en modell av de viktiga exponerings- och spridningsvägarna och relaterar risker till halter av föroreningar i jorden. För tillämpning i ett efterbehandlingsprojekt måste även en rad andra faktorer beaktas:

- Föroreningens fördelning i plan och djup samt dess relativa tillgänglighet för spridning och exponering.
- Mängder av föroreningar inom olika delar av området.
- Tekniska möjligheter att eliminera eller isolera föroreningar.
- Andra tekniska arrangemang, t ex dräneringssystemet

För BT Kemi området utgör risken för förorening av Braån en viktig del i riskbedömningen. De plats-specifika riktvärdena baserar sig på genomsnittshalter över större områden som inte skall medföra en signifikant spridning till ån. I praktiken är det ofta högförorenade delområden som står för det största bidraget till spridningen. Detta gäller även BT Kemi området där stora variationer råder mellan halter i

jorden och där delar av området består av deponier. I dessa sammanhang kan åtgärds mål baserade på acceptabla resthalter vara opraktiska, eftersom de kräver kontroll av stora volymer relativt lågförorenade massor. Istället kan åtgärds mål baserade på reduktion av föroreningsutsläpp eller mängd förorening vara mera tillämpbara.

En slutsats från riskbedömningen (se avsnitt 8.7) är att det framtida utsläppet från området inte skall överskrida den mängd som på årsbasis skulle ge ett halttillskott i Braån på 0,4 µg/l av summa fenoxisyror, klorfenoler och klorresoler. Detta krav är satt så att haltökningen i Braån på grund av framtida utläckage inte skall ge halter som överstiger ytvattenkvalitetskriterierna vid perioder med låga flöden. Detta halttillskott motsvarar ett utsläpp på ca 9 kg per år.

De åtgärder som föreslås syftar till att ta bort de mest förorenade områdena innehållande merparten av föroreningen. Åtgärden kan således inrikta sig på att ta bort t ex 80 % av föroreningarna. Detta mål är dock inte direkt mätbart eftersom den ursprungliga mängden endast kan uppskattas ungefärligt utan en omfattande provtagning. De mätbara åtgärds målen för spridning av föroreningar bör istället i första hand inrikta sig på en reduktion av föroreningshalten i dränagevattnet, se nedan.

För ytligt liggande jordar ställs dessutom krav på att människors hälsa eller miljön inom området inte skall riskeras. Detta är mer direkt knutet till haltnivåer i jorden och åtgärds mål i form av acceptabla resthalter föreslås användas.

10.5.2 Förslag på mätbara åtgärds mål för kvarvarande jord

De åtgärds mål som föreslås för den yttnära jorden (0 – 1 m under markytan) baserar sig på de platsspecifika riktvärdena. Detta innebär att ytjord med halter över de platsspecifika riktvärdena skall behandlas. De platsspecifika riktvärden i ytjorden för fenoxisyror, klorfenoler, klorresol och dinoseb styrs av miljöeffekter inom området och marginalen till de nivåer som kan ge hälsoeffekter från dessa ämnen är stor, minst en faktor 8 för naturmark och en faktor 40 för industrimark. Därför kan medelhalter i ytjorden över representativa volymer användas för jämförelse med åtgärds målen, utan att riskera att enstaka punkter har halter som överstiger de hälsoriskbaserade riktvärdena. För dioxin är dock hälsorisker styrande för riktvärdet.

I djupintervallet 1 – 2 meter under markytan styrs de flesta riktvärden av miljöeffekter inom området och de åtgärds mål som föreslås base-

rar sig på de platsspecifika riktvärdena. Även i detta fall kan medelhalter i representativa volymer användas för att följa upp åtgärds målen.

För jord djupare än 2 meter är det risken för spridning till omgivningen som styr de platsspecifika riktvärdena. I detta fall har åtgärds målen formulerats utgående från krav på reduktion av det potentiella utsläppet från området. Utgångspunkten är att det framtida utsläppet från området inte skall överskrida 9 kg per år. Beräknat på en grundvattenbildning på 18 000 m³/år skulle detta innebära en medelhalt på ca 500 µg/l i det grundvatten som dräneras ut från området.

Åtgärds mål baserade på halter i grundvatten är av flera skäl opraktiska, bl a variationer i grundvattenhalt mellan olika punkter och variationer i tiden. För de aktuella ämnena finns också problem att ta upp representativa prover från befintliga grundvattenrör eftersom dessa möjliggör transport av syre ned till grundvattnet och därmed en ökad möjlighet till nedbrytning omkring rören. Därför föreslås istället åtgärds mål baserat på halt i dräneringssystemet. Genom den pumpning som sker ger detta ett integrerat mått på föroreningshalter i mobilt vatten i området.

Mängden vatten som pumpas i dräneringssystemet är dock ca 4 gånger större än den uppskattade grundvattenbildningen, bland annat på grund av läckage av vatten från dammen och inläckage från andra områden. Det större vattenflödet leder till lägre halter i dräneringssystemet än vad som skulle kunna uppkomma i ett "fritt" strömmande grundvatten. Därför måste de krav som ställs på halter i dräneringssystemet vara hårdare än de som skulle behöva ställas på grundvattnet. Ett rimligt åtgärds mål bedöms vara att halterna fenoxysyror, klorfenoler och klorkresoler i dräneringssystemet som årsmedelvärden underskrider 100 µg/l. De halter som uppmätts i dränagesystemet inom huvudstudien visar på halter runt 500 µg/l, men stora variationer kan förväntas förekomma. Detta skulle innebära en minskning av halten med ca 80 %.

I de uppskattningar av föroreningsmängder som gjorts, se avsnitt 7, beräknas de tre förorenade områdena A, B och C inom det norra området innehålla ca 80 – 85 % av den totala föroreningsmängden i det norra området. Även i det södra området är föroreningarna starkt lokaliserade till vissa delområden. En beräkning av effekten av de föreslagna åtgärderna visar att dessa har förutsättningar att reducera utsläppet till Braån i enlighet med den riskreduktion som bedöms nödvändig enligt riskbedömningen.

Förslag till mätbara åtgärds mål lämnas i tabellen nedan.

Ämne	Förslag på mätbara åtgärds mål (mg/kg TS)				
	Norra området		Södra området		Hela området > 2 m
	0-1 m	1-2 m	0-1 m	1-2 m	
Summa klorfenoler	0,5	5	5	5	Reduktion av ca 80 % av föroreningen. Med åtgärds mål max 100 µg/l i dräneringssystem
Summa fenoxisyror	0,05	0,5	0,3	0,5	
Summa klorokresoler	0,5	5	5	10	
Dinoseb	0,05	0,06	0,06	0,06	

10.5.3 Reduktion av föroreningar

Såsom tidigare redovisats är det svårt att nu sätta ett slutligt åtgärds mål för reduktion av mängden föroreningar eftersom osäkerheten i ovan angiven mängd är stor. Huvudsyftet med de föreslagna åtgärderna är emellertid att reducera mängden föroreningar i jordmassorna vid BT Kemi. Den totala mängden föroreningar av klorokresoler, klorfenoler och fenoxisyror inom området bedöms uppgå till ca 3 (2-3,5) ton 80-85 % av dessa föroreningar bedöms finnas inom främst två områden norr om järnvägen medan resterande mängd torde vara spridda inom området.

Den behandling som föreslås genomföras på dessa jordmassor bör ha som mål att reducera föroreningarna med åtminstone 90 %. Ett rimligt mål för behandlingen av massor från dessa specifika områden bedöms därför vara att en sådan behandling skall medföra att minst 75 % av föroreningarna inom hela BT Kemi-området destrueras. Om den totala mängden föroreningar antas vara 3 ton idag skulle således målet vara att 2,25 ton föroreningar tas bort från området. Det är viktigt att man vid genomförandet följer upp hur mycket föroreningar som tas bort för att kunna sätta den mängden i relation till den mängd som blir kvar. Man kan nämligen förutsätta att man efter genomförandet av åtgärderna och den kontroll som då måste genomföras kommer att ha betydligt större kunskap om föroreningsinnehållet i jordmassorna.

Dinoseb och dioxin bedöms komma att reduceras i samma omfattning som de ovannämnda föroreningarna. Att analysera och mäta

reduktionen av dessa specifika ämnen bedöms därför inte vara nödvändigt särskilt som analyser av ämnena är kostsamma. En viktig del i åtgärderna är emellertid att ta bort de föroreningar av dinoseb som påträffats inom det södra industriområdet. Detta mål bör inte följas upp genom att mäta mängden borttagna föroreningar utan genom efterkontroll av att föroreningar av betydelse inte finns inom fastigheterna.

10.5.4 Utläckage till omgivningen

Idag sker en föroreningstransport ut från området genom att dräneringsvatten/lakvatten pumpas från området till Landskrona. Det sker också ett diffust utläckage till Braån. Överpumpningen till Landskrona skall upphöra enligt den övergripande målsättningen.

Att minska påverkan på Braån är kanske det viktigaste målet med de föreslagna åtgärderna och det är därför angeläget att kontrollera att detta mål uppnås. Målet föreslås uppnås i första hand genom att en stor mängd föroreningar tas bort från området. I andra hand föreslås att dräneringssystemet åtgärdas så att det diffusa utläckaget till ån upphör samt att dräneringsvattnet behandlas och kontrolleras innan det släpps ut i ån.

Det är främst fenoxisyror som följer med dräneringsvattnet. Idag bedöms att uppemot 20 % diffust läcker till ån. Att minska detta utläckage till mindre än 5 % kan vara ett önskvärt mål. Målet får mätas genom att flödesmätning av dräneringsvattnet anordnas och jämförs med bedömning av den mängd regnvatten som kan infiltrera. Vidare får grundvattenmätningar längs med ån och nivåmätning i ån utgöra en grund för bedömning av huruvida ett läckage sker eller ej.

Behandlingen av dräneringsvattnet i magasin och våtmarksdammar bör kontrolleras så att påverkan på ån kan bedömas. Baserat på analyserna av dräneringsvatten, dammvatten och överpumpat vatten till Landskrona kan ett möjligt mål för behandlingen vara att halten klorkresoler och klorfenoler reduceras med 50 % och halten fenoxisyror med 90 %. Utsläppet till Braån från våtmarken bör kontrolleras genom enbart analys av innehållet av föroreningar eftersom flödesmätning är svårt att anordna. Ett lämpligt mål är att vattnet får innehålla i medeltal 25 och som mest 50 µg/l av klorkresoler, klorfenoler och fenoxisyror. Om innehållet är mindre bedöms utsläppet inte medföra någon ökning av den nuvarande halten föroreningar i Braån. Det sistnämnda värdet motsvarar en utspädning med en faktor två i förhållande till ovan angiven resthalt i dräneringsvattnet 100 µg/l vilket i

stort torde motsvara förhållandet mellan nederbördsområdet för både våtmarksdammarna och BT Kemi och enbart BT Kemi-området.

10.5.5 Övrigt

I den övergripande målsättningen för projektet finns uttalade mål om förbättrad attityd till orten Teckomatorp, att projektet skall leda till att området kan användas på avsett sätt samt att det skall öppna för vetenskaplig forskning. Förslag till mätbara mål i dessa avseenden är följande.

Attitydundersökningar skall genomföras som visar att attityden till orten Teckomatorp väsentligt förbättrats både i Teckomatorp, regionen och i landet i övrigt. Minst 80 % av ett slumpvis utvalt antal tillfrågade skall ha fått en mer positiv bild av Teckomatorp efter genomförd efterbehandling.

I samband med eller inom ett år från avslutad efterbehandling skall två forskningsprojekt knutna till BT Kemi ha påbörjats.

Det södra området skall enligt målsättningen användas för kontors- och småindustrilokaler. Föreningar har nu påträffats inom området och det finns en osäkerhet huruvida den tidigare saneringen blev tillräcklig. En kontroll av det södra området med sina nuvarande fastigheter och lokaler är därför mycket angeläget. Ett resultatriktat mål, för att ge en trygghet för nuvarande och framtida fastighetsägare samt kommunen, skulle kunna vara att undersökningar utförs som kan verifiera att det inte finns några besvärande föreningar kvar. Omfattningen skulle kunna vara att det för varje fastighet utförs minst två provborringar med analyser av minst två jordprover från dessa borrhningar. Om fastigheten är stor utökas antalet i lämplig grad. Slutlig omfattning av ett sådant provtagningsprogram och val av analyser är svårt att nu göra utan bör ske senare och kanske i samband med tillståndsprövning. Resultatet av undersökningen skall givetvis vara att föreningar inte skall påträffas.

11 Förslag till genomförande av projektet

11.1 Genomförandemetod och etappindelning

Projektet föreslås genomföras i enlighet med det avtal som tecknats mellan staten och kommunen och i princip med samma ansvarsuppläggning som för huvudstudien. Kommunen står för genomförandeansvaret med staten som finansiär.

Eftersom det fortfarande, trots de omfattande undersökningar som har genomförts, återstår ett antal väsentliga frågeställningar att klara ut kan man inte direkt gå till ett slutligt projektgenomförande. Kostnadsbedömningen rymmer stor osäkerhet främst för att man inte har grepp om behandlingsbarheten hos de förorenade massorna men också för att det finns en osäkerhet i bedömningen av mängden förorenade massor. Därför föreslås att man innan man går till slutligt genomförande har en förberedelsefas med kompletterande utredningar, upprättande av förfrågningsunderlag avseende de arbeten som skall genomföras och anbudsinfordran med utvärdering av anbud med de olika konsekvenser alternativa metoder innebär. Först efter denna första fas fram till att upphandling kan ske har man ett tillräckligt gott grepp om kostnader och andra konsekvenser så att man kan välja åtgärdsalternativ.

Behandlingen av de förorenade massorna bedöms bäst ske i form av totalentreprenad där utvald entreprenör får svara för all erforderlig projektering för sina åtaganden. De anordningar som behövs är så intimt förknippade med den behandlingsteknik respektive entreprenör kan ställa till förfogande att det inte är möjligt att genomföra en detaljprojektering som kan tillfredsställa alla alternativ som kan komma ifråga.

Övriga arbeten föreslås upphandlas efter detaljprojektering där vissa delar kan vara så tydligt specificerade i ett förfrågningsunderlag att en anbudsgivare kan lämna fast pris. Dessa arbeten är främst efterarbeten för att slutlig göra färdigt området och kompletterande tekniska anordningar för ledningar och servicefunktioner till behandlingsarbetena, samt även uppgrävning av massor. Vissa arbeten måste göras reglerbara med i förväg uppskattade mängder men där den slutliga ersättningen sker på basis av uppmätta verkliga mängder. Valet av entreprenör för de senare arbetena kan vara helt skilt från det som kommer ifråga för behandlingsarbetena. Lokala entreprenörer kan på så sätt också få möjlighet att delta i projektet.

11.1.1 Skede 1, arbete fram till upphandling

11.1.1.1 *Prekvalificering av anbudsgivare behandling*

Ett första steg bör vara att genomföra en prekvalificering av lämpliga anbudsgivare avseende behandling av förorenade massor. Förfrågan om prekvalificering bör i detta fall ske inom hela EU-området och givetvis i enlighet med LOU. Intresserade anbudsgivare erbjuds ansöka om att få bli kvalificerade för att senare få lämna anbud. Som underlag för prekvalificeringen räcker i huvudsak en enkel annonsering i Official Journal i vilken anges en kortfattad projektbeskrivning samt uppgift om var mer information kan fås. Den senare sänds till de som anmäler sitt intresse och informationen kan bestå av en beskrivning av projektet där denna huvudrapport kan ingå som helhet eller i delar t.ex. som CD-skiva. Intresserade anbudsgivare utväljs därefter på basis av de uppgifter de lämnar avseende sin lämplighet, kompetens, styrka och erfarenhet inom området. Hur urvalet kommer att ske måste nogga preciseras i inbjudningshandlingarna.

Det är möjligt och troligt att intresserade anbudsgivare önskar själva få förorenad jord för att få undersöka och testa för att de i ett senare skede skall kunna lämna garantier m.fl. uppgifter. Det är för projektet en stor fördel om denna möjlighet kan genomföras. Det kräver i så fall dels tid för försöken, dels tillstånd från ansvariga miljömyndigheter för den hantering som krävs av den förorenade jorden. Tillstånden, som rimligen kan fås, kräver också tid. Detta gör att man för att vinna tid bör påbörja andra aktiviteter parallellt med prekvalificeringen av anbudsgivare för behandlingsarbetena.

11.1.1.2 *Utförande av kompletteringar för dräneringssystemet*

Dräneringssystemet bör kompletteras i enlighet med det förslag som redovisats tidigare. Genomförandet bör ske efter detaljprojektering och upphandling av en markentreprenör.

Arbete bör startas så snart som beslut fattas om vidare finansiering av projektet. Projektering, upphandling och genomförande bör kunna genomföras under mindre än ett års tid. Någon tillståndsprövning bedöms inte erfordras utan en anmälan till tillsynsmyndigheten bör räcka.

11.1.1.3 *Fortsatt planarbete*

En viktig sak för det fortsatta projekteringsarbetet är att man lägger fast den slutliga detaljutformningen av området. Planarbetet inom kommunen är då viktigt och styrande för vad som skall göras inom BT Kemi-området. Planarbetet har påbörjats.

Utformningen bör vara klarlagd i så stor utsträckning som möjligt när entreprenadarbetena påbörjas. Möjligen kan man släpa efter något med ytbehandlingar och planteringar o.d., men masshantering och utformning i stort bör vara klar vid upphandling av behandlingsarbetena.

11.1.1.4 *Upphandling av behandling*

På basis av prekvalificeringshandlingarna utväljs ett visst antal lämpliga entreprenörer för att lämna anbud på behandlingen av de förorenade massorna.

Förfrågningsunderlaget föreslås utformas för en totalentreprenad där anbudsgivaren står för funktion och projektering av erforderliga anläggningar för behandlingen. Underlaget bör också utformas med reglering av kostnaden för behandlad mängd eftersom omfattningen av den mängd som slutligt måste behandlas kommer att vara osäker ända till dess projektet är slutfört.

Behandlingsmetoden skall ej fastläggas i förfrågningsunderlaget utan alternativa metoder bör accepteras förutsatt att önskat behandlingsresultat kan uppnås och garanteras. På så sätt lämnar man möjligheten öppen för olika alternativa metoder och även för sådana som kanske nu är under utveckling. Även deponering på någon av de näraliggande deponierna skulle kunna erbjudas likaväl som t.ex. att Sakab skulle kunna erbjuda extern behandling vid sin anläggning i Kvarntorp.

Det viktiga är att anbudsgivarna i sina anbud skall lämna uppgifter om sina metoder och de konsekvenser de medför så att en saklig och rättvis utvärdering kan ske. Förfrågningsunderlaget måste därför innehålla en specifikation av de uppgifter som skall lämnas av anbudsgivaren samt om grunderna för utvärdering av anbuden. Förutom kostnaderna för behandlingen måste tidsåtgång, miljöpåverkan samt erfarenheter och referenser från liknande behandlingar värderas högt. Det är vidare viktigt att seriösa anbudsgivare ges möjlighet att

för egen del testa och analysera prover på de förorenade massor som skall behandlas.

Förfrågningsunderlaget för den slutliga upphandlingen bör vara så tydligt som möjligt när det gäller omfattning av massor som skall behandlas och massornas beskaffenhet. Här krävs enligt vår bedömning ytterligare utredningsarbete och undersökningar som underlag för förfrågan. Detta måste ingå i skede 1 att klarlägga och ta fram.

Upphandling av behandlingsarbetena är styrande för projektets total ekonomi. Övriga kringarbeten kan under förutsättning att utformningen av området fastlagts kostnadsberäknas med god noggrannhet utan att anbud behöver finnas som underlag. Skede 1 kan därför slutföras och beslut om genomförande av projektet i sin helhet, skede 2, tas först efter det att slutliga anbud på behandlingsarbetena erhållits och utvärderats. I anbudsfrågan måste därför tydligt anges att beställning är beroende av att tillgängliga medel finns samt givetvis att erforderliga tillstånd erhålls.

11.1.1.5 Projektering av återställningsarbeten m m

Under det första skedet bör huvudhandlingar tas fram för hur området slutligt skall se ut och användas. Arbetet bör drivas så långt att man med god noggrannhet kan klarlägga kostnaderna för dessa arbeten. Arbetet måste basera sig på kommunens planarbete och drivas parallellt med detta.

Projekteringen utförs lämpligen av ett konsultföretag och med inriktning mot att arbetena senare ska genomföras som generalentreprenad eller direkt av beställaren i egen regi.

11.1.1.6 Partnering

I detta sammanhang kan det vara möjligt att man skall lämna öppet en möjlighet till att bedriva projektet som ett samverkansprojekt, s.k. Partnering. I ett sådant projekt samverkar alla parter mot ett gemensamt mål. Härigenom skapas en form för samverkan där beställarens erfarenheter och annan lokal kunskap på ett styrt och organiserat sätt kombineras med kompetens och resurser från upphandlade projektörer och entreprenörer för att skapa en optimal lösning där alla parter samlade uppfattning tas till vara.

Upphandling genomförs i konkurrens och baseras på anbudsgivarnas kompetens, resurser och referenser, deras syn på och erfarenhet av

partnering samt med ett kalkylerat riktpolis och a-priser på väsentliga resurser som urvalskriterier. Tekniska lösningar, utarbetade av anbudsgivarna föreslås inte användas som urvalskriterium.

Förfrågningsunderlaget omfattar administrativa föreskrifter, en teknisk kravspecifikation, mängdförteckning och, som systemhandlingar, både de ritningar som upprättats med utgångspunkt från huvudstudien samt de förslag till utformning av området som kanske kommer att utarbetats i det pågående planarbetet.

De styrande dokumenten som idag finns inom NEC (the New Engineering Contract) kan användas som grund för utformningen av förfrågningshandlingarna.

En partnergrupp med representation från alla berörda parter, både de som har formella projektavtal och övriga intressenter, skall inom ramen för åtagandet och inom en avtalad tidsperiod genomföra detaljprojektering, miljöprövning, byggande och drift av en lösning som projektgruppen finner ge den långsiktigt bästa lösningen med beaktande av de olika parternas värderingar.

Risfordelningen mellan entreprenör och beställare regleras genom att s.k. Reference Conditions införs i förfrågningsunderlaget. Därutöver bör effekten av villkor enligt kommande miljötillstånd för arbetenas utförande vara beställarens risk.

11.1.2 Skede 2, genomförande med tillståndsprocess

Genomförandet av åtgärderna omfattar beställning och kontraktskrivning för de olika entreprenader som kan bli aktuella, entreprenadarbetena samt kontroll av genomförandet med besiktningar. Tillstånd av olika slag kommer att behövas. I första hand är det tillstånd enligt miljöbalken som kan bli styrande både för tiden men också för krav på skyddsåtgärder. Det är därför nödvändigt att tillståndsfrågorna hanteras eller slutförs först efter det att man valt behandlingsmetod. Behandlingsentreprenörens medverkan är här av stor betydelse eftersom behandlingsprocessen kan förväntas vara unik för var och en av de entreprenörer som kan bli aktuella.

Starten för genomförandet av projektarbetena kommer att bli beroende av tillståndsfrågornas handläggningstid. För att vinna tid är information och underhandskontakter viktiga. Framförallt måste informationen utåt till allmänheten och andra intressenter vara tydlig och motstående intressens argument beaktas och tas hänsyn till. Överklagan-

de av beslut bör undvikas eftersom allt sådant både tar tid och kostar pengar.

Förutsatt att erforderliga tillstånd erhålls genomförs projektet på sedvanligt sätt med platskontroll, miljökontroll, besiktningar och dokumentation av genomförandet. Relationshandlingar är viktiga för framtiden vilket ju visat sig i detta projekt där bristen på slutlig dokumentation av tidigare saneringsarbeten är ett bekymmer.

Genomförandefasen slutar med besiktningar och en uppföljning av att uppställda mål uppnåtts. Fortsatt miljökontroll erfordras men kan hänföras till en senare fas och beskrivs separat nedan.

11.2 Projekterings- och upphandlingsanvisningar, utredningsbehov

Det finns ett fortsatt utredningsbehov såsom ovan redovisats under rubriken "Genomförandemetod och etappindelning". Viktigast är att klara ut behandlingsbarheten hos de förorenade massorna. Detta bör ske i samband med upprättandet av förfrågningsunderlaget för behandlingsentreprenörerna. Att nu i detalj ge anvisningar för projektering av en behandlingsanläggning är knappast meningsfullt.

Vad gäller övriga efterarbeten kan i viss mån detaljprojektering påbörjas i samverkan med det planarbete som måste ske. Projektering av dessa arbeten skall ske enligt sedvanlig standard med AMA som grund. Projekteringen sker lämpligen med hjälp av konsult med ABK som villkor för arbetet. Nära samråd med beställaren måste förutsättas. Även samråd med andra intressenter i arbetena krävs. Utredningsbehov för dessa arbeten kan först fastläggas i samband med projekteringsarbetet och när ett planförslag finns.

I konsultuppdraget bör även ingå att medverka med tillståndshandlingar samt prekvalificering och upphandling av behandlingsentreprenör. LOU är som tidigare nämnts tvunget att tillämpas. Troligtvis är det kap.3 i LOU som skall tillämpas, Upphandling av byggentreprenad över 5 000 euro. Selektiv urvalsupphandling föreslås där alla entreprenörer får möjlighet att ansöka om att få lämna anbud. Tidsfristen för en entreprenör för att få lämna in anbudsansökan skall vara minst 37 dagar från annonsering. Tiden för att lämna in anbud därefter skall sedan vara minst 26 dagar från det att förfrågningsunderlag tillställs utvalda anbudsgivare. Om mer än ett år har förlöpt efter annonsering skall dock tiden vara minst 37 dagar. I detta fall kan det dock bli nödvändigt att låta de utvalda entreprenörerna för behand-

lingen få betydligt längre tid på sig för att kunna genomföra egna undersökningar av de föroreningar och den jordmatris som skall behandlas. En rimlig tid kan vara ca 4 månader. För övriga arbeten räcker den minsta anbudstiden enligt LOU väl till.

Det är viktigt att notera att i princip skall alla arbeten annonseras samtidigt d.v.s. även grävningsarbetena och efterbehandlingsarbetena. Vissa kompletterande arbeten av mindre omfattning, som inte kunnat förutses i det första skedet, kan dock senare upphandlas utan särskild EU-annonsering.

11.3 Tillståndsfrågor, juridisk handläggning

Ett genomförande av efterbehandlingen av BT Kemi-området kommer att kräva tillstånd enligt miljöbalken. Endast vid förhållandevis ringa åtgärder är en anmälan till tillsynsmyndigheten tillräcklig. I detta fall föreslås en behandling av viss mängd uppgrävd förorenad jord, som i detta sammanhang kan anses vara avfall, och därmed gäller att verksamheten är tillståndspliktig. Ett första ställningstagande är då huruvida den uppgrävda jorden är farligt avfall eller inte.

Aktuella EWC-koder vid BT Kemi kan vara kod 17 05 03* "Jord och sten som innehåller farliga ämnen" och kod 17 05 04 " Annan jord och sten än den som anges i 17 05 03. Även andra koder specifika för den tidigare industriella produktionen kan komma ifråga t.ex. 07 04 09* och 07 04 10* "Halogenerade resp. andra filterkakor och förbrukade absorbermaterial". * efter koden innebär att avfallet apriori klassas som farligt avfall vilket ställer särskilda krav enligt lagstiftningen. Huruvida ett avfall innehåller farliga ämnen eller inte är idag i många fall svårt att få klarhet i. Ett nytt EG-direktiv, som skall men ännu inte har införts i svensk lagstiftning, ger anvisningar vad avser vissa ämnen, främst metaller. Vid BT Kemi aktuella föroreningar omfattas inte av dessa regler utan en särskild utredning måste göras i det aktuella fallet. Sådan utredning görs lämpligen i anslutning till en kommande tillståndsprovning.

För BT Kemi har Kemakta tidigare redovisat förslag till haltgränser när förorenade massor bör betraktas som farligt avfall (Kemakta, 2002). De haltgränser som anges där är 2500 mg/kg TS för dinoseb och samma värde för summa klorfenoler och fenoxisyror. Endast i undantagsfall torde man komma att påträffa halter av denna storleksordning. Helt kan man dock inte utesluta att de kan förekomma.

I samma rapport från Kemakta redovisas också förslag till acceptanskriterier för när förorenade massor från BT Kemi skall kunna accepteras i deponi för icke-farligt avfall. Föreslagna halter som summaparametrar är:

Parameter	Acceptanskriterie (mg/kg TS)
Summa klorfenoler	10
Summa fenoxisyror och klorkresoler	1
Dinoseb	0,4

För vissa specifika ämnen kan enligt Kemakta högre värden accepteras eftersom farlighetsgraden av olika klorfenoler och fenoxisyror är olika.

Det måste noteras att de ovan angivna värdena är förslag och inte fastlagda i beslut eller hos tillståndsgivande myndigheter. Det kan också nämnas att RVF med hjälp av Kemakta tagit fram liknande värden för generell bedömning av förorenade massor (RVF, 2002). Naturvårdsverket har yttrat sig över rapporten och konstaterat att det ännu inte finns någon tillämplig svensk lagstiftning i detta avseende och att Naturvårdsverket ej heller givit ut vägledningsmaterial. Man anser dock att RVF rapporten med vissa undantag ger ett gott underlag för hur förorenade massor skall deponeras. Vad som slutligt kommer att gälla när åtgärder skall genomföras vid BT Kemi kan därför inte nu säkert fastställas utan först i samband med en tillståndsprövning.

Förutsatt att jorden inte kommer att anses vara farligt avfall skall behandlingen prövas enligt SNI-koden 90.004-2 B "anläggning för behandling av avfall om den tillförda mängden är större än 50 ton men högst 100 000 ton per år". I det fall att den förorenade jorden skulle anses vara farligt avfall gäller koden 90.006-5 B "anläggning för behandling av sådant farligt avfall som avses i avfallsförordningen och som består av uppgrävda massor om den tillförda mängden är högst 20 000 ton/år". I båda fallen gäller att tillstånd söks hos länsstyrelsen.

I det fall behandlingen skall ske i en extern anläggning kan det vara möjligt att det i så fall kan ske inom ramen för ett gällande tillstånd. Uppgrävningen och hanteringen av den förorenade jorden är då måhända inte tillståndspliktig enligt lag men man kan ändå frivilligt

söka tillstånd för de åtgärder man avser genomföra. En tillståndsprovning bör i detta fall enligt vår bedömning genomföras oavsett koder enligt förordningen. I samband med att man söker tillstånd för den huvudsakliga tillståndspliktiga verksamheten bör man också pröva all den övriga verksamheten i sin helhet. Vidare bör man i sin ansökan ta med möjligheten att man påträffar "farligt avfall" och att man då kan få hantera det på lämpligt sätt även om jorden i sig generellt inte skulle klassas som sådant. Om en termisk behandling blir den metod som kommer att användas kan det vara möjligt och lämpligt att sådant avfall behandlas i den anläggning som då finns på plats. I annat fall behövs tillstånd för hanteringen och tillfällig lagring av sådant avfall. Transport av "Farligt avfall" får endast ske av behörigt företag. Export av "farligt avfall" kräver särskilt tillstånd som ges av Naturvårdsverket.

Planfrågorna måste vara klarlagda inför en slutlig tillståndsansökan. Om området ligger inom detaljplanlagt område måste man ha en fastställd detaljplan som grund för miljö tillståndet. Utanför detaljplaneområde är det tillräckligt om man i sin ansökan kan visa att åtgärderna inte strider mot översiktsplan eller andra liknande bestämmelser.

Arbetena kommer att ske inom strandskyddsområde för Braån, vilket innebär att dispens måste sökas för arbetena. Sådant dispens bör kunna medges eftersom arbetena endast under en kort tid, men inte permanent, kan komma att förhindra allmänhetens tillträde till ån. Dispens söks separat hos länsstyrelsen.

Om man kommer att behöva vidta åtgärder som berör ån eller dess vattenförande förmåga måste man få tillstånd, vattendom, enligt Miljöbalken kap. 11. Vattendom söks hos Miljödomstolen. Även om det finns en möjlighet att man inte behöver vattendom (om det är uppenbart att vattenförhållandena inte påverkas) är det vår erfarenhet att man skall söka tillstånd även vid vad som kan tyckas obetydliga ingrepp.

I den mån att man avser utföra byggnader eller andra anordningar inom området erfordras bygglov och/eller marklov. Kommunen är där själv myndighet och ger loven.

Upphandling av alla arbeten i anslutning till projektet måste följa LOU, "Lagen om offentlig upphandling". Det bör även här noteras att kostnaden för projektet är så stort att det kräver annonsering inom EU.

Vid genomförandet av åtgärderna är arbetsmiljön och arbetarskyddet mycket viktigt. Redan i samband med upphandling av behandlingsarbetena bör arbetarskyddet rådfrågas och erforderliga skyddsåtgärder beskrivas i förfrågningsunderlag.

11.4 Miljökontroll

Ett förslag till miljökontrollprogram att igångsättas före efterbehandlingsåtgärdernas genomförande redovisas nedan. Programmet syftar till att ge ett referensunderlag för säkrare bedömning av nuvarande miljöförhållanden. Programmet kan senare behöva kompletteras när det är klarlagt vilka typer av åtgärder som kommer att genomföras.

Utöver den kontroll som föreslås nedan kommer kompletterande provtagningar att utföras för mer detaljerad avgränsning av föroreningarna inom BT Kemiområdet samt för olika former av åtgärdsinriktade tester. Program för dessa undersökningar kommer att tas fram efter prequalificeringsfasen och anpassas till offererade åtgärdsalternativ. Åtgärdsinriktade tester och undersökningar kan behöva ske i samverkan med inbjudna entreprenörer.

Inför igångsättning av entreprenadarbeten kommer också ett program för hälsoundersökningar att upprättas.

Det miljöprogram som föreslås nedan är främst inriktat på vattenförhållanden, men omfattar också kontroll av sediment och omgivningsluft.

11.4.1 Vatten

Vattenkontrollen föreslås omfatta den kemiska beskaffenheten i:

- Braån
- dräneringsvattnet
- dammvattnet
- det djupa grundvattnet (berggrunden)

Undersökningarna i *Braån* föreslås omfatta provtagning av vatten samordnad med recipientkontrollen för Braån (*fyra gånger år*) i fyra punkter: I Braån uppströms sammanflödet med Svalövsbäcken (ny), i

Svalövsbäcken uppströms sammanflödet med Braån (ny), uppströms BT Kemiområdet (befintlig) och nedströms BT Kemi (befintlig).

Undersökningarna av *dräneringsvattnet* föreslås omfatta stickprovtagning *en gång per månad* genom provtagning i pumpstation i samband med pumpning.

Undersökningarna av *dammvattnet* föreslås omfatta stickprovtagning *en gång per månad* genom provtagning i pumpledning i samband med pumpning.

Undersökningarna av det *djupa grundvattnet* föreslås omfatta stickprovtagning *fyra gånger per år* genom provtagning i observationsbrunn 201 (söder om dammen).

Vattenanalyserna bör omfatta *minst* följande:

- Fenoxisyror (MCPA, MCPP, 2,4-D, 2,4-DP, 2,4,5-T och 2,4,5-TP)
- Dinoseb
- Klorfenoler (2-, 3- och 4-klorfenol; 2,3-, 2,4-, 2,5-, 2,6-, och 3,4-diklorfenol; 2,3,5-, 2,3,6-, 2,4,5- och 2,4,6-triklorfenol; 2,3,4,6- och 2,3,5,6-tetraklorfenol samt pentaklorfenol)
- Klorkresoler (4-klor-o-klorkresol och 6-klor-o-klorkresol)
- Antimon

Vid provtagning av ytvatten-, dränerings-, damm- och grundvatten bör också fältanalyser av pH, elektrisk ledningsförmåga och syrgashalt utföras.

11.4.2 Sediment

Sedimentprovtagning föreslås utföras vid *ett tillfälle* i sex punkter i Braån: Samma som ovan nämnda vattenprovtagningpunkter samt en punkt i höjd med dammen inom BT Kemi och en punkt ytterligare ca 500 m nedströms den vattenprovtagningpunkt som är belägen nedströms BT Kemiområdet. Lämpliga provtagningsplatser kommer att inventeras i fält.

Sedimentanalyserna bör omfatta *minst* följande:

- Samma ämnen som ingår i vattenanalysprogrammet
- Polyklorerade dioxiner och dibensofuraner
- PCB

I sedimentproven bestäms även torrsubstans och glödgningsförlust.

11.4.3 Omgivningsluft

Emissioner till luft från BT Kemiområdet och deras påverkan på omgivningsluften bör undersökas inför förestående åtgärder. Programförslag för luftundersökningar i samband med åtgärder bör tas fram när beslut om åtgärdsalternativ har tagits.

En spridningsmodell för luftemissioner från området föreslås tas fram och få ligga till grund för bedömning av emissionernas effekter på omgivningen. En mätning av emissioner från området innan åtgärder vidtas bör genomföras. Mätningar sker förslagsvis på ett antal (5-10) platser inom området där gasavgången från marken fångas upp i rör och analyseras.

Under genomförandet får undersökningar av emissioner från olika möjliga källor genomföras. Genom kunskap om källornas emissioner kan effekter i omgivningsmiljön därefter beräknas med hjälp av modellen. Det kan finnas ett behov av att i projektet ha tillgång till en enkel väderstation med automatisk registrering av väderdata.

Lukter kan befaras uppstå under genomförandet av åtgärder. För att kontrollera huruvida besvärande lukt uppstår föreslås att man engagerar ett antal luktoobservatörer i närheten av området. Avsikten är att dessa observatörer (ca 3-5 i antal i olika väderstreck) skall dokumentera och rapportera när lukt uppstår och graden av störning.

11.5 Tidplan

I textbilaga 7 har förslag till tidplan för genomförande av de föreslagna åtgärderna redovisats. Tiderna styrs framförallt av beslut rörande finansiering men också av beslut avseende de tillstånd som erfordras för den planerade verksamheten. Eftersom kostnaden för erforderlig behandling av den förorenade jorden är svår att bedöma i

förväg och endast kan klarläggas genom att bindande offerter erhålls föreslås att beslut om finansiering får ske i två steg.

I ett första steg tas beslut om finansiering av de arbeten som behövs för planering, projektering, tillstånd, upphandling mm av de föreslagna åtgärderna i skede 1. Även åtgärderna för dräneringssystemet bör ingå i skede 1.

I de förfrågningsunderlag som upprättas för arbetena måste det framgå att ett slutligt beslut om genomförande inte tagits utan är beroende av den totala kostnadsbilden och att erforderliga medel finns tillgängliga. Upphandlingen i steg ett kan därför endast drivas fram till värdering och val av entreprenör medan beställning och kontraktsskrivning inte kan ske förrän beslut om finansiering tagits.

Det är viktigt att man redan i det första skedet tar ett principbeslut huruvida projektet skall genomföras förutsatt att de bedömda kostnaderna kan innehållas. Utan ett sådant principbeslut är det tveksamt om man kan genomföra en anbudsfrågan.

I ett andra steg, när man har kunskap om de krav som ställs på genomförandet och genom bindande offerter också vetskap om de kostnader som åtgärderna medför, tas beslut om finansiering av det slutliga genomförandet av åtgärderna. Först efter steg två kan de fysiska arbetena på plats starta, skede 2.

Tillstånd för genomförande av de föreslagna arbetena krävs. Främst är det tillstånd enligt miljöbalken som kan förväntas komma att påverka och kanske också bli styrande för tidplanen. Det är därför nödvändigt att tidigt arbeta med tillståndsfrågorna om man inte önskar att arbetena skall dra ut på tiden. Den föreslagna tidplanen bygger på att man så mycket som möjligt skall arbeta parallellt med tillståndshandlingen och planering, projektering och upphandling. Det är dock viktigt att notera att miljötillståndet måste beakta valet av behandlingsalternativ varför det är nödvändigt att man gjort värderingen av dessa och helst också valt behandlingsmetod även om man inte gjort en slutlig beställning hos en entreprenör.

En viktig del i efterbehandlingen är att bestämma hur området skall användas och utformas för framtiden. Det är därför önskvärt att det pågående planarbetet för Teckomatorp prioriterar den del som påverkar BT Kemi-området. Det är inte nödvändigt att all formell hantering är genomförd innan projektering, tillståndsprövning och upphand-

lingsarbetet genomförs utan planarbetet kan bedrivas parallellt med de andra arbetena.

En viktig del i fortsättningen är också kontroll av de åtgärder som skall genomföras. Kontrollen avser dels att åtgärderna genomförs såsom avsett, entreprenadkontroll, dels en kontroll av miljöpåverkan och uppföljning av att uppsatta mål uppfylls. Omfattningen av den senare kontrollen är viktig att i detalj fastlägga i ett tidigt skede i projektet och ett programarbete bör ske tidigt och ingå i den första etappen. Man måste tidigt klara ut vilka basundersökningar som skall göras för att kunna se effekter av de efterföljande åtgärderna.

En sammanställning av preliminära tider redovisas i tabellen nedan. Den redovisade tidplanen är starkt pressad och kräver samverkan mellan projektledning, entreprenörer och myndigheter om den ska innehållas.

Aktivitet	Färdig
Beslut, finansiering av skede 1	Maj 2004
Val av entreprenörer för behandling av förorenad jord	Maj 2004
Upphandling konsult	Juli 2004
Planarbete i kommunen	Oktober 2004
Anbud från entreprenörer behandling	Mars 2005
Projektering och upphandling av efterarbeten	April 2005
Nytt dräneringssystem	Maj 2005
Ansökan och beslut, finansiering etapp 2	Augusti 2005
Tillstånd enligt miljöbalken m. fl. lagar	Oktober 2005
Entreprenadarbeten	Våren 2007
Utökad kontrollverksamhet	2004 – 2007

11.6 Budget

Kostnaden för de föreslagna åtgärderna enligt denna huvudstudie har översiktligt bedömts på basis av erfarenheter från andra liknande projekt och på basis av litteraturuppgifter om kostnader för olika behandlingsmetoder. I detta skede är osäkerheten rörande behandlingskostnaden stor eftersom erfarenheter från liknande behandlingar är ringa och ingen erfarenhet finns från avancerad behandling av aktuella jordmassor. Först efter anbudsgivning och värdering av

erhållna anbud kan en mer säker bedömning göras av behandlingskostnaden. Fortfarande kan dock då liksom nu finnas en osäkerhet i bedömningen av volymen massor som måste behandlas.

Kostnaden för uppgrävning av massor och för efterbehandling av området som helhet enligt föreliggande förslag kan uppskattas med högre säkerhet eftersom dessa slags arbeten är mer vanligt förekommande. En icke obetydlig osäkerhet rörande dessa kostnader finns ändock men mer betingad av att det är svårt att idag bedöma omfattningen av de arbeten som behöver göras eftersom detaljplan ej finns för området. Dessutom finns det alltid en osäkerhet i den vid tidpunkten för anbudsgivningen rådande konkurrenssituationen.

En sammanställning av uppskattade kostnader för olika aktiviteter och arbeten redovisas i följande tabell. I tabellen har gjorts en grov bedömning av osäkerheten i kostnadsuppskattningen endast grundad på erfarenheter från liknande projekt.

Av tabellen framgår att, med den kunskap om förhållandena som nu finns, totalkostnaden rör sig om ca 120 MSEK för att nå de uppsatta projektmålen. En grov bedömning av osäkerheten tyder på en variationsbredd mellan 80 till 150 MSEK.

Arbete	Kostnad MSEK	Osäkerhet
Behandling förorenad jord	52	35-75
Grävarbeten förorenad jord	6	3-7
Efterarbeten mark, planteringar mm	18	14-22
Massanskaffning	5	4-6
Konsultarbeten	10	7-12
Projektorganisation, Admin. Tillstånd m m	12	7-12
Oförutsett, 10 %	10	5-15
Summa projektkostnad	113	80-152

Av totalkostnaden bedöms ca 17 Mkr falla i skede 1 med följande fördelning.

Arbete	Kostnad MSEK
Nytt dräneringssystem med pumpstation	3
Massanskaffning	2
Konsultarbeten	4
Projektorganisation, Admin. Tillstånd m m	6
Oförutsett, 10 %	2
Summa projektkostnad	17

11.7 Projektrisker

I alla projekt finns det risker av olika slag som kan påverka genomförandet av projektet ifråga eller dess resultat. Riskerna kan vara olika stor från projekt till projekt. Efterbehandlingen av förorenad mark rymmer ofta ett antal osäkerheter och risker i sig och BT Kemi- området är inget undantag. Osäkerheterna gäller inte bara kostnaderna för genomförandet utan det finns också andra risker som kan kraftigt påverka projektet.

Någon utredning om projektriskerna har i detta skede inte genomförts. Sådana riskutredningar blir dock allt vanligare vid stora och komplicerade projekt där alla variabler eller faktorer som kan påverka projektet är svåra att överblicka men framförallt svåra att värdera riskerna av.

Med projektrisker avses i detta avsnitt inte den risk för miljöpåverkan vid olika alternativ utföranden, som belyses i det särskilda kapitlet om riskvärdering. Med projektrisker menas istället här sådana risker som kan göra att projektet går snett, ger oanade konsekvenser eller av eller annan anledning inte kan genomföras. Som exempel på denna slags risk kan nämnas Hallandsåsprojektet där icke förutsedda händelser fått stora konsekvenser.

Vad skulle då kunna hända i BT-Kemi projektet som förhindrar, stoppar projektet under dess genomförande eller ger oväntade konsekvenser? Att belysa och bedöma konsekvenserna av olika scenarier kan vara väl värt att studera närmare i nästa skede. Enbart diskussionen och kunskapen om tänkbara händelser är värdefullt för projektet eftersom det ger en medvetenhet och bättre förmåga att

hantera oväntade händelser. I detta fall kan man t.ex. tänka sig att följande skulle kunna påverka projektet:

- Mängderna förorenad jord och dess innehåll visar sig avsevärt annorlunda än vad som hittills framkommit.
- Oväntade föroreningar av något slag påträffas.
- Behandlingen av de förorenade massorna kommer att visa sig inte ge önskvärd effekt ifråga om riskreduktion.
- Emissionerna från behandlingen blir betydligt kraftigare än förväntat, kanske på grund av en olycka, brand e.d.
- Onormalt hög nederbörd fås under genomförandet som förhindra arbete och kanske orsakar översvämningar.
- Utsedda entreprenörer får ekonomiska svårigheter och kan inte genomföra sina åtaganden.
- Finansieringen av projektet stoppas eller reduceras alternativt kostnaderna visar sig bli mycket högre än beräknat.
- Det bildas en stark opinion mot projektets genomförande. Tillstånd erhålls inte eller innebär så stränga skyddskrav att projektet blir svårt att genomföra.
- Miljökontrollen efteråt visar att man inte på långa vägar når uppställda mål.

Att i förväg, inför genomförandet av projektet, försöka utvärdera vad sannolikheten för olika scenarier är och vad de kan ge för konsekvenser samt vilka åtgärder man kan vidta för att minska riskerna i projektet är sannolikt en god investering. Det kan troligen finnas många fler risker än de som redovisats här. En utredning om projektriskerna bedöms dock nu vara för tidigt att utföra utan är mer lämplig att göra i anslutning till detaljprojektering och tillståndsansökan.

11.8 Information

Information och öppenhet har varit ledord i projektet från det att huvudstudien påbörjades. Hur detta hittills skett har särskilt redovisats tidigare i rapporten.

Vid det fortsatta genomförandet är det fortsatt mycket viktigt att man fortsätter med denna inriktning och skapar medvetenhet och förtroende hos allmänheten och alla som berörs. Brist på information skapar ofta misstroende och innebär att bilden av ett projekt blir negativ istället för positiv. Information innebär då också att man måste våga gå ut med och rapportera om negativa händelser.

Idag finns det en projektlokal i Teckomatorp där det anordnats en utställning och finns tillgång till informationsmaterial. Projektet har en egen hemsida på kommunens Internetportal där aktuella händelser rapporteras. Vår bedömning är att verksamheten fått en god och balanserad omfattning. Detta ansikte utåt måste vara kvar och fortsatt underhållas vilket kräver resurser i form av en person som har ansvar för och ges tid till att sköta informationen. Att nu slopa den verksamhet som byggts upp skulle ge en mycket negativ image.

Den omfattning som informationsverksamheten hittills har haft bedöms vara ändamålsenlig. Frågespalten på hemsidan bör fortsatt hållas uppdaterad. Pressinformationen efter styrelsemöten och viktigare händelser har mött uppslutning och har känts vara viktig.

Informationsmöten för allmänheten på kvällstid, som har mött stort intresse och informationen i kommunens regelbundna informationskrift bör fortsätta. Deltagande i seminarier, kurser, och "Nätverket Renare Marks" teknikmöten bör uppmuntras. Det är därför viktigt att resurser avsätts för detta ändamål och för att ta emot studiebesök i Teckomatorp.