Dokumentation

från

Miljökonferens

# MILJÖPÅVERKAN VID TRÄIMPREGNERING

Tisdagen den 11 september 1990

SAS Arlandia Hotel
Stockholm/Arlanda

Svenska Träskyddsinstitutet
Box 5607
114 86 STOCKHOLM
**Tel: 08-790 97 00, Fax: 08-10 80 81**

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

**Program** 1

**Deltagarlista** 3

**Inledning - Miljöpåverkan vid träimpregnering** 7
*Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet*

**Miljöpåverkan vid träimpregnering - Naturvårdsverkets syn på förorenings-situationen** 9
*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

**Tungmetallers naturliga förekomst och rörelser i naturen** 19
*Mats Åstrup, Sveriges geologiska undersökning (SGU)*

**Rörligheten av arsenik, koppar och krom i förorenade jordar** 29
*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), avd för ekokemi*

**Biologisk tillgänglighet och toxicitet av arsenikkontaminerad jord** 41
*Lennart Dock och Marie Vahter, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

**Vad säger egentligen analysvärdena? - Provtagnings- och analysmetodik** 55
*Harald Norin, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL)*

**Risk/nytta värdering vid godkännande av träskyddsmedel** 61
*Vibeke Bernson, Kemikalieinspektionen (KemI)*

**Erfarenheter från en branschundersökning på Gotland** 67
*Per Junker, Länsstyrelsen i Gotlands län, miljövårdsenheten*

**Saneringsinsatser vid kreosotimpregneringsanläggningar**
**Erfarenheter från praktikfall** 71
*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

**Saneringsinsatser vid saltimpregneringsanläggningar**
**Erfarenheter från praktikfall** 83
*Peter Englöv, VIAK AB*

**Konsten att lägga ned en impregneringsanläggning** 93
*Sven Esplund, Hasselfors Timber AB*

**Träimpregneringen orsaken till cancerfall hos kringboende?** 103
*Hans Groth, Länsstyrelsen i Norrbottens län, miljövårdsenheten*

**Paneldiskussion** 117

# PROGRAM

Miljökonferens, 11 september 1990, SAS Arlandia Hotel, Stockholm/Arlanda

"Miljöpåverkan vid träimpregnering"

09.00 *SAMLING, KAFFE*

09.30 **INLEDNING**
Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet

**Naturvårdsverkets syn på föroreningssituationen**
Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)

**Tungmetallers naturliga förekomst och rörelser i naturen**
Mats Åstrup, Sveriges geologiska undersökning (SGU)

10.45 *FÖRFRISKNINGAR*

11.00 **Rörligheten av arsenik, koppar och krom i förorenade jordar**
Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet, avd för ekokemi

**Biologisk tillgänglighet och toxicitet av arsenikförorenad jord**
Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)

**Vad säger egentligen analysvärdena?**
**Provtagnings- och analysmetodik (metaller och kreosot)**
Harald Norin, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL)

12.30 *LUNCH*

13.30 **Risk/nytta värdering vid godkännande av träskyddsmedel**
Vibeke Bernson, Kemikalieinspektionen (Kemi)

**Erfarenheter från en branschundersökning på Gotland**
Per Junker, Länsstyrelsen i Gotlands län, miljövårdsenheten

**Saneringsinsatser vid kreosotimpregneringsanläggningar.**
**Erfarenheter från praktikfall.**
Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB

**Saneringsinsatser vid saltimpregneringsanläggningar.**
**Erfarenheter från praktikfall.**
Peter Englöv, VIAK AB

15.15 *KAFFE*

15.45 **Konsten att lägga ned en impregneringsanläggning**
Sven Esplund, Hasselfors Timber AB

**Träimpregneringen orsaken till cancerfall hos kringboende?**
Hans Groth, Länsstyrelsen i Norrbottens län, miljövårdsenheten

17.00 **DISKUSSION, AVSLUTNING**

SVENSKA TRÄSKYDDSINSTITUTET **DELTAGARLISTA** 1

Miljökonferens 1990 - 09 - 11
SAS Arlandia Hotel

| Namn | Företag, organisation etc |
|---|---|
| Abrahamsson, Per | Länsstyrelsen i Kopparbergs län, Falun |
| Almström, Göran | Rohm & Haas Nordiska AB, Solna |
| Andersson, Allan | ATO IMP AB, Avesta |
| Andersson, Anne | Länsstyrelsen i Malmöhus län, Malmö |
| Andersson, Monika | Länsstyrelsen i Västmanlands län, Västerås |
| Antoine, Herbert | Svensk Trävarutidning, Stockholm |
| Auestad, Arne | Marnar Bruk A/S, Mandal, Norge |
| Ax, Magnus | Banverket, Material- och Industridiv, Nässjö |
| Bengtson, Kurt | Träskyddsföreningen, Stockholm |
| Bergh, Johan | Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå |
| Bergholm, Johan | Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala |
| Bergman, Göran | Ragn-Sells Miljörevision AB, Enskede |
| Bergman, Ove | Skogsägarna, Västerbotten-Örnsköldsvik, Umeå |
| Bergman, Östen | Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala |
| Bergqvist, Gerd | Vattenfall Utveckling AB, Västerås |
| Bernson, Vibeke | Kemikalieinspektionen, Solna |
| Borsholt, Erik | Dansk Teknologisk Institut, Tåstrup, Danmark |
| Carlsson, Stig | Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vetlanda |
| Connell, Mike | Hickson Timber Products Ltd, Yorkshire, England |
| Dalin-Cronholm, Maria | Arbetarskyddsstyrelsen, Solna |
| Dock, Lennart | Institutet för Miljömedicin, Stockholm |
| Edlund, Marie-Louise | Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm |
| Ejdeling, Göran | VIAK AB, Göteborg |
| Ekstedt, Jan | TräteknikCentrum, Stockholm |
| Engdahl, Bertil | Miljöförvaltningen, Stockholm |
| Englöv, Peter | VIAK AB, Malmö |
| Eriksson, Kjell | Svenska Slipers AB, Trollhättan |
| Eriksson, Torsten | Sydkraft AB, Malmö |
| Erlandsson, Martin | Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm |
| Esplund, Sven | Hasselfors Timber AB, Hasselfors |
| Estberg, Magnus | AB Svenskt Träskydd, Stockholm |
| Evans, Fred G | Norsk Treteknisk Institutt, Oslo, Norge |
| Feledy, Robert | Alvesta Tryckimpregnering AB, Alvesta |
| Frankson, Björn | E A Sandströms Trä AB, Skutskär |
| Frejdh, Ingemar | Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen, Eksjö |

SVENSKA TRÄSKYDDSINSTITUTET **DELTAGARLISTA** 2

| Namn | Företag, organisation etc |
|---|---|
| Friström, Anders | Länsstyrelsen i Kristianstads län, Kristianstad |
| Grahn, Per | Miljökontoret, Skellefteå |
| Groth, Hans | Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå |
| Gustavsson, Hans | Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vallentuna |
| Göransson, Hans | Tenhults Impregneringsverk AB, Tenhult |
| Hanttu, Vesa | Kemira Kemwood AB, Nacka |
| Helgesson, Tore | Skogsägarna, Västerbotten-Örnsköldsvik, Umeå |
| Helldén, Johan | Terratema AB, Linköping |
| Hellum, Kolbjørn | A/S Hedmark Treimpregnering, Ilseng, Norge |
| Henningsson, Björn | Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala |
| Henriksson, Anders | Arvidsjaurs Träimpregnering AB, Arvidsjaur |
| Häger, Bror | Hager AB, Täby |
| Jacobsson, Monika | Rentokil Svenska AB, Helsingborg |
| Jamesson, Mia | Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro |
| Jansson, Tommy | Genotox AB, Stockholm |
| Jermer, Jöran | Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm |
| Johannesson, Lennart | AB Solberga Trävaruaffär, Nässjö |
| Johansson, Ingvar | Statens Provningsanstalt, Borås |
| Johansson, P-O | VIAK AB, Jönköping |
| Junker, Per | Länsstyrelsen i Gotlands län, Visby |
| Järnland, Martin | AB Bitus, Vetlanda |
| Jönsson, Margareta | VIAK AB, Jönköping |
| Kangas, Eero | Träskyddsföreningen, Helsingfors, Finland |
| Karlsson, Leif | Länsstyrelsen i Kronobergs län, Växjö |
| Karlsson, Reidar | Länsstyrelsen i Jämtlands län, Östersund |
| Kihlgren, Björn | Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vallentuna |
| Kristiansson, Kjell | AB Bitus, Nybro |
| Kronberg, UllaBritt | Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm |
| Kättström, Per-Olof | Länsstyrelsen i Östergötlands län, Linköping |
| Landgren, Jörn | Rentokil Svenska AB, Helsingborg |
| Leonardsson, Peter | Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen, Norrtälje |
| Lilja, Sven | Suntetorps Impregneringsverk AB, Skövde |
| Lindgren, Carl Gustav | AB Papyrus, Mölndal |
| Lorick, Lennart | Kjessler & Mannerstråle AB, Halmstad |
| Lundstedt, Knut | Länsstyrelsen i Gävleborgs län, Gävle |
| Lundström, Hans | Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala |
| Magnusson, Jan | Sveriges Geologiska AB, Uppsala |
| Martinsson, Seemi | KraftGross AB, Åsbro |
| Mauritzson, Åke | Länsstyrelsen i Gotlands län, Visby |
| Moilanen, Pekka | Hickson Scandinavia AB, Stockholm |

SVENSKA TRÄSKYDDSINSTITUTET DELTAGARLISTA 3

| Namn | Företag, organisation etc |
|---|---|
| Nilsson, Kent | Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm |
| Nilsson, Rune | Rentokil Svenska AB, Helsingborg |
| Nordén, Lars | Danish Wood Treating Co. Ltd, Sollefteå |
| Nordin, Stigmar | VIAK AB, Falun |
| Norin, Harald | IVL, Inst för Vatten- och Luftvårdsforskn, Stockholm |
| Nygren, Olle | Arbetsmiljöinstitutet, Umeå |
| Ohlsson, Erik | Rentokil Svenska AB, Helsingborg |
| Ohlsson, Sven-Erik | Statens Vattenfallsverk, Vällingby |
| Olsson, Gert-Ove | Telekontoret, Kristianstad |
| Paulin, Lars | Länsstyrelsen i Jönköpings län, Jönköping |
| Persson, Haldo | Timberconsult AB, Östavall |
| Persson, Karin | Tidningen Nordisk Träteknik, Stockholm |
| Peterson, Kjell | Statens Provningsanstalt, Borås |
| Petsonk, Andrew | Statens naturvårdsverk, Solna |
| Planhammar, Åke | Länsstyrelsen i Göteborgs o Bohus län, Göteborg |
| Rosén, Lena | Kemikalieinspektionen, Solna |
| Samuelsson, Bengt | Kemira Kemwood AB, Nacka |
| Sandberg, Gösta | Uminova Miljörevisorer AB, Umeå |
| Seman, Per-Olof | VIAK AB, Vällingby |
| Severin, Jan-Eric | Telekontoret, Kristianstad |
| Sikström, Åke | Träbiten i Bygdeå AB, Bygdeå |
| Simonsson, Rolf | Svenska Träimpregnerings AB Suecia, Ludvika |
| Sjöberg, Cristina | Miljö- och hälsoskyddskontoret, Mjölby |
| Sjölind, Ove | Ab Påras Oy, Kronoby, Finland |
| Smith-Hansen, Arne | Collstrop A/S, Ishøj, Danmark |
| Solyom, Peter | IVL, Inst för Vatten- och Luftvårdsforskn, Stockholm |
| Sundström, Bengt | Länsstyrelsen i Västerbottens län, Umeå |
| Svenson, Eva | Länsstyrelsen i Värmlands län, Karlstad |
| Svenson, Sven | Statens Vattenfallsverk, Vällingby |
| Svensson, Christer | Falu kommun, Renhållningsverket, Falun |
| Söderstedt, Margareta | Miljö- och hälsoskyddskontoret, Nacka |
| Toftgård, Bruno | Länsstyrelsen i Hallands län, Halmstad |
| Toomväli, Cecilia | Statens Geotekniska Institut, Linköping |
| Trauntschnig, Jörgen | Halmstads Impregneringsverk AB, Halmstad |
| Vrang, Esbjörn | Sydkraft AB, Malmö |
| Wadell, Tord | Svenska Sågverks- och Trävaruexportför., Stockholm |
| Wynne, Anne | Länsstyrelsen i Uppsala län, Uppsala |
| Zachariadis, Kyriakos | Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm |
| Åstrup, Mats | SGU, Sveriges geologiska undersökning, Uppsala |
| Åström, Hans | Alvesta Tryckimpregnering AB, Alvesta |
| Östberg, Sture | Östavalls Impregneringsverk AB, Östavall |

# MILJÖPÅVERKAN VID TRÄIMPREGNERING - INLEDNING

Civ ing Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm

Träimpregneringsindustrin har under 1980-talet varit föremål för ett massivt intresse från massmedia, politiker och miljö- och arbetsmiljömyndigheter, icke sällan med spektakulära inslag och känslomässiga undertoner. Ortnamn som Backa, Källviken, Nässjö, Otterbäcken, Boden och Vansbro känns säkert igen i detta sammanhang.

Den negativa publicitet, som drabbat branschen borde förstås ha förorsakat ett stort produktionsbortfall, men paradoxalt nog har inte detta skett. Impregneringen med de i sammanhanget mest uppmärksammade medlen, de s k CCA-medlen, innehållande koppar-, krom- och arsenikföreningar har i stället ökat från 275 300 $m^3$ år 1980 över "all time high" 460 200 $m^3$ år 1988 till 430 400 $m^3$ år 1989. En kraftigt ökad export är den huvudsakliga förklaringen till detta. Hemmamarknaden har dock varit förhållandevis stabil. Ser man till sortimentet sågat och hyvlat virke har de årligen förbrukade mängderna varit relativt konstanta i förhållande till den totala användningen av sågat och hyvlat virke på hemmamarknaden.

Svenska Träskyddsinstitutet uppmärksammade tidigt behovet av att öka kunskaperna och få fram faktaunderlag för beslut inom miljö- och arbetsmiljöområdet på träskyddssidan. Institutet har sedan början av 1980-talet initierat och medverkat i en rad undersökningar och forskningsprojekt på området, bl a:

- studier av fytotoxiska effekter av impregnerat trä,
- studier av föroreningar av mark och grundvatten vid träimpregneringsverk,
- geologi- och miljöriskklassificering av Sveriges träimpregneringsverk,
- miljö- och arbetsmiljöundersökningar i samband med torkning av impregnerat trä,
- studier av urlakningen från CCA-impregnerat trä deponerat i mark,
- studier av möjligheten att sanera CCA-kontaminerade jordar på kemisk väg,
- studier av rörligheten av koppar, krom och arsenik i CCA-kontaminerade jordar.

Institutet har också varit aktivt engagerat i kontakter med myndigheter och politiker och på olika sätt aktivt deltagit i debatten.

Under de år som institutet haft möjlighet att följa och delta i miljödebatten, så är det några principiella frågor som vi gång på gång fått anledning att ställa oss:

- Är verkligen "miljöproblemen" så stora som framställs i massmedia och motiverar de den förhållandevis höga prioritet som myndigheter och politiker givit dem?

- Har träskyddsindustrins storlek någon betydelse i sammanhanget? Är det möjligen så att politiker och myndigheter tycker det är lättare att införa restriktioner, motiverade eller ej, för en industri vars betydelse från ekonomisk synpunkt och sysselsättningssynpunkt är marginell jämfört med storindustrins?

- Vilka krav har vi rätt att ställa på våra politiker och myndigheter när det gäller beskaffenheten på underlagen inför viktiga beslut, t ex förbud eller andra restriktioner, som påverkar såväl producent som konsument?

Vi har inga ambitioner att under denna konferens försöka få svar på dessa nog så intressanta frågor. Däremot hoppas vi att kunna ge en allsidig och nyanserad redovisning av några av de frågeställningar som aktualiserats i miljödebatten på träskyddsområdet.

Vi hoppas också att konferensen skall stimulera till fortsatta aktiviteter, baserade på saklighet och fakta, för att befrämja miljö- och arbetsmiljö när det gäller produktion och användning av impregnerat trä.

# MILJÖPÅVERKAN VID TRÄIMPREGNERING: NATURVÅRDSVERKETS SYN PÅ FÖRORENINGSSITUATIONEN

Avd dir Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk, avfallsenheten, Solna

## Inledning

Grundläggande för dagens miljöskyddsarbete, vid såväl träimpregneringsanläggningar som andra industrier, är insikten att flödet av kemikalier och andra miljöstörande ämnen måste styras "från vaggan till graven". Detta kräver ett flertal olika typer av miljöskyddsåtgärder vid varje steg genom en produkts hela livscykel. För impregnerat trä kan dessa åtgärder indelas i fyra huvudgrupper:

*Preventiva* åtgärder syftar till att eliminera källan till miljöstörningar. Minskat upptag vid impregnering och begränsad begagnande av impregnerat virke är två sätt som tillämpas för att minska användningen av impregneringsmedel. Den nya AB-klassen, Kemikalieinspektionens användningsföreskrifter och eventuella miljöavgifter är alla konkreta implementeringar av sådana åtgärder.

*Fysiska skyddsåtgärder* är avsedda att hindra tillförseln av farliga ämnen såsom impregneringsmedel, från såväl industriella processer som produktanvändning, till miljön. "Moderna" impregneringsverk, dvs sådana som är uppbyggda och drivs enligt intentionerna i Naturvårdsverkets PM 1118, utnyttjar åtgärder av denna typ för att i stort sett uppnå nollutsläpp. Regler för i vilka situationer impregnerat virke får användas faller också i denna kategori.

Avfall från tillverkningsprocesser, såväl som uttjänta produkter, måste *omhändertas* för behandling. Denna behandling syftar i första hand till att reducera avfallets farlighet, t ex genom destruktion, nedbrytning, omvandling eller stabilisering av avfallet. I sista hand tillgrips åtgärder för att isolera obehandlingsbart avfall från miljön genom ex vis deponering.

*Efterbehandling* är ett sista steg som kommer till användning då miljöstörande ämnen trots övriga åtgärder har kommit ut i miljön på ett okontrollerat sätt. Målsättningen med ett efterbehandlingsprogram är att minska riskerna för pågående och framtida miljöskador. Typ och omfattning av efterbehandlingsåtgärderna fastställs efter en noggrann bedömning av riskerna och en analys av effekterna av olika åtgärder.

## Föroreningssituationen

För några år sedan (1987) inventerade naturvårdsverket genom länsstyrelserna och miljö- och hälsoskyddsförvaltningarna föroreningssituationen vid landets impregneringsverk. Det framkom då att det fanns ca 177 anläggningar i drift och 152 nedlagda. (Det uppskattades dessutom att ytterligare ca 75 nedlagda anläggningar saknades i inventeringsunderlaget.) Av dessa ca 400 anläggningar hade förorening av mark eller vatten redan konstaterats vid ca 85 platser. Vid de flesta platser hade inte föroreningssituationen undersökts innan inventeringen. Sedan 1987 har tillsyn skett vid många av dessa. Resultaten är slående. Påverkan från föroreningar som enligt verkets bedömningsgrunder är att anse som stark eller mycket stark finns vid i stort sett samtliga nedlagda eller ombyggda anläggningar. Det är också oroande att notera att måttliga föroreningshalter har upptäckts även kring "moderna" anläggningar, vilket tyder på att driftsföreskrifterna antingen inte följs eller är otillräckliga.

Frågor som måste besvaras vid en efterbehandlingsutredning inkluderar: När behövs en åtgärd? Hur långt bör åtgärder drivas (dvs "how clean is clean")? Vem ansvarar moraliskt, juridiskt och ekonomiskt för undersökningar och åtgärder? Vilka åtgärdsalternativ finns?

## Riskbedömning

Det normala tillvägagångssättet vid hantering av områden som är eller misstänks vara förorenade bör inledas med en bedömning av riskerna för hälsa och miljön som är förknippade med föroreningssituationen. Som nämndes tidigare är det först efter en sådan bedömning som man kan ta ställning till behovet eller omfattningen av eventuella efterbehandlingsåtgärder. En riskbedömning bör genomföras i två steg.

Inledningsvis görs en *översiktlig riskanalys*. Den innefattar en grov **inventering** av möjliga risktyper och en **uppskattning** av deras betydelse. Grunden för den översiktliga analysen är historisk dokumentation, inventering på plats, allmänna kunskaper, intuition och vissa tumregler. Om man finner att riskerna är försumbara behövs inga mer åtgärder.

För nedlagda impregneringsverk där byggnaderna och utrustningen har borttagits finns huvudsakligen kemiska risker från impregneringsmedel att beakta. I allmänhet är medlens inneboende egenskaper sådana att riskbedömningen inte kan stanna vid denna nivå.

Om riskerna anses vara höga måste en *detaljerad riskanalys* genomföras; därefter kan man göra en ny riskbedömning. Arbetsgången i denna är densamma som för den översiktliga analysen, men nu med mycket större krav på detaljering och undersökningar. Efter provtagning och analys får man fram data som gör riskbedömningen säkrare. Hur **farliga** är de ämnen man har hittat? I vilken grad har dessa **påverkat** miljön? Hur kan ämnena **spridas** till omgivningen och till människor? Hur **exponeras** människor och miljö för ämnena? Vilka blir de sammantagna **effekterna** av detta? Och om dessa inte är acceptabla, vilka **åtgärder** kan vidtas för att minska effekterna?

Den detaljerade riskanalysen fortsätter därefter med att studera effekten av olika möjliga åtgärder för att begränsa hälso- och miljöriskerna. En sådan studie krävs för att man ska kunna utföra den bästa möjliga efterbehandlingen, och driva åtgärden tills en acceptabel risk erhålles.

Områdesklassificering

En jämförelse av olika objekt med varandra, för prioritering av eventuella åtgärder, kan göras om resultaten av olika steg i riskbedömningen betygsätts och områden förs till någon av klasserna i följande tabell. Arbetsgången liknar den som naturvårdsverket rekommenderar vid den kommunala avfallsplaneringen.

TABELL 1. RISKKLASSER

| Klass | Risker | Åtgärder |
|---|---|---|
| 1 | mycket höga | Undersöka/analysera riskerna i detalj. Troligt efterbehandlings- och/eller skyddsåtgärdsbehov oavsett markanvändningen. |
| 2 | höga | Undersöka noggrant. Möjligt åtgärdsbehov, framförallt vid förändrad markanvändning. |
| 3 | måttliga | Undersöka/bedöma riskerna. Omfattande åtgärder troligen inte nödvändiga. |
| 4 | låga | Utifrån vad som nu är känt behövs endast en enkel undersökning och inga skyddsåtgärder. |

## Bedömning av påverkan

Ett av de viktigaste stegen vid riskbedömningen är att försöka kvantifiera hur påverkat området är. En undersökning måste företas som tar hänsyn till alla de många faktorerna som ingår i denna bedömning, t ex:

- föroreningarnas *utbredning* i olika medier (jord, ytvatten, grundvatten) i såväl sidled som i djupled;
- *omfattningen* av föroreningen inte bara i halt termer utan också med tanke på den totala föroreningsmassan och vilka jord- och vattenvolymer som har påverkats;
- *rörligheten* av föroreningarna med hänsyn till bl a förekomstformer samt fastläggnings-, sorptions-, urlaknings- och sedimentationsprocesser;
- eventuella *nedbrytningsprocesser* inkl vilka metaboliter (mellanprodukter) som kan bildas och deras uppträdande;
- vilken *mark- och vattenanvändning* eller andra aktiviteter som finns eller planeras för det direkt påverkade området och angränsande områden.

## Påverkan från metaller

Naturvårdsverket har nyligen utgivit Allmänna Råd 90:4, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag - klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Verket anser att synsättet som presenteras i dessa råd kan användas även för att bedöma påverkan från metaller i jord och grundvatten. Materialet är därför av stort intresse vad beträffar impregneringsverk som har begagnat metallhaltiga saltimpregneringsmedel (t ex CCA). Påverkan definieras enligt dessa råd som värdet av en kontamineringsfaktor. Faktorn beräknas som relationen mellan nuvarande halt och ursprunglig halt (innan industrialisering). Enligt verkets mål för industri bör det inte förekomma utsläpp som medför att sediment blir stark eller mycket stark påverkat. Metoden sammanfattas i följande tabell:

## TABELL 2. PÅVERKAN AV METALLER

| Grad | Benämning | Kontamineringsfaktor, $K_f$ eller $K_f^*$ = (nuvarande halt/ursprunglig halt) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Vatten | | Sediment | |
| | | $K_f$ | $K_f^*$ | $K_f$ | $K_f^*$ |
| 0 | Obetydlig påverkan | ≤1,5 | ≤2 | ≤1,5 | ≤3 |
| 1 | Måttlig påverkan | 1,5-3 | 2-5 | 1,5-6 | 3-10 |
| 2 | Stark påverkan | 3-10 | 5-10 | 6-20 | 10-20 |
| 3 | Mycket stark påverkan | >10 | >10 | >20 | >20 |

$K_f^*$ = samlad påverkan från flera metaller

Påverkansbedömningen ska baseras på lokalspecifika data, varför "bakgrunds-" eller "referens-" prover bör analyseras. I undantagsfall där sådana värden saknas kan i följande tabell ge viss vägledning:

## TABELL 3. BAKGRUNDSVÄRDEN FÖR METALLER

| | jord (mg/kg TS)[+] | sediment (mg/kg TS)[*] | grundvatten (µg/l) | sötvatten (µg/l)[*] |
|---|---|---|---|---|
| As | 1- 40 | 10 | < 10[&] | 0,3 |
| Cu | 2- 100 | 20 | < 50[#] | 0,7 |
| Cr | 5-3000 | 20 | < 1[#] | 1 |
| Zn | 10- 300 | 175 | < 250[#] | 3 |

*SNV, Allmänna Råd 90:4.
#SGU, Hydrogeologisk översiktskarta ser Ah nr 10.
+SNV, Publikation 1976:7.
&IVL, Rapport B 738.

## Hälsoriskbedömning

Förutom påverkan bör en riskbedömning också omfatta analyser av både hälso- och miljörisker. Medan miljöriskbedömningar i samband med efterbehandling av förorenade markområden är hittills relativt ovanliga i Sverige, börjar hälsoriskbedömningar bli gångbara redskap. Institutet för miljömedicin vid Karolinska Institutet har genomfört en hälso-riskbedömning för vissa kemikalier som förorenar det område där Stockholms gasverk finns. Bedömningen, som är baserade på några mycket väl definierade förutsättningar, har lett fram till rekommenderade riktvärden för dessa ämnen i jord (se tabell 4). Det bör noteras att bland förutsättningarna ingår planerad markanvändning (bostäder), vidare spridning (ingen) och endast vissa exponeringssätt (inandning av damm och gaser, intag via munnen samt upptag genom hudkontakt). *Dessa värden kan och får inte utan vidare användas för andra platser utan bedömningarna måste i varje fall anpassas till de lokala förutsättningarna*, inklusive lokala bakgrundsvärden och påverkan. Däremot är resonemanget som förs i IMM:s studie beträffande olika ämnens farlighet av allmänt intresse.

TABELL 4. HÄLSORISKBEDÖMNING FÖR VÄRTAGASVERKET

| Ämne | | IMM:s förslag till riktvärde högsta resthalt i jord (mg/kg TS) |
|---|---|---|
| Tjära | | 6-20 |
| PAH | | 10 |
| Bens(a)pyren | | 0.1 |
| Fenoler | | 100 |
| Cyanider | fri | 10 |
| | komplexbunden | - |
| | thiocyanat | 500 |
| Svavelföreningar | sulfater | 5000 |
| | sulfider | 800 |
| | svavel | 5000 |
| Metaller | arsenik | 11 |
| | kvicksilver | 2 |
| | kadmium | 10 |
| | bly | 30 |

## Ansvar för åtgärder

Sverige tillämpar liksom flertalet länder den grundläggande "polluter pays principle". Som namnet antyder betyder detta att den som har orsakat en miljöstörning genom miljöfarlig verksamhet (utövaren) ansvarar ekonomiskt för att störningens negativa effekter avhjälpas. Enligt miljöskyddslagen (ML) kvarstår detta ansvar även efter det att en verksamhet har lagts ner. ML fastställer också ett undersökningsansvar. Vidare finns regler i ML och i miljöskadelagen om ersättning för skador som en verksamhetsutövare orsakar tredje person.

Naturvårdsverket förfogar över vissa, mycket begränsade, medel som kan användas för att avhjälpa olägenheter (efterbehandling) i situationer där en ansvarig enligt ML eller annan lagstiftning saknas.

## Efterbehandlingsåtgärder

Efterbehandlingsåtgärder bör väljas enligt samma principer som gäller för behandling av det övriga avfallet, dvs i första hand tillgrips metoder som att reducera avfallets farlighet (destruktion, nedbrytning, omvandling eller stabilisering). I sista hand tillgrips åtgärder såsom isolering (täckning, avskärmning) samt uppgrävning och deponering utan behandling. Denna senare metod kallas ibland bortskaffande, vilket är felaktigt, eftersom den bara innebär att ett problem förflyttas till en annan plats eller medium.

De metoder som i första hand kommer i fråga för efterbehandling av förorenad jord vid impregneringsanläggningar inkluderar förbränning, kompostering och mikrobiologisk nedbrytning av kreosot samt ingjutning i betong för CCA. CCA-jordar kan också i speciella fall deponeras i särskilda deponier där skyddsåtgärder för att förhindra utlakning och för att främja fastläggning av föroreningarna ingår i konstruktionen.

Liksom för avfallsbehandling måste en studie av tillämpbarheten av olika behandlingsmetoder för den aktuella föroreningssituationen göras innan en metod kan tillgripas.

## Naturvårdsverkets synpunkter på många efterbehandlingsutredningar

Intresset för efterbehandlingsfrågorna ökar lavinartat. Detta gäller inte minst vid impregneringsanläggningar, eftersom träskyddsindustrins problem i detta sammanhang har uppmärksammats vid ett tidig stadium, både i Sverige och utomlands. Tyvärr finns det få situationer där frågorna har fått en helt tillfredsställande hantering.

Det som först märks är att det inte är miljöhänsyn som styr då det gäller vilka områden som utgör risker för hälsa eller miljö och där efterbehandling därför bör övervägas. I dagens läge är exploatering av f d industrimark den drivande kraften för undersökningar och åtgärder. Även om en exploatör måste anses ha stora motiveringar och resurser till förfogande för att genomdriva eventuella åtgärder, måste man inse att samhällets begränsade resurser på miljösidan hellre bör fördelas på en annan basis än hur attraktivt ett område är för exploatering.

Bland de övriga, mer konkreta problem som har uppmärksammats kan nämnas den ofta ofullständiga *kartläggningen* av föroreningarna. I synnerhet undersöks ofta *grundvattenpåverkan* inte alls eller på ett felaktigt sätt. *Påverkansgrad* bedöms sällan, och *referensdata* saknas eller är inte relevant (grundvattenkvalitén jämförs med normer för dricksvatten eller avloppsvatten, jordkvalitén med halter i reningsverksslam). *Riskbedömningar* görs endast i undantagsfall, omfattar inte miljöaspekter och betraktar endast vissa spridnings- och exponeringsvägar. *Alternativ till bortskaffande* och *behandlingsbarheten* studeras inte heller särskilt ofta.

Det finns alltså mycket att göra för att förbättra förhållandena. Naturvårdsverkets önskemål vad gäller denna hantering framgår ovan. Verket avser att inom kort ge ut en promemoria där dessa synpunkter sammanfattas. Dokumentet avser att ge en vägledning till industrin, konsulter och miljömyndigheter vad gäller handläggningen av efterbehandlingsfrågorna.

## DISKUSSION ANDREW PETSONK

*Sven Svensson, Statens Vattenfallsverk*

De konstaterade fall av grundvattenpåverkan av kreosot som du nämnde i ditt anförande. Finns det möjlighet att få ta del av de uppgifter du refererar till?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Det finns flera offentliga utredningar tillgängliga på SNV som beskriver fall av kreosotföroreningars påverkan på grundvattnet. Både inom Sverige och utomlands. Under en studieresa jag gjorde i USA i våras studerade jag bl a miljöpåverkan vid träimpregnering. Där fick jag möjlighet att studera fall av mycket allvarlig grundvattenpåverkan av kreosot. Betydligt allvarligare än vad vi någonsin kunnat konstatera här. Varför det är så kan jag däremot inte svara på. Möjligen använder man en annan typ av kreosot i USA men även provtagningsmetodiken kan vara annorlunda. Vi är dock oroade av uppgifterna från USA. Man har i vissa fall uppmätt halter i grundvattnet som är 2-3 ggr större än de aktuella komponenternas löslighet i vatten, vilket skulle kunna tyda på att dessa kom-ponenter uppträder som en separat fas i grundvattnet. Detta är i så fall allvarligt och betyder att provtagningsmetodiken måste anpassas.

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

Du nämnde gränsvärden för metallhalter och andra föroreningar i mark avsedd för bostadsändamål. Finns det motsvarande värden för industrimark eller grönområden?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Värdena jag refererade till är inte SNV's, utan kommer från Institutet för Miljömedicin (IMM). SNV har inte anamat dessa värden. SNV kommer heller inte att fastställa några gränsvärden, eftersom varje föroreningssituation är unik. Därför är ett fastställt värde som skall gälla överallt värdelöst. Man får i varje enskilt fall utgå ifrån en farlighetsanalys av de ämnen som finns just där. Försöka ta reda på hur mycket som kan komma ut i miljön och vilka konsekvenser det i så fall kan få för människor, djur och växter. SNV kommer däremot att försöka ge riktlinjer för hur acceptabla föroreningsnivåer skall fastställas i olika situationer.

*Esbjörn Wrang, Sydkraft AB*

Du visade en kurva över nedbrytningshastigheten av kreosot, där man hjälpte nedbrytningen lite på traven med hjälp av kompostering och liknande. Hur skulle motsvarande kurva se ut om man bara lät kreosoten ligga i marken? Hur mycket längre tid skulle nedbrytningen då ta?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Det finns exempel på platser som är förorenade av kreosot som legat där i över hundra år och som fortfarande finns kvar i relativt ursprunglig form, beroende på om kreosoten ligger över eller under grundvattennivån. Detta beror på att lufttillgängligheten och mängden närsalter spelar stor roll för hur kreosoten bryts ned. Kurvan jag visade visar ett förlopp med mycket optimala betingelser. Det skulle förmodligen inte gå lika fort i stor skala, även om 2-3 år ändå skulle kunna vara en realistisk tid.

*Per-Olof Seeman, VIAK AB*

De försök som Andrew Petsonk redovisade gjordes i modellskala vid ett komposteringsverk med tillgång till hushållsavfall. Det gick till så att plastpåsar med det förorenade sedimentet blandades med hushållsavfall.

Försöken fortsätter nu i år i något större skala genom att 150 ton av Vansbro-sedimentet komposteras med en inblandning tre månader gammalt hushållsavfall i lika delar. Vi bedömer att nedbrytningen skall gå på ett år.

Bedömningen bygger bl a på att de modellförsök som gjorts faktiskt utfördes under ogynnsamma förhållanden, eftersom de startades mitt i vintern. Trots detta var resultaten positiva.

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Vad är anledningen till att man vill bryta ned kreosoten snabbt, när den i stället kan ligga kvar i naturen och brytas ned långsamt. En långsam nedbrytning skull dessutom ge en långsam transport av de eventuellt farliga ämnena i jorden, vilket förmodligen ytterligare skulle gynna en naturlig nedbrytning.

Risken kanske finns att man med den forcerade nedbrytningen skapar okända processer och ämnen som kanske rent av är ännu farligare än den ursprungliga kreosoten.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Man kan naturligvis inte ge några garantier för att inte mellanprodukter skapas, som t o m skulle kunna vara farligare än den ursprungliga produkten. Idéen med de försök som pågår är dock att de utförs under så kontrollerade förhållanden, att förhoppningsvis inget från komposteringarna släpps ut till miljön.

I vissa situationer kan det däremot vara befogat att låta kreosoten ligga kvar. I andra inte. Vid den naturliga nedbrytningen kan komponenter uppkomma som är betydligt mer lättrörliga än ursprungskomponenterna. Men även i dess ursprungliga form finns det komponenter, även relativt "tunga", som är rörliga i jorden, möjligen som en separat fas, och som kan orsaka skador. Man blir alltid tvungen att göra en avvägning från fall till fall.

# TUNGMETALLERS NATURLIGA FÖREKOMST OCH RÖRELSER I NATUREN.

Mats Aastrup, SGU

Jorden bildades för ungefär 5 miljarder år sedan ur ett moln av stoft och gas. Molnet var rikt på metaller. Under jordens fosterstadium blev stoftaggregaten allt tätare och därmed varmare för att slutligen smälta. Tre flytande faser bildades: en magnesiumjärnsilikatfas, en järnsulfidfas och en järnfas. Järnfasen sjönk genom tyngdkraftens verkan genom sin stora täthet mot jordens centrum och bildade kärnan. Silikatfasen bildade manteln utanför kärnan och sulfidfasen spreds troligen både i kärna och mantel (Hägg,G.,1964). I vilken fas de övriga metallerna kom att ingå beror på dessa metallers bindningsförhållanden till silikat och sulfid i förhållande till järnets bindningsförhållanden.
De flesta ämnen ingår inte enbart i en fas.
De tre huvudfasernas lägen bestäms av tyngdkraften, men de övriga ämnenas fördelning på dessa faser beror snarare på affiniteten till de viktigaste ämnena i huvudfaserna än på tätheten.

Efter denna första differentiering sker det ständigt en omfördelning av metallerna genom inre geologiska processer, såsom bergkedjeveckningar, omsmältningar och kristallisationer och genom processer som verkar på jordskorpans yta såsom vittring, erosion, transport och sedimentation. I dessa yttre processer är medverkan av atmosfär, hydrosfär och biosfär av avgörande betydelse.
Elementens medelhalter i den åtkomliga, fasta jordskorpan i gram per ton som är lika med mg per kilo framgår av tabell 1 (från Hägg,G.,1964)

Tabell 1.

*Elementens medelhalter i den åtkomliga, fasta jordskorpan.*

Elementen har samlats i grupper, vardera omfattande en dekad av enheten $g\,t^{-1}$ (= 1 miljondel = $10^{-4}$ %). Inom varje grupp är de ordnade efter fallande halt. Ordningsföljden är ofta något osäker. Element med ungefär lika halt har ordnats efter atomnummer inom samma parentes.

| $g\,t^{-1}$ | | | |
|---|---|---|---|
| | > 100 000 | | O, Si |
| 100 000 | – | 10 000 | Al, Fe, Ca, Na, K, Mg |
| 10 000 | – | 1 000 | Ti, H, P, Mn |
| 1 000 | – | 100 | F, S, Sr, Ba, C, (Cl, Cr), Zr, Rb, V |
| 100 | – | 10 | Ni, Zn, (N, Ce), Cu, Y, Li, (Nb, Nd), Co, La, (Ga, Pb), Th |
| 10 | – | 1 | Sm, (Pr, Gd), (Sc, Dy, Hf), (B, Br, Sn, Er, Yb), (Be, Ge, As, Ta, U), (Mo, Cs, Eu, Ho, W, Tl) |
| 1 | – | 0,1 | Tb, Lu, Hg, I, (Cd, Sb, Tm, Bi), (Ag, In) |
| 0,1 | – | 0,01 | Se, Ar, Pd |
| 0,01 | – | 0,001 | (Pt, Au), He, Te, (Ru, Rh, Re, Os, Ir) |

2

De metaller som är av intresse med avseende på impregneringsmedel, nämligen arsenik (halvmetall), krom och koppar förekommer i den fasta jordskorpan i helt olika haltområden. Krom, som är det 19:de vanligaste ämnet förekommer i halter mellan 100 och 1000 mg/kg, koppar i halter mellan 10 och 100 mg/kg och arsenik i halter mellan 1 och 10 mg/kg.

Det är stora skillnader i metallinnehållet i olika bergarter. Det framgår av tabell 2. Arsenik förekommer i högre halter i sura bergarter och i sedimentära bergarter, främst alunskiffer, än i basiska bergarter. Koppar förekommer främst i basiska bergarter såsom gabbro, grönsten och diabas medan krom är knutet till framför allt ultrabasiska bergarter som basalt, peridotit och dunit.

Tabell 2.

| Spårämne | | Genomsnittshalt i olika bergarter (ppm) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Ultrabasiska bergarter | Basiska bergarter | Sura bergarter | Sedimentära bergarter |
| Sb | Antimon | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,3-2 |
| As | Arsenik | 1,0 | 1,5 | 2,1 | 1,1-12,0 |
| Ba | Barium | 0,4 | 330 | 840 | 92-550 |
| Be | Beryllium | 0,2 | 1 | 3 | 0,2-3,0 |
| B | Bor | 1-5 | 5-20 | 10-30 | 20-130 |
| Pb | Bly | 1 | 4 | 18 | 5-25 |
| F | Fluor | 20 | 220 | 810 | 250-680 |
| Cd | Kadmium | - | 0,2 | 0,1 | 0,035-0,3 |
| Co | Kobolt | 110 | 48 | 1 | 0,1-19 |
| Cu | Koppar | 42 | 72 | 12 | 5-42 |
| Cr | Krom | 2980 | 170 | 4,1 | 11-90 |
| Hg | Kvicksilver | 0,004 | 0,01 | 0,04 | 0,02-0,4 |
| Mo | Molybden | 0,3 | 1,5 | 1,3 | 0,4-2,6 |
| Ni | Nickel | 2000 | 130 | 4,5 | 2-68 |
| Se | Selen | 0,13 | 0,13 | 0,14 | 0,05-0,88 |
| Sr | Strontium | 5,8 | 465 | 100 | 20-610 |
| Tl | Tallium | 0,05-0,2 | 0,1-0,4 | 0,6-2,3 | 0,01-2,0 |
| U | Uran | 0,27 | 0,53 | 3,9 | 1,7-3,7 |
| Zn | Zink | 58 | 94 | 51 | 21-100 |

Normalvärden för spårämnen i berggrund

Genom vädrets makter har berget brutits ner och nedbrytningsprodukterna bildar olika jordarter, vars sammansättning och egenskaper är beroende av hur de har transporterats (med inlandsisen eller med vatten),hur långt de har transporterats, och var de har avsatts (i vatten eller på land). Jordarnas metallinnehåll är beroende av vilka bergartsfragment den består av.

Alltsedan istiden har vittring lakat ur översta skiktet av våra jordar. Det urlakade skiktet kallas blekjord. En del av de urlakade ämnena fastläggs en bit ner i jorden i det sk anrikningsskiktet eller rostjorden. Under rostjorden följer grunden eller C-horisonten som är relativt opåverkad av vittringsprocesser. Metallhalterna i denna horisont speglar jordarternas ursprungliga halter. Det översta lagret i en sk jordmån består av mer eller mindre nedbrutna växtrester. Detta skikt kallas mår. De organiska syror som bildas vid nedbrytningsprocesserna har stor betydelse för såväl vittringsprocesserna som för transporten av metaller. Mårskiktet tillförs metaller dels uppifrån genom våt och torr deposition och dels nedifrån via växternas rotupptag,transport upp i växternas överjordsdelar och förnafall. Mårskiktet återspeglar således både metallhalter i det geologiska materialet och nedfallet av lufttransporterade metaller. Stora andelar av de lufttransporterade metallerna kan ha antropogent ursprung. Medianhalterna av vissa tungmetaller,bl a arsenik, krom och koppar i markens olika horisonter framgår av tabell 3. För mår är det totalhalter, medan det för övriga markhorisonter är den syralösliga fraktionen. För husmossa och vattenväxter är det fråga om totalhalter.

Tabell 3.

**Medianhalter av tungmetaller i husmossa, mark och vattenväxter (mg/kg torrvikt)**

| | husmossa | mår | blekjord | rostjord | C-horisont | vattenväxter |
|---|---|---|---|---|---|---|
| arsenik | 0,26 | 2,2 | 1,8 | 2,0 | 1,8 | 2,3 |
| bly | 18 | 42 | 18 | 18 | 14 | 17 |
| kadmium | 0,3 | 0,5 | 0,06 | <0,06 | <0,06 | 0,4 |
| kobolt | <1 | <1 | <1 | 3 | 5 | 3 |
| koppar | 7 | 11 | 12 | 17 | 22 | 20 |
| krom | 1 | 3 | 10 | 15 | 16 | 8 |
| kvicksilver | 0,05 | 0,23 | 0,010 | 0,026 | 0,006 | 0,06 |
| nickel | 2 | 4 | 3 | 8 | 11 | 8 |
| vanadin | 2 | 6 | 18 | 28 | 27 | 15 |
| zink | 43 | 60 | 9 | 37 | 33 | 25 |

(Från Monitor-87)

*— Data från Mats Aastrup och John Ek, SGU.*

Vid SGU:s markgeokemiska kartläggning analyseras prover från markens C-horisont på totalhalter. Totalhalterna för arsenik, krom och koppar är ca 10, 70 och 20 mg/kg respektive.

## Arsenik, krom och koppar i vatten.

Metaller som deponerats på marken, liksom de metaller som frigjorts genom vittring tranporteras lösta i markvätskan genom marken och tillförs så småningom grundvattnet. Halterna i oförorenat grundvatten är i allmänhet mycket låga. Krom och koppar analyseras regelbundet inom programmet för miljökvalitetsövervakning (PMK). Medianhalterna för krom och koppar är 0.2 och 1 ug/l respektive (se tabell 4). Variationsbredden framgår av figur 1. Arsenik har analyserats främst i brunnsvatten inom ramen för ett samprojekt mellan SGU och Livsmedelsverket. Av undersökningen framgår att medelvärdet för arsenik för 280 prover är 2.02 ug/l. Medianvärdet ligger under detektionsgränsen 0.3 ug/l, vilket visar att koncentrationerna är mycket skevt fördelade.

Tabell 4.

Heavy metal concentration levels (μg $L^{-1}$) in groundwaters[a]

| | Range[b] | Median | Min[c] | Max[d] | n[e] |
|---|---|---|---|---|---|
| Cr | (0.04) - 0.7 | 0.2 | (0.02) | 2 | 543 |
| Cu | (0.3) - 4 | 1 | (0.05) | 9 | 543 |
| Zn | 2 - 40 | 10 | 0.1 | 100 | 131 |
| Cd | (0.006) - 0.1 | (0.03) | (0.002) | 0.3 | 543 |
| Pb | (0.02) - 0.3 | (0.08) | (0.005) | 1 | 131 |
| pH | 4.8 - 6.8 | 5.9 | 4.4 | 7.3 | 535 |

[a] Extrapolated values within parenthesis.
[b] Defined by the 16th and 84th percentiles.
[c] Defined by the 5th percentiles.
[d] Defined by the 95th percentiles.
[e] Number of analyses.

(Från Ledin et al., 1989)

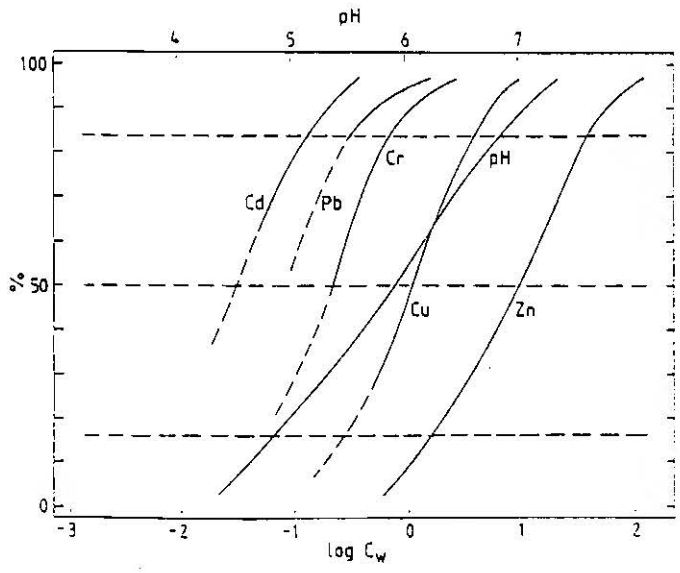



Fig. 1. Cumulative frequency plot (%) of heavy metal concentrations ($C_w$, μg $L^{-1}$) in groundwaters (data from Aastrup and Ek, 1988).

Figur 1. (Från Ledin et al., 1989)

5

Metallerna transporteras med grundvattnet till ytvattendragen. Typiska halter av krom och koppar i små vattendrag framgår av tabell 5. Den redovisar medelhalter av tungmetaller på prov tagna en eller två gånger per månad under en treårsperiod i bäckvatten i Gårdsjöområdet i Bohuslän, Kullarna i Hälsingland och Svartberget i Västerbotten. Kromhalterna i dessa bäckvatten är något högre än medianvärdet i grundvatten medan kopparhalten är obetydligt lägre. Några typiska halter av arsenik i bäckvatten finns fn inte tillgängliga.

Tabell 5.

**Tungmetallhalter i bäckar ($\mu$g/l)**

| | Pb | Fe | Cd | Co | Cu | Cr | Mn | Ni | V | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gårdsjön | 0,6 | 290 | 0,15 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 60 | 1,2 | 0,5 | 25 |
| Kullarna | 0,3 | 730 | 0,03 | 0,3 | 0,8 | 0,6 | 88 | 0,8 | 0,3 | 8 |
| Svartberget | 0,7 | 800 | 0,05 | 0,3 | 1,0 | 0,7 | 16 | 1,1 | 0,6 | 7 |

(Från Monitor-87)

*— Data från Olle Grahn, IVL, och Kaj Rosén, Sveriges lantbruksuniversitet.*

De små bäckarna blir större på sin väg mot havet, förenar sig med andra, går upp i älvar, som så småningom når östersjön och Västerhavet. Beräkningar har gjorts av uttransporten via vattendragen till östersjön och Västerhavet av några tungmetaller, dock inte för arsenik och krom men väl för koppar. Tabell 6 visar förutom uttransporten via vattendragen även det atmosfäriska nedfallet, vilket möjliggör upprättande av nationella budgetar för vissa tungmetaller. Det våta nedfallet är beräknat från nederbördsanalyser och ett antagande av en årsnederbörd av 600 mm. Det totala nedfallet är beräknat ur mossanalyser.

Tabell 6.

**Tungmetallomsättning i Sverige (ton/år)**

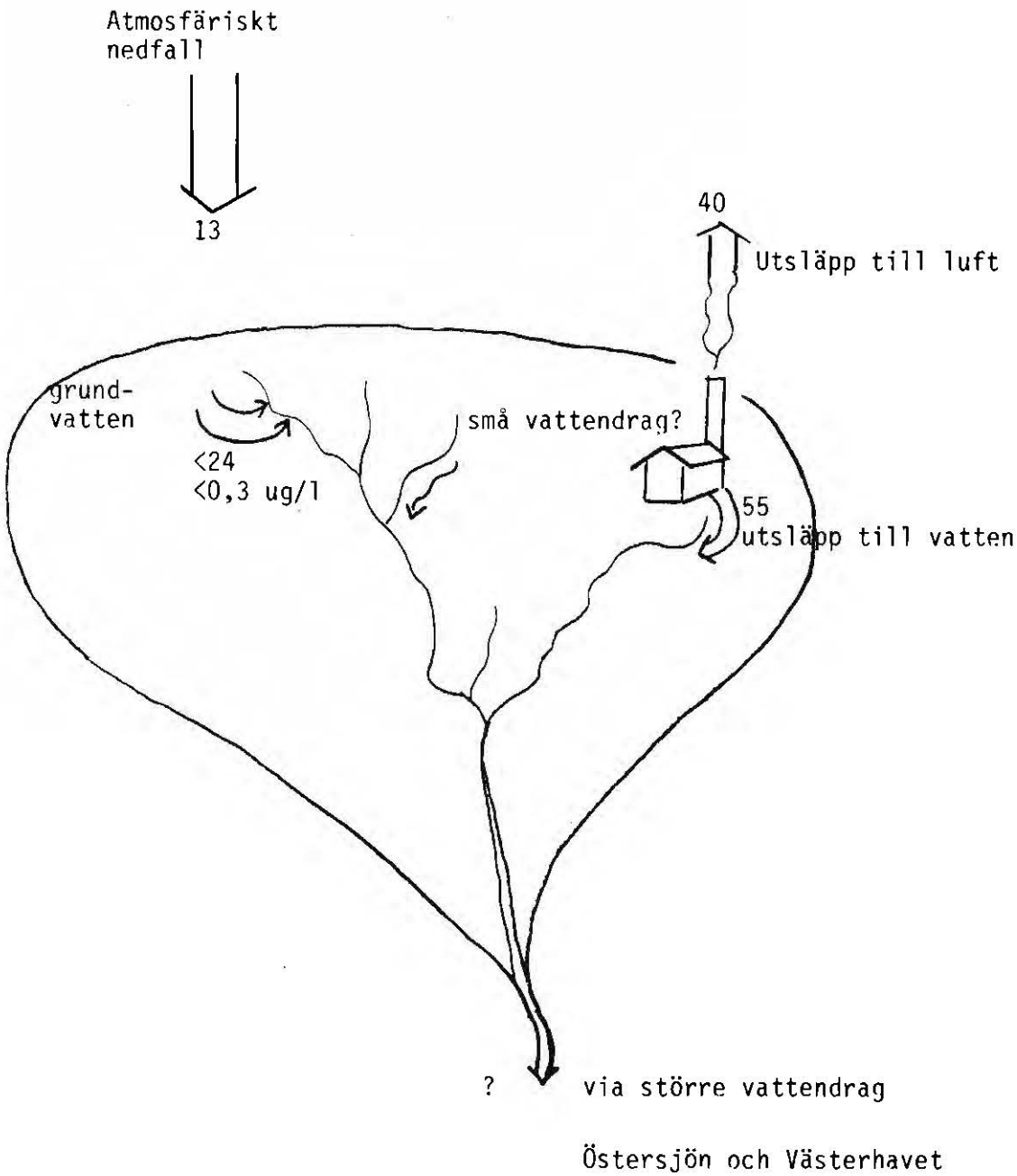
| | järn | kadmium | koppar | mangan | zink |
|---|---|---|---|---|---|
| *atmosfäriskt nedfall* | | | | | |
| enligt nederbördsanalyser | 6 200 | 20 | 300 | 1 000 | 2600 |
| enligt mossanalyser | 21 000 | 17 | 400 | | 2900 |
| *uttransport via vattendragen* | 55 000 | 6 | 550 | 5 200 | 2300 |

(Från Monitor-87)

*— Data från Howard Ross, Stockholms universitet, Åke Rühling, IVL, samt naturvårdsverkets miljökontrollaboratorium.*

Sammanfattningsvis är budgetar och omsättningen av metallerna arsenik, krom och koppar presenterade i figurerna 2, 3 och 4 så långt våra kunskaper räcker idag. Beräkningarna är mycket grova och bygger i vissa fall på få mätdata och få provtagningspunkter. För beräkningen av omsättningen av metallerna med grundvatten har en grundvattenbildning av 175 mm använts. Inhemska utsläpp till luft och vatten har också medtagits.

Beräknad årlig omsättning av arsenik i Sverige (ton/år) 1985

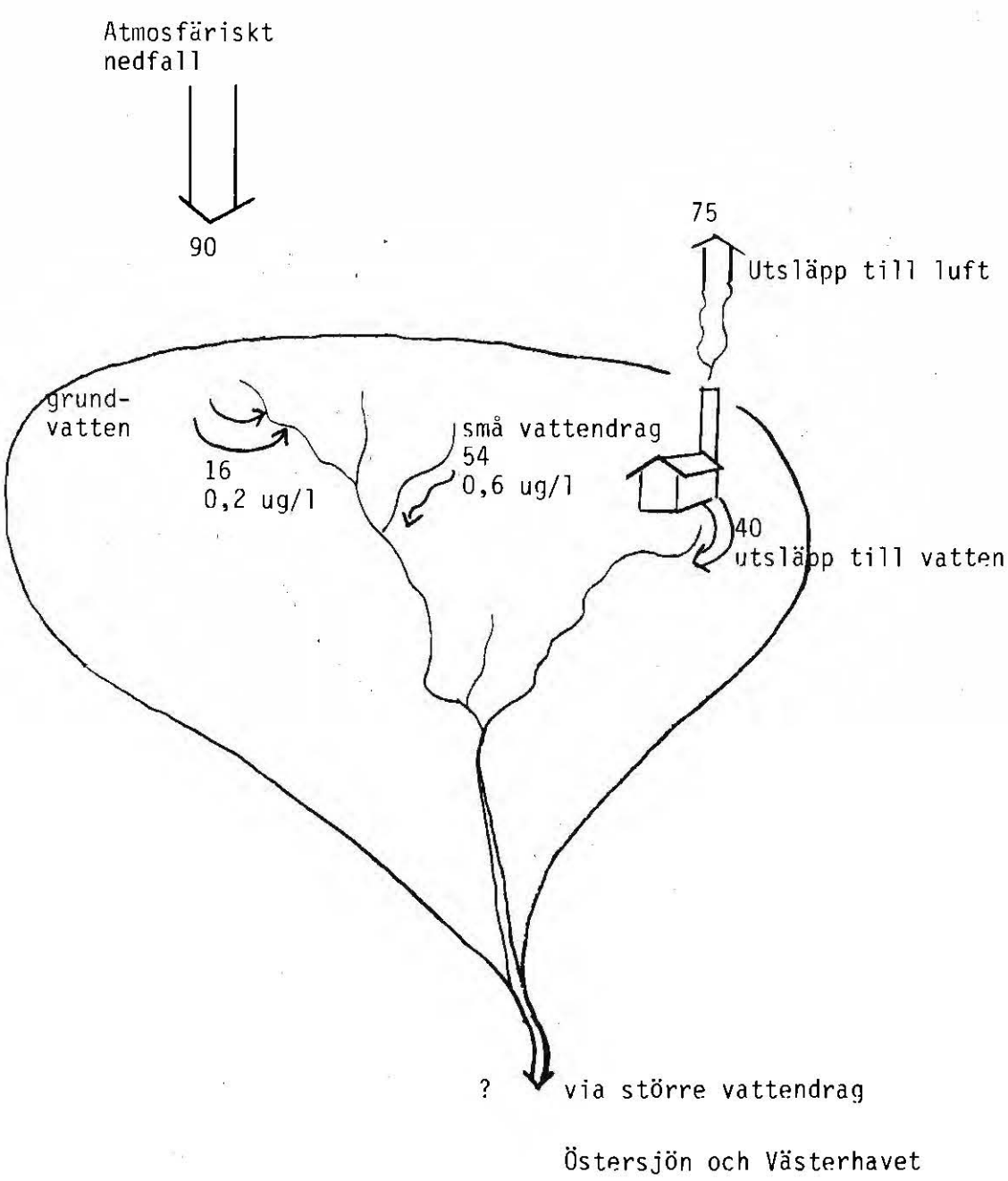



Halter i fast material

| | |
|---|---|
| Jordskorpan: | 1-10 mg/kg |
| Sedimentära bergarter: | 1,1-12,0 mg/kg |
| Sura bergarter: | 2,1 mg/kg |
| Morän C-horisont (totalt): | ca 10 mg/kg |
| Jord C-horisont ($HNO_3$-lösl.): | 1,8 mg/kg |
| Mår (totalt): | 2,2 mg/kg |

Figur 2

Beräknad årlig omsättning av krom i Sverige (ton/år)

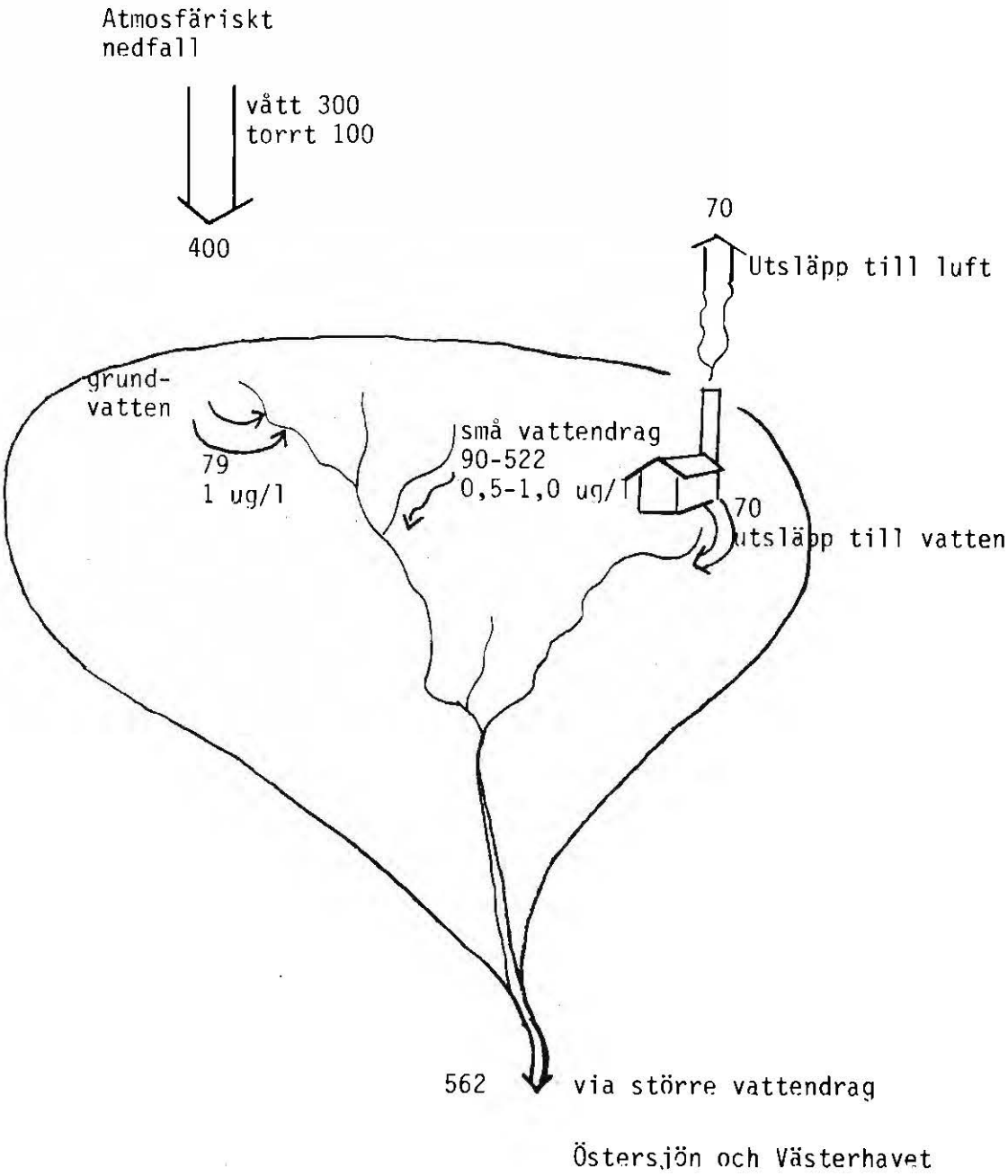



Halter i fast material

| | |
|---|---|
| Jordskorpan: | 100-1000 mg/kg |
| Ultrabasiska bergarter: | 3000 mg/kg |
| Morän C-horisont (totalt): | 72 mg/kg |
| Jord C-horisont ($HNO_3$-lösl): | 16 mg/kg |
| Mår (totalt): | 3 mg/kg |

Figur 3

Beräknad årlig omsättning av koppar i Sverige (ton/år)




Halter i fast material

| | |
|---|---|
| Jordskorpan: | 10-100 mg/kg |
| Basiska bergarter: | 72 mg/kg |
| Morän C-horisont (totalt): | 18 mg/kg |
| Jord C-horisont ($HNO_3$-lösl.): | 22 mg/kg |
| Mår (totalt): | 11 mg/kg |

Figur 4

Referenser:

Hägg,G.,1964: Allmän och oorganisk kemi

Bernes,C.(ed.) ,1987: Monitor 1987 - Tungmetaller-förekomst och omsättning i naturen, Naturvårdsverket informerar.

Ledin,A., Pettersson,C., Allard,B. and Aastrup,M.,1989: Background Concentration Ranges of Heavy Metals in Swedish Groundwaters from Crystalline Rocks: a Review. Water, Air, and Soil Pollution 47: 419-426, 1989

Fagerlind,T., 1990: Tungmetallerna arsenik, bly och kadmium i brunns- och grundvatten. Opublicerad rapport till SNV.

Ek,J.,1990:Tungmetaller i miljön. Kartläggning av naturlig resp. antropogen spridning. Opublicerad stencil, SGU.

Andersson,M., 1988: Markgeokemiska kartan 18 - 22, G - I, SGU, Rapporter och meddelanden nr 53.

Andersson,M., 1989: Markgeokemiska kartan 16 - 18, G - I, SGU, Rapporter och meddelanden nr 59.

## DISKUSSION MATS ÅSTRUP

*Per-Olof Johansson, VIAK AB*

Vilken teckning har de geokemiska kartor över metallhalter som Du refererar till?

*Mats Åstrup, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)*

De markgeokemiska kartorna har än så länge en väldigt begränsad teckning. Undersökningarna har egentligen bara påbörjats i Norrland. Vi bedömer att det kommer att ta ca 15-20 år innan dessa kartor täcker hela Sverige.

När det gäller undersökningarna av metallhalter i bäckmossa är teckningen betydligt bättre. Där är hela södra Sverige och stora delar av Norrland, speciellt kustområdena, karterade.

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Du visade bilder på olika metallers massbalanser i naturen. Hur mycket finns det totalt av metallerna arsenik, koppar och krom, i förhållande till spridningen av impregnerat virke som innehåller arsenik?

Träimpregneringsindustrin tillför genom dess produkter närmare 300 ton arsenik per år. Naturligtvis sitter det mesta kvar i virket. Om vi däremot ser det i ett längre perspektiv. Vad betyder 300 ton arsenik/år i förhållande till den naturliga mängden arsenik som finns i t ex den svenska jorden?

*Mats Åstrup, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)*

Tyvärr har jag inte tillgång till några siffror på hur stora mängder arsenik som finns naturligt i Sverige. Spontant är ju naturligtvis 300 ton väldigt lite. Däremot är det ju väldigt mycket om man jämför med vad som deponeras från luften (13 ton As/år).

# RÖRLIGHETEN AV ARSENIK, KOPPAR OCH KROM I FÖRORENADE JORDAR

Johan Bergholm

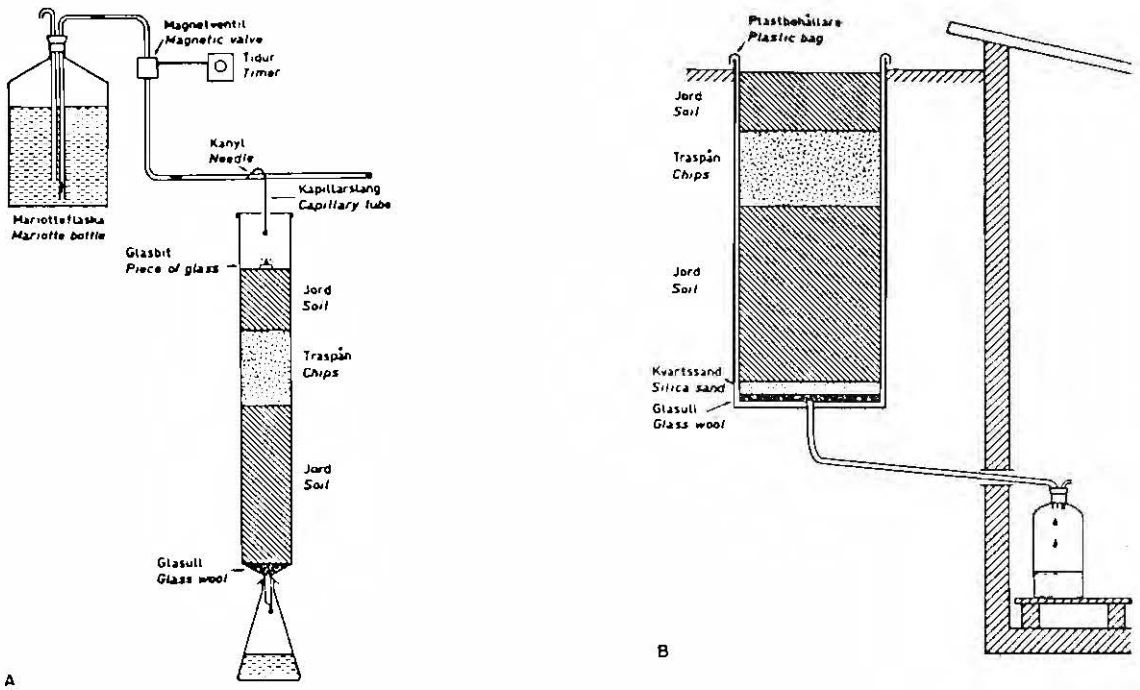
Avdelningen för Marklära och Ekokemi
Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7072, 750 07 Uppsala

## BAKGRUND

Vid impregnering av virke och stolpar med CCA-medel förkom tidigare läckage av arsenik (As), koppar (Cu) och krom (Cr) till marken. Föroreningen av marken var störst i anslutning till själva impregneringsanläggningen vid spåret strax utanför som en följd av dropp av impregneringslösningen från virket. Upplagen av virke och stolpar var ett annat område som förorenades av dessa medel genom att regn och smältande snö löste ut en del av impregneringssalterna. Arseniken löstes ut lättare än koppar och krom. Droppet från det nyimpregnerade virket på spåret utanför anläggningen innehöll rena impregneringssalter med i stort sätt samma sammansättning mellan arsenik, koppar och krom som i impregneringslösningen. Droppet från virket på upplagsplatserna var däremot anrikat på arsenik relativt koppar och krom.

Det finns ett flertal både nedlaggda och verksamma anläggningar i Sverige vars marker är mer eller mindre förorenade med arsenik, koppar och krom. Risk föreligger att dessa ämnen och då främst arseniken kan transporteras ner genom marken till grundvattnet och förorena det. Vidare kan det bli aktuellt att använda markerna på de nedlagda områdena för andra ändamål. Det kan då bli nödvändigt att sätta in åtgärder för att minska läckaget eller sanera de förorenade områdena. För att ge ett visst underlag för dessa beslut startades för några år sedan ett antal undersökningar för att studera röligheten av arsenik, koppar och krom i jordar som förorenats av dessa ämnen. Vidare undersöktes olika medel att fixera arseniken i marken. Dessutom ingick studier av läckaget av arsenik, koppar och krom från spån som deponerats i marken. De senare studierna avsåg att belysa effekterna av att deponera impregnerat avfall som bildats i samband med framställning av möbler m m i stället för att bränna det.

Undersökningarna med impregnerade spån i mark utfördes som laknigsförsök dels i laboratoriet som pågick under tio månader, dels som ett fältförsök som pågick under tio år. Lakvattnet från fältförsöket analyserades först under fyra år (t o m 1983) på arsenik, koppar och krom. Mellan 1984 och februari 1990 togs inga prover. I februari 1990 återupptogs analyserna av lakvattnet och i oktober samma år avslutades försöket. Då togs prover på spån och jorden i olika nivåer. Uppläggningen av "spånförsöken" framgår av Figur 1. I båda försöken ingick tre jordar med helt olika egenskaper, en lerjord (högt pH, hög lerhalt och normal humushalt), en kärrtorvjord (relativt lågt pH, hög humushalt med relativt mycket ler) samt en finsandjord (relativt lågt pH, mycket låg ler- och humushalt).




Figur 1. Försöksuppställning för A) kolonnförsöket i laboratoriet och B) lysimeterförsöket i fält. Kolonnerna och lysimetrarna innehöll 10 cm jord över 15 cm spån och därunder 35 cm jord.

Studierna av rörligheten av arsenik, koppar och krom i förorenade jordar utfördes på ytprover och prover från olika nivåer i marken som hämtades från sex imregneringsanläggningar. Jorproverna omfattade olika jordater, ler-, gyttje-, finsand- och sandjordar. pH, ler- och humushalt varierade mellan jordproverna liksom halterna av arsenik, koppar och krom, Tabell 1. Två av proverna hade tidigare kalkats. Proverna behandades med olika lösningar med varierande pH för att bestämma rörligheten av arsenik, koppar och krom i förhållande till markens eller lösningens pH samt löslighetsgraden d v s hur snabbt de olika ämnena löstes ut. Vidare undersöktes olika salters förmåga att fixera arseniken hos några av dessa jordar.

## UTLAKNING FRÅN SPÅN I MARK

Utlakningen av arsenik, koppar och krom från impregnerade spån med Boliden K33 kan uppdelas i två steg. Det första steget, "tvättfasen", innehöll mycket höga halter av samtliga ämnen, Figur 2. Efter att en till två liter lakningsvatten (artificiell nederbörd med pH 5,4) runnit igenom spånskiktet, ca 15 cm tjockt, avklingade halterna mycket långsammare och låg efter tio månader och lakning med ca 12 liter lakningslösning kring 5 mg As/L, 0,6 mg Cu/L och 0,1 mg Cr/L. Denna senare delen av utlakningskurvan kan kallas "konstantfasen". Det är högst troligt att halterna skulle fortsätta sjunka vid fortsatt lakning men med en mycket lägre avklingningstakt. Det bör tilläggas att undersökningarna utfördes vid rumstemperatur och med spån med ca 4 mm tjocklek. Skulle undersökningen utförts utomhus och med blandade spån och kapbitar skulle halterna förmodligen varit något lägre men utlakningsförloppet borde varit det samma.

Tabell 1. Undersökningsjordarnas fysikaliska och kemikaliska egenskaper.

| Prov | | Djup | % | | | | | % | pH | | mg/kg jord | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | cm | >2mm | Sa[1] | Mo | Mj | Le | org C | $H_2O$ | $CaCl_2$ | As | Cu | Cr |
| Backa | 1 | 0- 5 | 58,9 | 57 | 26 | 7 | 10 | 0,52 | 8,16 | 7,33 | 82 | 78 | 42 |
| | 2 | 0-10 | 77,2 | 55 | 32 | 8 | 5 | 0,52 | 7,70 | 7,25 | 1070 | 905 | 568 |
| | 3 | 0-10 | 70,1 | 50 | 28 | 10 | 12 | 0,64 | 8,19 | 7,73 | 33 | 36 | 29 |
| | 4 | 0- 8 | 45,4 | 56 | 36 | 5 | 3 | 0,41 | 8,32 | 7,58 | 111 | 137 | 65 |
| Hjäl- | 1 | 0-20 | 47,9 | 72 | 12 | 10 | 6 | 0,71 | 8,02 | 7,43 | 590 | 512 | 403 |
| tevad | 2 | 0-10 | 41,3 | 71 | 17 | 9 | 3 | 0,23 | 8,35 | 7,71 | 173 | 119 | 130 |
| | 3 | 0-10 | 36,9 | 63 | 21 | 11 | 5 | 0,39 | 7,89 | 7,30 | 842 | 1111 | 654 |
| | | 10-25 | 30,2 | 78 | 15 | 3 | 4 | 0,66 | 6,16 | 5,39 | 502 | 123 | 177 |
| | | 25-40 | 31,5 | 78 | 12 | 5 | 5 | 0,70 | 6,20 | 5,34 | 223 | 9 | 51 |
| | 4 | 0- 5 | 43,8 | 77 | 15 | 4 | 4 | 0,38 | 6,52 | 5,84 | 902 | 273 | 492 |
| Hults- | 1 | 0- 5 | 29,4 | 79 | 13 | 3 | 5 | 2,24 | 5,01 | 4,46 | 134 | 34 | 35 |
| fred | 2 | 0- 5 | 21,6 | 60 | 28 | 5 | 7 | 5,66 | 5,14 | 4,64 | 98 | 43 | 31 |
| Ströms- | 1 | 0-15 | 32,4 | 39 | 11 | 20 | 30 | 5,48 | 6,25 | 5,84 | 4390 | 198 | 1257 |
| holm | | 15-30 | 21,7 | 9 | 13 | 28 | 50 | 7,16 | 5,68 | 5,35 | 1310 | 249 | 1928 |
| | 2 | 0-15 | 4,4 | 12 | 40 | 16 | 32 | 7,75 | 6,45 | 6,03 | 818 | 115 | 317 |
| | | 15-40 | 1,9 | 6 | 30 | 22 | 42 | 1,76 | 6,07 | 5,33 | 70 | 18 | 50 |
| Trane- | 1 | 0-15 | 45,0 | 64 | 29 | 4 | 3 | 0,39 | 5,95 | 4,90 | 431 | 210 | 182 |
| mo | 2 | 0-10 | 33,1 | 38 | 52 | 6 | 4 | 0,38 | 5,62 | 4,59 | 62 | 28 | 26 |
| | 3 | 0- 5 | 48,4 | 65 | 27 | 5 | 3 | 0,73 | 4,33 | 4,13 | 9530 | 3109 | 4906 |
| Åsbro | 1 | 0- 8 | 42,0 | 61 | 23 | 9 | 7 | 6,88 | 5,49 | 4,55 | 970 | 591 | 445 |
| | | 8-15 | 4,9 | 17 | 58 | 14 | 11 | 5,51 | 5,45 | 4,58 | 481 | 97 | 111 |
| | | 15-40 | 0,5 | 8 | 67 | 15 | 10 | 2,49 | 5,58 | 4,56 | 18 | 5 | 12 |
| | 2 | 0- 8 | 7,3 | 6 | 52 | 24 | 18 | 13,02 | 5,68 | 5,01 | 1220 | 652 | 416 |
| | | 8-15 | 0,7 | 5 | 56 | 25 | 14 | 6,44 | 5,64 | 4,92 | 267 | 61 | 49 |
| | | 15-40 | 0,3 | 6 | 61 | 24 | 9 | 1,38 | 5,55 | 4,57 | 14 | 3 | 8 |
| | | 40-60 | 3,0 | 3 | 48 | 40 | 9 | 0,26 | 5,46 | 4,38 | 11 | 4 | 11 |

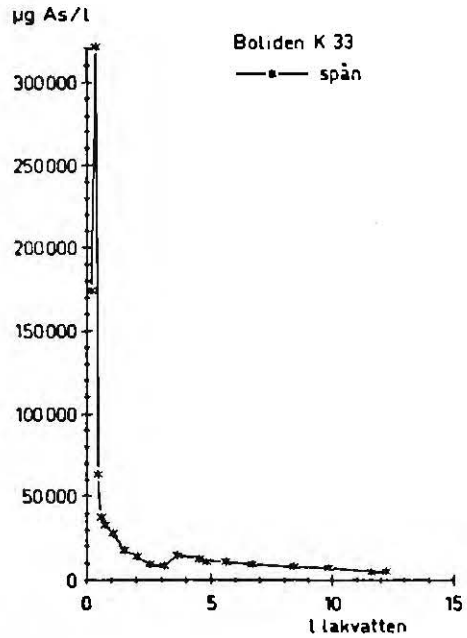
[1] Sa = sand diam. 0.2 -2.0 mm
Mo = mo " 0.02 -0.2 "
Mj = mjäla " 0.002 -0.02 "
Le = ler " < 0.002 "

Deponeras spån och avfallbitar direkt på marken kommer hela "tvättfasen" och den efterföljande "konstantfasen" att hamna i den underliggande marken. Beroende på jordart, markdjup, markkemi och ämne (As, Cu eller Cr) kommer en större eller mindre andel av ämnena i "tvättfasen" att passera ner genom marken. Endast en mindre del av arseniken och en något större andel av kromet binds då i marken medan större delen av kopparn stannar kvar. Så fort "tvättfasen" passerat markprofilen sjunker halterna ner till låga nivåer som är lägre än ingående halter från spånskiktet under "konstantfasen".

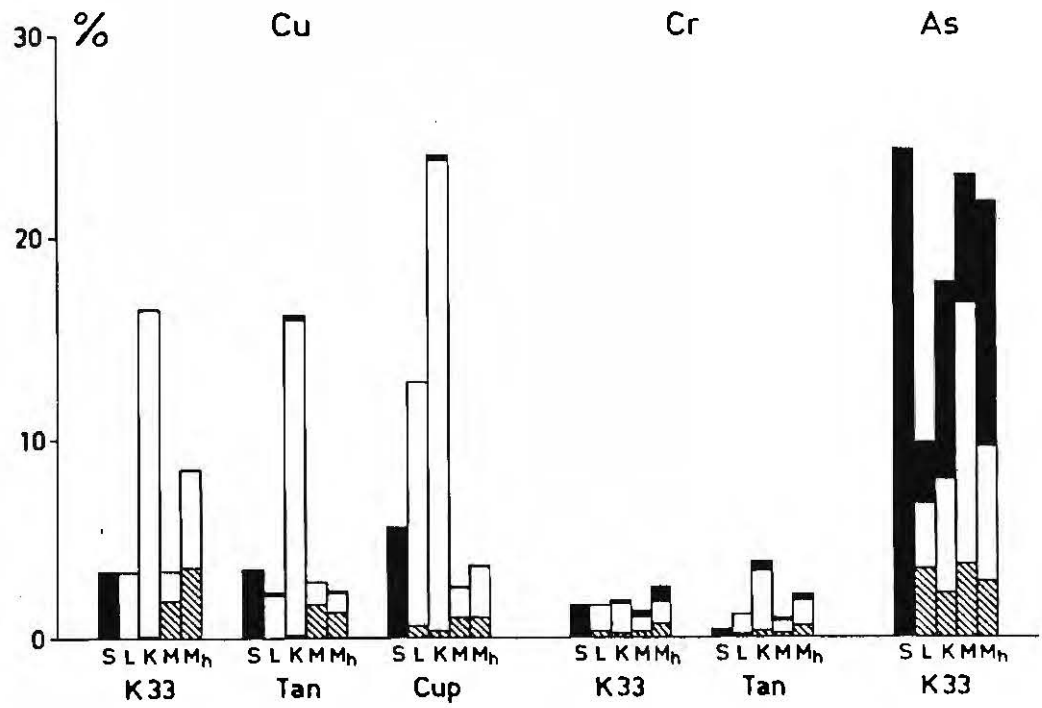
Täcks spånskiktet med ett lager jord förändras utlakningen av de tre ämnena. Resultaten från laboratorieförsöket har sammanställts i Figur 3. Försöket omfattade även lakning av spån impregnerade med Tanalith CBC och Cuprinol Tryck. Staplarna beskriver den procentuella andelen utlakat i relation till totalhalten i spånen. S=enbart spån, L=lerjord, K=kärrtorvjord, Mo=mojord/finsandjord och $M_h$=mojord/finsandjord med tillsatts av malen halm för att öka halten organiskt material. Det svarta fältet anger andelen som kom ut med lakvattnet. Den öppna stapeln anger vad som fastlades och den sträckade delen anger den mindre hårt bundna andelen i marken.

Läckaget av koppar från Boliden K33-spånen uppgick till 3,4 % av totalhalten i spånen. Lika mycket läckte ut när spånen täcktes med ler- eller finsandjord. Men i detta fall var det frågan om en mycket liten andel som kom ut med lakvattnet, resten var bundet i marken.

I finsandjorden var den större delen svagt bundet i marken. Den mest påtagliga effekten hade kärr-torvjorden ovanpå spånskiktet. Markvattnet från det skiktet innehöll vattenlösliga organiska föreningar som var mycket effektiva att "dra åt sig" koppar från spånen resulterande till att fyra gånger mer koppar läckte ut från spånen än i fallen med ler- och finsandjordarna. Även den lilla halmtillsatten i finsandjorden hade liknande effekt.

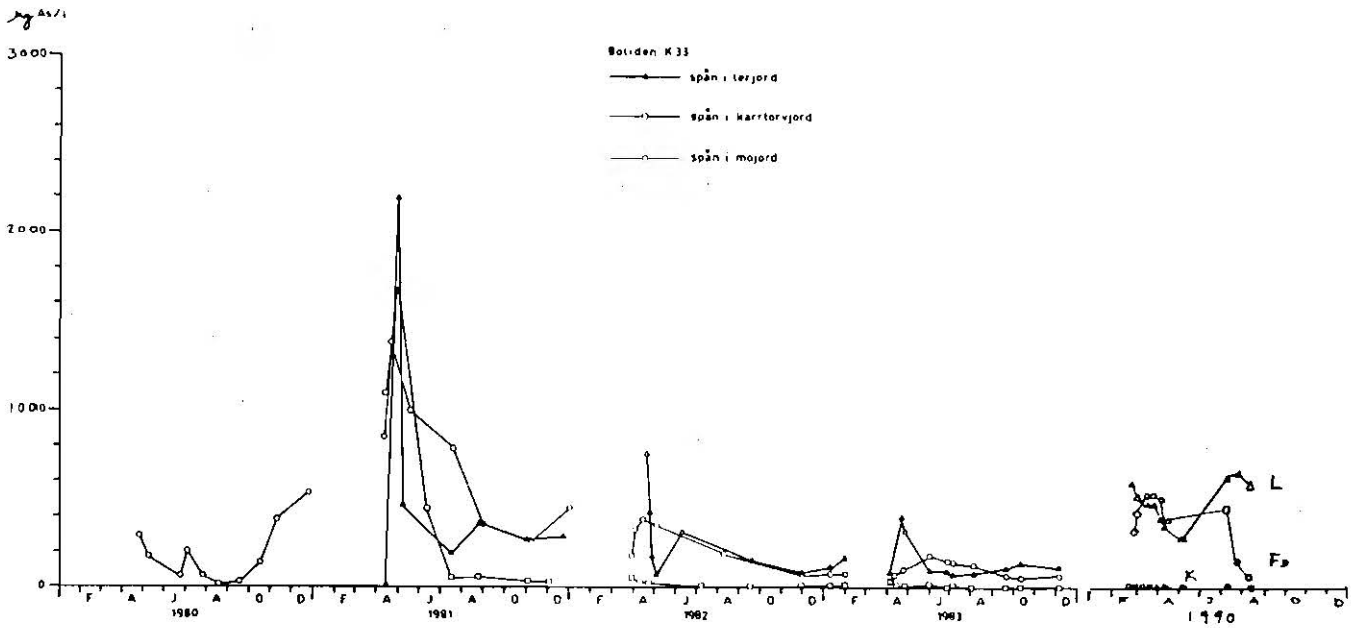



Figur 2. Utlakning av arsenik från Boliden K33 impregnerade spån.




Figur 3. Den procentuella andelen utlakad arsenik, koppar och krom i förhållande till totalhalten i spån som deponerats i olika jordar.

Läckaget av krom var 1,7 % av totalhalten. Krom var mer lättrörligt än koppar. En något större andel kom ut med lakvattnet. Däremot betydde det ökade flödet av organiska föreningar genom spånskiktet inte så mycket. Kromet bands inte i det här försöket lika hårt till dessa föreningar som kopparn. Resultaten visar att en del av kromet förekom i sexvärd form. Den trevärda formen binds normalt hårdare till det organiska materialet liksom kopparn.



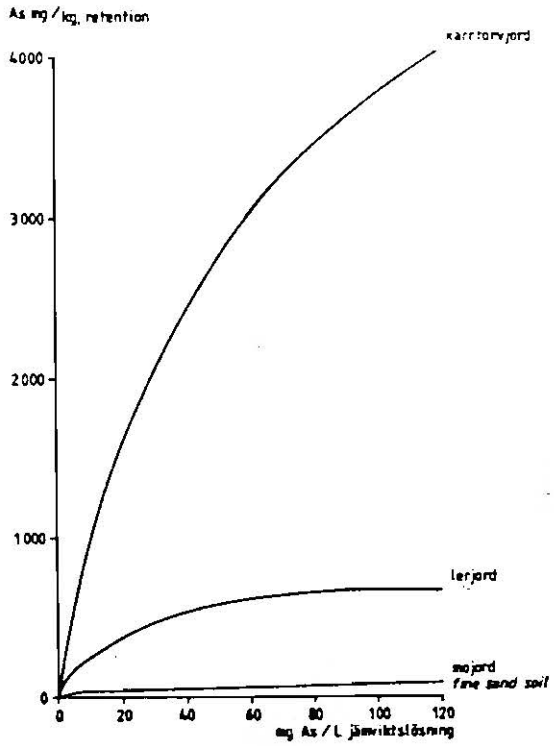

Figur 4. Utlakning av arsenik från spån impregnerade med Boliden K33 som deponerats i olika jordar i fältförsöket.

Arsenik var det mest rörliga ämnent av de tre. Nästan en fjärdedel av totala mängden kunde i detta försök tvättas ut med lakningsvattnet. Täcktes spånen med jord, sjönk den utlakade mängden. Minskningen var störst med lerjord, en minskning med 2,5 gånger, följt av kärrtorvjorden, en minskning med 25 %. Finsandjorden gav endast en obetydlig minskning av den utlakade mängden. Tillförseln av organiskt material till lakvattnet ökade andelen i lakvattnet. Trots de olika jordarnas dämpande effekt på utlakningen av arsenik från spånen så var de mängder som lämnade markprofilen höga.

Under fältförhållanden med lägre marktemperatur, vaierande fuktförhållanden, diskontinuerlig nederbördstillförsel och tjälning av marken under vintern minskade utlakningen av framför allt arsenik i alla jordar. Den genomsnittliga arsenikhalten sjönk ca 40 gånger i samtliga jordtyper jämfört med i laboratorieförsöket. Kromhalten från kärrtorvjoden sjönk till en tiondel. I övrigt var haltskillnaderana små mellan lab- och fältförsöken. Figur 4 visar utlakningen av arsenik i fältförsöket under de fyra första åren och under 1990. Det tog lång tid innan den första pulsen från "tvättfasen" passerat genom markprofilen i ler- och kärrtovjordarna. Både koppar och krom passerade snabbare igenom och kom ut redan med det första smältvattnet den första våren. I kärvtorvjorden kom arseniken som en ända samlad puls. Från och med sommaren det andra året var halterna mycket låga, några tiotal mikrogram per liter. Nästan all arsenik fastlades i kärrtorv-

jorden. Halterna var något högre från ler- och finsandjordarna och de sjönk mycket långsammare ner till ett stabilt värde på ca 50 µg/L. Fastläggningen av arseniken i marken var inte lika effektiv som i kärrtorvjorden.

I ler- och finsandjordarna ökade halten arsenik under 1990 medan den fortfarande var mycket låg från kärrtorvjoden. Ökningen ifrån finsandjorden kan bero på att den tidigare fastlaggda arseniken började lakas ut. Sandjorden har nämligen mycken liten förmåga att binda upp stora mängder arsenik, Figur 5. Från början fanns det 8,3 g arsenik i spånen. Det är mer än dubbelt så mycket som sandjorden i detta fall kunde adsorbera. All arsenik har förmodligen inte lakats ut från spånen men det kan ha varit tillräckligt mycket för att mätta sandjorden så att den började läcka. Lerjorden kunde binda ca fem gånger mer arsenik men på grund av att den jorden bildar aggregat, särskilt efter tjälning, och därmed utveckla ett fint spricksystem som underlättar för en del av vattentransporten genom marken. En del av lakvattnet från spånen skulle på så sätt kunna transporteras sabbare ner genom markprofilen och bidraga till förhöjningen av arsenikhalten. Faktum är att tjälningen har en betydande effekt på utlakningsförloppet. Det första smältvattnet från lerjorden varje vår hade en förhöjd halt som inte fanns hos de andra icke aggrgerande jordarna, Figur 4.

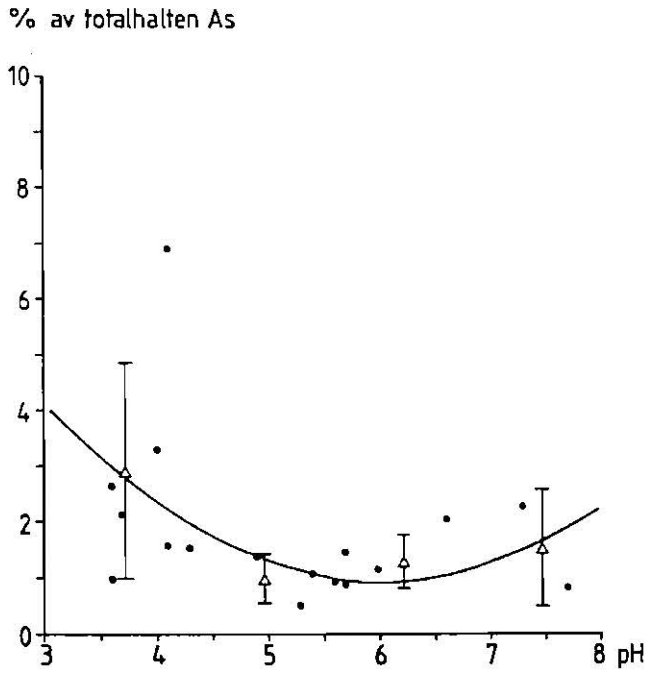



Figur 5. Adsorption av arsenik till tre jordar vid ökande tillsatts av arsenik.

## UTLAKNING FRÅN FÖRORENADE JORDAR

Halterna av arsenik, koppar och krom kan vara mycket höga i förorenade jordar. När det gäller arsenik var halterna mycket högre än i de undersökta jordarna än vad de skulle kunna adsorbera enligt Figur 5. Arsenik, koppar och krom måste därför förekomma i dessa jordar som rena, relativt svårlösliga salter av koppar- och kromarsenater för att nå upp till dessa halter. Arseniken kan även förekomma som kalciumarsenater i kalkade jordar och som järn- och aluminiumarsenater i sura jordar, exempelvis i grövre sandjordar. Även andra föreningar kan förekomma, exempelvis bildar mangan svårlösliga föreningar med arsenik.

Utfällda arsenater i förorende jordar har andra löslighetsförhållanden än vad som normalt gäller för arsenik i mark. Arsenik är kemiskt närbesläktat med fosfor. Det betyder att den är som mest lösligt kring pH 7 medan den fastläggs i marken under både sura och basiska förhållanden. Arseniken och därmed kopparn och kromet i förorenade jordar från impregneringanläggningar uppför sig på rakt motsatt sätt. Lösligheten av arsenikföreningarna är som lägst vid pH 7 och lösligheten ökar både åt det sura och det basiska hållet, Figur 6. Vid pH 6 går ungefär 1% av totalhalten arsenik i lösning. Vid pH 4 är lösligheten ca 3%. Under fältförhållanden bör dessa värden ligga något lägre eftersom omrörning och preparering av jordproverna på laboratoriet har ökat lösligheten.

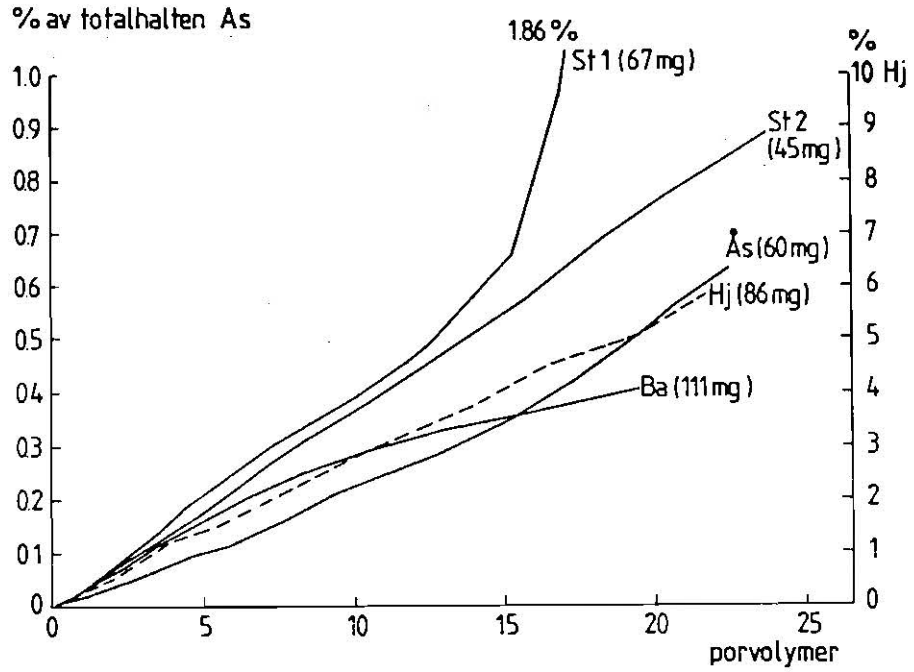



Figur 6. Lösligheten av arsenik i förhållande till pH i förorenade ytjordar. Halten i marklösningen är propotionell mot totalhalten i den förorenade jorden.

Ett lakningsförsök med förorenade ytjordar visade att utlösningen av arsenik, kopppar och krom beskrev en jämviktsreaktion. Lakvattnet innehöll praktiskt taget konstanta halter av alla tre ämnena genom hela försksperioden. Fem jordar med olika pH, ler- och humushalt lakades med ca 20 porvolymer nederbörd med pH 4,5. Porvolymen i marken i sorterade jordar (ler och sandjordar ej moräner) är ca 50%

av jordens totala volym. I detta försök genomsköljdes jordkolonnen således 20 gånger motsvarande ca 5 årsnederbörder på 600 mm/år.

Proverna lakades även med "regn" med pH 3,5 och destillerat vatten med pH 5,8. Det spelade faktiskt ingen roll vilket pH "regnet" hade mellan pH 4 och 6. Utlakningen blev den samma. pH i lakvattnet bestämdes helt av jordprovets pH. Lakning med det suraste "regnet" gav en svag påverkan i de svagast buffrade jordarna först i slutet på försöket. En av jordarna, St1, avvek starkt från det konstanta mönstret efter 12 porvolymer, Figur 7. Det berodde på stagnanta flödesförhållanden i denna gyttjejord med påföljd att redusrende förhållanden utvecklades. Arsenaterna övergick till den mer rörliga trevärda formen arsenit och koncentrationen ökade. Arsenit är giftigare än den femvärda formen arsenat. I övrigt beskriver utlakningen praktiskt taget räta linjer.




Figur 7. Den ackumulerade utlakningen av arsenik från förorenade ytjordar i procent av totalhalterna i proverna. Läckaget från Hj-jorden var ca tio gånger större än från de övriga jordarna, högra y-axeln.

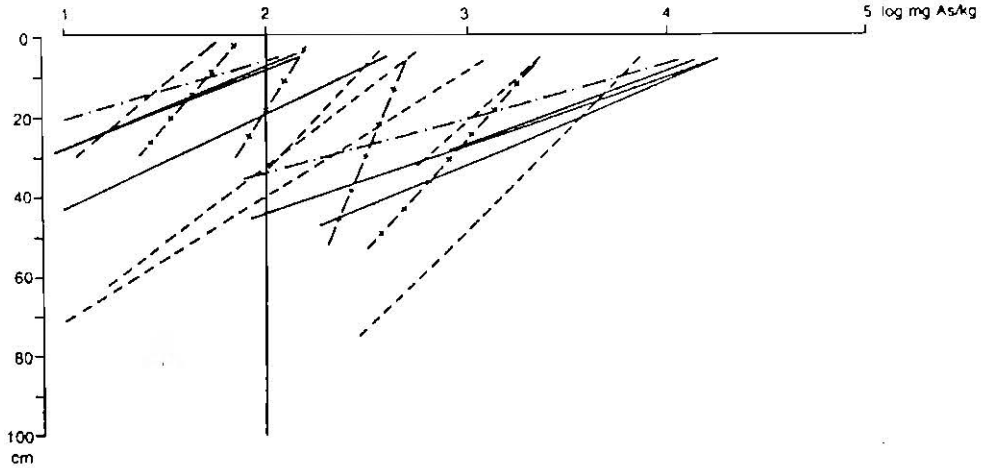
Utlakningen av arsenik var mellan 0,1 och 0,2% av totalhalten per år utom för Hj-jorden som hade en tio gånger högre utlakning. Orsaken till det senare är inte helt klar men den jorden kan ha utsatts för en mycket kraftig förorening från förorenad jord vid en tidigare tankhaveri inom området. Det kan också tänkas att marken kalkats för mycket så att pH kommit upp på den basiska sidan med en ökad upplösning av kalciumarsenater som följd. Koppar och krom följde samma konstanta mönster som arseniken med undantag för att knappast något koppar läckte ut från de kalkade jordarna Ba och Hj och inget krom från lerjorden St2. Det förhöjda läckaget från Hj-jorden gällde endast arsenik.

Hur länge denna konstanta utlakning skulle kunna fortsätta är oklart. Skulle den fortsätta tills allt lakats ut ur marken skulle det ta mellan 500 och 1000 år att tömma marken på sitt arsenikinnehåll och halten skulle då ligga kring 0,5 mg/L. Det troliga är att halten så

småningom skulle minska p g a att de mera lättlösliga arseniksalterna skulle ta slut och markvattnets halt skulle då ställa in sig i ny jäm-vikt och på en lägre haltnivå.

Den arsnik, koppar och krom som läcker ut från ytjordarna fastläggs i högre eller lägre grad i de underliggande marksikten. Den del som inte fastläggs hamnar ännu ett stycke längre ner i markprofilen. Processen leder till att halterna avtar med markdjupet. Överförs dessa avklingningskurvor till logaritmisk skala erhålles praktikt taget räta linjer. Ett 20-tal profiler för arsenik i marken har sammanställts i Figur 8. Linjen vid 2 (100 mg/kg jord) anger gränsvärdet för markhalten om lakvattenhalten inte skall överskrida 50 µg As/L, WHO's gränsvärde för dricksvatten. Av figuren framgår att flera av jordarna har kommit ner till halten 100 mg/kg redan på en halv meters djup. Extrapoleras övriga kurvor nås detta värde även för de mest förorenade jordarna vid en meters djup. På 1,5 meters djup borde i de flesta fall markvattenhalten inte överstiga 10 µg/L för dessa jordar. Trots att arseniken i de förorenade jordarna är förhållandevis lättlöslig har marken kapacitet att dämpa läckaget ner till grundvattnet så att markvattnets halt av arsenik når rimliga nivåer. Beroende på omsättning och rörlighet av grundvattnet kommer det förorenade markvattnet dessutom att mer eller mindre spädas ut. En impregneringsanläggning upptar en relativt begränsad yta och bidrager därmed vanligen också till en begränsad del av grundvattenbildningen i ett större område.

Någon större risk för höga arsenikhalter i grundvattnet föreligger inte i de flesta fall, särskilt inte om grundvattenytan ligger på stort djup. I extrema fall med högt grundvatten är risken naturligtvis större. Problemet med förorenade jordar ligger i stället främst i de höga halterna i ytjordarna och hur de kan påverka omgivningen beroende på vad de förorenade områdena skall användas till.




Figur 8. Fördelningen av arsenik i 18 markprofiler med varierande fysikaliska och kemiska egenskaper. Skalan på x-axeln är logaritmisk.

## FIXERING AV ARSENIK I FÖRORENAD MARK

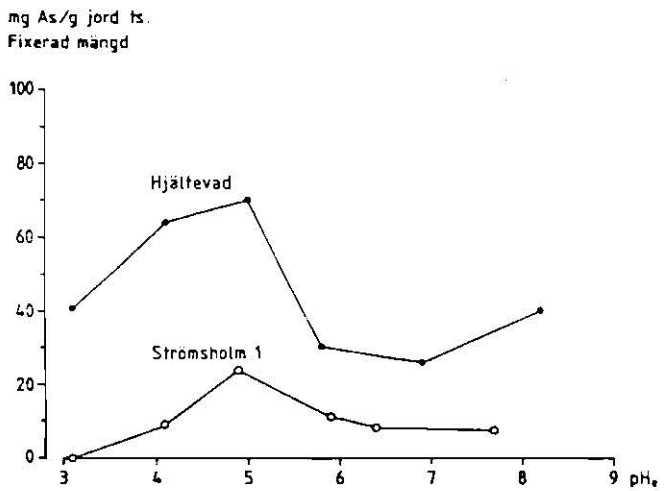
För att minska läckaget av arsenik från förorenade marker har man försökt fixera med olika medel i ytskiktet. Det har då gällt att binda arseniken i en så svårlöslig form som möjligt utan att för den skull tillföra en ny föroreningskomponent. Kalkning och fixering med järnföreningar har använts med mer eller mindre lyckat resultat.

Även om arseniken fastläggs som en svårlöslig förening är det inte säkert att den förblir i denna form för all framtid. Det beror på förhållandena i marken. Faktorer som påverkar lösligheten är bl annat markens pH och redoxpotential d v s graden av oxiderande eller reducerande förhållanden.

Vid kalkning bör inte allt för stora mängder läggas ut. Då kan pH nå för höga värden och arsenikföroreningarna i ytjorden lösas upp, jämför Figur 6. Marken bör ha ett pH-värde kring 6. Detta pH måste upprätthållas med fortsatt kalkning om markens naturliga pH är lägre. I annat fall kommer arseniken i lösning igen vartefter pH i marken sjunker.

Vid lägre pH-värden kring pH 5 bildar järn stabila föreningar med arsenik. I försök med olika fixeringsmedel har det visat sig att tråvärt järn i form av järnsulfat är ett effektivt fixeringsmedel. Enligt en idé av Bror Häger löses saltet i en svag syra, exempelvis ammoniumacetat. Järnsaltet fälls då inte omedelbart ut som järnoxid vilket skulle bli fallet om det löstes i vatten eller stak syra, såsom svavelsyra. Järnsaltet förblir i aktiv form en längre tid och får därmed tid på sig att fälla ut den lösta arseniken.

För att kunna fixera arseniken måste de befintliga arsenatföreningarna lösas upp inom en rimlig tid medan fixersaltet är aktivt. Tillsattsen av ammoniumacetat ökar lösligheten av dessa arsenikföreningar jämfört med vatten.




Figur 9. Fixering av arsenik med tvåvärt järn i en sand- (Hj) och en gyttjejord (St) vid olika pH.

Vid fixering av arsenik med järn frigöres även koppar och krom (vilket visar att föroreningarna i ytjordarna består av bl a koppar och kromarsenater). Kopparn men även kromet kommer att transporteras ner genom marken och möjligen fastläggas på större djup eller komma ner till grundvattnet. Vid kalkning däremot fälls både kopparn och kromet ut som hydroxider redan i ytjorden vid det höga pH-värdet.

Fixeringen med järn är effektivast vid pH 5, Figur 9, och på grövre jordar som normalt brukar ha ett pH-värde kring detta område. I lerjordar är metoden mindre lyckosam. Vidare måste fixeringen upprepas flera gånger eftersom alla arsenater i den förorenade marken inte går i lösning med bara en behandling. Dessa metoder bör prövas i fält och under mera storskaliga förhållanden innan de kan tas i bruk.

Under alla förhållanden måste man i saneringsarbeten av detta slag se till att man inte skapar reducerande förhållanden. Då övergår arseniken till en mer lättrörlig och dessutom giftigare form.

## DISKUSSION JOHAN BERGHOLM

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Du nämnde att om lufttillförseln till marken stryps så uppstår reducerande förhållanden, vilket leder till ett förhöjt pH, som i sin tur kan leda till ett ökat utläckage av metaller.

På ett flertal platser har man som en saneringsåtgärd täckt över arsenikförorenad jord med ett tät skikt för att hindra vattentillförseln. Tror du att resultatet av dessa åtgärder istället skulle kunna bli ett ökat utläckage?

*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Har vattentillförseln förhindrats så blir det naturligtvis inte något ökat utläckage utan tvärtom. Har man däremot fortfarande en vattengenomströmning kan resultatet mycket väl bli det du beskrev.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Tror du att arsenikföroreningar kan avgå i gasform?

*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Det vågar jag inte svara på. Jag vet att det finns sådana uppgifter i litteraturen.

*Mats Åstrup, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)*

Är det aldrig så att kromet i marken oxideras till kromater, som är den lättrörliga kromformen?

*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Snarare skulle jag tro att det både i spånen och i läckaget redan finns kromater (sexvärd) som vid fixeringen i virket inte gått över till trevärd form, och som därför inte ligger fast ordentligt.

Det faktum att krom och arsenik ofta följer varandra tyder på det. I förorenade jordar har man ofta en väldigt kraftig fastläggning av koppar i ytlagren, medan kromet tränger längre ned. Trevärd krom borde fastläggas i ytlagren, medan sexvärd krom lättare rör sig nedåt.

*Hans Groth, Länsstyrelsen Norrbottens län*

Vilken fixeringsmetod är att föredra när det rör sig om lerjordar?

*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Av de undersökta fixeringsmetoderna var det inte någon som fungerade bra på den jordtypen. Tvärtom började det att läcka mera vid fixeringen!

Vilken fixeringsmetod man än väljer är det inget system som är stabilt för evigt. Platserna måste beroende på de yttre betingelserna, ändå hållas under uppsikt. I en kalkad jord t ex binds arseniken som kalciumarsenat, som är ganska stabilt. Jorden måste ändå hållas vid ett högt pH-värde. En sandjord t ex har ett naturligt lågt pH-värde kring 5. Sjunker pH-värdet ned mot det värdet efter ca 10-20 år, när kalken lösts upp så går också kalciumarsenaterna i lösning.

# BIOLOGISK TILLGÄNGLIGHET OCH TOXICITET AV ARSENIKKONTAMINERAD JORD (publicerat som SML-rapport 3/88)

Marie Vahter, Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet, Box 60208, 104 01 Stockholm

## Sammanfattning

Toxiciteten och biotillgängligheten av tre olika arsenikkontaminerade jordprover från en träimpregneringsanläggning i mellersta Sverige har undersökts på möss. De undersökta jordarna uppvisade stora skillnader i akuttoxicitet. Den jord som hade den högsta arsenikhalten, sandjord 9 000 mg As/kg, hade den lägsta toxiciteten räknat per mängd tillförd arsenik. De övriga undersökta jordarna, sandjord 1 100 mg As/kg och lerjord 1 400 mg As/kg, hade betydligt högre toxicitet. En komplett $LD_{50}$-studie kunde ej utföras på grund av begränsningar i jordintag per mus, men akuttoxiciteten var endast något lägre än för natriumarsenat i löst form.

Upptagsstudierna tyder på att den högre toxiciteten av sandjord var kopplad till ett högre upptag av arseniken i magtarmkanalen och/eller högre bindningsbenägenhet i vävnaderna. Möjliga orsaker till skillnaderna i toxicitet och upptag mellan de olika jordarna, t ex förekomst av olika arsenikföreningar, variationer i jordarnas pH samt skillnader i mängd organisk substans och/eller andra ämnen i jorden som kan påverka upptaget av arsenik, diskuteras.

## Inledning

För att skydda trävirke mot angrepp av mikroorganismer som t ex olika svampar görs ofta en impregnering. I Sverige finns ca 200 företag som impregnerar virke. Ett 40-tal olika impregneringsmedel finns registrerade hos kemikalieinspektionen. De vanligaste består av en vattenlösning av koppar-, krom- och arseniksalter (AsV), vanligen kallade CCA-medel, eller oljelösliga medel som kreosot.

Det har visat sig att omgivningen, fr a marklagren, vid många träimpregneringsanläggningar under årens lopp blivit svårt förorenade av impregneringsmedlen. I och med att verksamheten vid vissa äldre träimpregneringsanläggningar lagts ner under senare år, har problem med kontaminerad jord på industriområden aktualiserats alltmer. Vid anläggningar där krom-koppar-arsenikföreningar (CCA-medel) använts vid impregneringen har jord med arsenikhalter i storleksordningen 5-10 mg As/g påträffats (Carnö, 1983). Mot bakgrund av att ett intag av ca 1-2 mg As/kg kroppsvikt i form av arseniktrioxid kan ge upphov till mycket allvarliga skador, eventuellt även med dödlig utgång (WHO, 1981), och att barn mycket väl kan tänkas få i sig något eller några gram jord, dvs upp till 10-20 mg As, vid lek utomhus, är det av största vikt att undersöka tillgängligheten och toxiciteten av den arsenik som finns i olika typer av kontaminerad jord. Resultatet av sådana undersökningar har stor betydelse som beslutsunderlag för det praktiska åtgärdsarbetet.

Arsenikens toxikologi är mycket komplex och beroende av många olika faktorer, t ex kemisk form, löslighet, i förekommande fall partikelstorlek och exponeringsväg, t ex inandning eller peroralt intag (WHO, 1981; Vahter, 1983). Man måste även ta hänsyn till att biotransformering, dvs kemisk eller biologiskt medierad modifiering av ursprungsföreningen, kan ske i naturen före exponeringen och/eller i kroppen efter intag.

Akuta och subakuta effekter av arsenik utgörs framför allt av sympton från mag-tarmkanalen (slemhinneirritation) liksom reversibla EKG-förändringar och benmärgsdepression (WHO, 1981; Pershagen och Vahter, 1984). Långvarig exponering för lägre doser kan leda till skador i perifera nervsystemet och benmärgen, perifera kärlskador samt hudförändringar i form av hyperkeratos, pigmentförändringar samt hudcancer. Inhalation av oorganisk arsenik har visats kunna ge lungcancer.

Vattenlösliga salter av arsenit (AsIII) och arsenat (AsV) tas snabbt upp i mag-tarmkanalen och distribueras till kroppens olika organ. Trevärd oorganisk arsenik är mycket reaktiv och binds framför allt till keratinrika vävnader, som hud, hår och vissa slemhinnor, i kroppen. Arseniken binds även till en rad olika enzym och funktionella grupper. Femvärd arsenik reduceras i viss utsträckning till trevärd i kroppen varför arsenatföreningar ger upphov till ungefär samma effekter som trevärda arsenikföreningar.

De arsenikföreningar som de aktuella områdena förorenats med är i de flesta fall koppar-krom (CrIII och CrVI)-arsenat(As-V)föreningar härrörande från impregneringsprocessen. Stora mängder impregneringslösning kan komma ut i marken från virke som tagits ut från impregneringstankarna för avrinning och torkning (Carnö, 1978). Dessutom har i flera fall läckage från uppsamlingstankar och -brunnar påvisats. Vid impregneringen används oftast en 2%-ig lösning av K 33 (kopparoxid, arseniksyra, kromsyra), innehållande 22% As, 12% Cu och 14% Cr. Arsenikkoncentrationen är ca 4 000 mg As/l. Ett pH omkring 2 krävs för att hålla blandningen i lösning. Då lösningen kommer ut i jord sker utfällning (pH 4).

Till följd av reduktion av krom(VI) till krom(III) sker utfällning av krom(III) hydroxid (grön färg). Enligt undersökningar vid Lantbruksuniversitetet i Uppsala tycks ca 20% av arseniken i jorden kunna extraheras ut med vatten.

Trots att CCA-medlen som sådana är att betraktas som mycket giftiga har det hävdats att det sker en övergång från lättlösligt salt, som lätt tas upp i mag-tarmkanalen, till en svårlöslig förening, som gör impregnerat virke i stort sett ofarligt att hantera (Carnö, 1983). Huruvida marklagren vid anläggningarna innehåller huvudsakligen svårlösliga föreningar, eller om även lättlösliga arsenikföreningar förekommer, är oklart. Det bör noteras att försurningen av miljön, och det därmed förknippade sjunkande pH i marklagren, medför ökad utlösning av de svårlösliga arsenikföreningarna.

På uppdrag av naturvårdsverket har vi undersökt toxiciteten

hos arsenikkontaminerad jord från en träimpregneringsanläggning i mellersta Sverige. Dessutom har vissa preliminära undersökningar av upptag av arsenik från mag-tarmkanalen utförts.

## Metodik och material

### Jordar

Tre olika typer av arsenikkontaminerad jord från en nedlagd träimpregneringsanläggning i Falun har erhållits från Sveriges Lantbruksuniversitet:

1) Sandjord ca 9 000 mg As/kg
2) Sandjord ca 1 000 " -
3) Lerjord ca 1 400 " -

För kontroll har koncentrationen arsenik i jordarna analyserats även vid SML med användande av arsingenerering/atomabsorptionsspektrofotometri efter inaskning. Dessa analyser gav 8 128, 1 060 respektive 1 350 mg As/kg för de tre jordarna.

### Försöksdjur

Möss (NMRI, 25-30 g) har valts som försöksdjur. Råttor är ej lämpliga för studier av arseniktoxicitet, eftersom de, i motsats till andra djurslag och människa, uppvisar en specifik ansamling av arsenik i blodet, där arseniken binds till de röda blodkropparnas hemoglobin.

### Administreringssätt

Metodiken för peroral administrering av jord till möss har utprovats i en serie förförsök. Direkt peroral administrering av i vatten uppslammad jord via magsond kan ej tillämpas eftersom stor del av jorden fastnar i sonden. Administrering av jord i gelatinkapslar kan hos möss ske endast genom att kapslarna opereras in i magsäcken. Även marknadens minsta gelatinkapslar är för stora för passagen genom matstrupen hos möss.

Vid utblandning av jorden med krossad muspellet och socker, och tillsats av vatten till grötkonsistens, kan möss fås att själva äta upp små mängder (ca 1-1,5 g) jord. Genom att utfodra mössen med endast vatten under drygt ett dygn före administreringen av jordblandningen åt mössen merparten av en portion innehållande ca 1-1,5 g jord inom loppet av en timme. Detta administreringssätt har använts i de aktuella undersökningarna.

### Toxicitetsstudier

Akuttoxiciteten ($LD_{50}$) hos arsenikkontaminerad jord har undersökts genom att utfodra möss med jord-pellet-sockerblandning. Grupper om fem möss (NMRI-möss; hanar ca 25 gram, honor ca 20 gram) administrerades endast vatten under 1,5 dygn, varefter petriskålar med jord-pellet-sockerbland-ningar sattes in i burarna. Efter ett par timmar togs skålarna med eventuellt ej

uppäten jordblandning (mindre än 25% i samtliga fall) bort. Djuren observerades därefter i minst 72 timmar. För jämförelse har grupper om fem möss administrerats vattenlösning av natriumarsenat via magsond.

Upptagsstudier

Grupper om 2-3 möss administrerades engångsdoser av olika jordar. Efter 2-4 timmar sövdes djuren med eter och avlivades genom dekapitation. Merparten blod avtappades och lever och njure togs ut för analys av arsenikinnehåll med atomabsorptionsspektrofotometri. För jämförelse administrerades (magsond) 5 möss engångsdoser av en vattenlösning av $^{74}$As-märkt natriumarsenat, varefter $^{74}$As-halten i lever och njure uppmättes genom gammamätningar.

Arsenikanalyser

Totalhalten av arsenik i organ har bestämts efter en förbehandling omfattande homogenisering, tillsats av en blandning av magnesiumoxid och magnesiumnitrat, torkning i värmeskåp under natten vid 105°C, torrinaskning vid 450°C under 12,5 timmar via en programmerbar muffelugn, samt upplösning av arseniken med 3M HCl. Den instrumentella analysen av As har utförts med hydridgenerering (Perkin Elmer MHS-20) och atomabsorptionsspektrofotometri (Perkin Elmer 303, försedd med en EDL-lampa och deuterium bakgrundskorrektion). Standardkurvor har gjorts från $As_2O_5$-lösningar i 3M HCl och signalytan har genomgående använts för utvärderingen. För kontroll av analysnoggrannheten har vi använt ett referensvatten (U.S. NBS) med ett certifikerat värde på 76±7 ng As/ml samt kontrollanalys av ett antal prover med neturonaktivering (IVL).

Bestämning av halten $^{74}$As-arsenik i organ har utförts med gammaräknare (Searle, Nuclear Chicago). Mängden $^{74}$As-arsenik i proven beräknades efter jämförelse med standardprov av känd specifik aktivitet.

Resultat

Tabell 1 visar att $LD_{50}$ för en vattenlösning av natriumarsenat är ca 35-40 mg As/kg kroppsvikt hos möss.

För undersökning av akuttoxicitet administrerades jord 1 (sandjord ca 9 000 mg As/kg) i doser upp till 45 g jord/kg kroppsvikt, motsvarande 400 mg As/kg kroppsvikt (Tabell 2), vilket är ca 10 ggr mer än $LD_{50}$-dosen för natriumarsenatlösningen. Som framgår av tabell 2 inträffade inga dödsfall. Inte i något fall blev mössen ens synbart påverkade av den tillförda jorden. Jord 2 och 3 kunde på grund av de lägre arsenikkoncentrationerna ej administreras i lika höga doser (med avseende på arsenik) som jord 1. Trots detta blev djuren märkbart påverkade av jordtillförseln. Med jord 2 (sandjord, 1 100 mg As/kg) dog två av de totalt 10 administrerade mössen vid doser om 40-50 mg As/kg kroppsvikt eller 35-50 g jord/kg kroppsvikt (Tabell 3). Detta är endast något över $LD_{50}$-dosen för natriumarsenat.

*Tabell 1. Akuttoxicitet ($LD_{50}$) av vattenlösning av natriumarsenat hos mus. (NMRI, 25–30 g)*

| Dos mg As/kg kroppsvikt | Dödlighet honor | Dödlighet hanar |
|---|---|---|
| 30 | 0/5 | 1/5 |
| 34 | 1/5 | 2/5 |
| 36 | 4/5 | 4/5 |
| 38 | 3/5 | 3/5 |
| 40 | 5/5 | 3/5 |
| 42 | 5/5 | 3/5 |
| 44 | 5/5 | 3/5 |
| 46 | 5/5 | 4/5 |

Med jord 3 (lerjord, 1 400 mg As/kg) inträffade ett dödsfall (av totalt 12 administrerade möss) vid en arsenikdos om 50-60 mg As/kg kroppsvikt eller 33-43 g jord/kg kroppsvikt (Tabell 4). Samtliga möss blev synbart påverkade av både ler- och sandjorden. En del möss blev hyperaktiva och slängde sig runt i buren, medan andra blev mer apatiska.

Tabell 5 visar koncentrationen av arsenik i lever och njure från möss som intagit de arsenikkontaminerade jordarna. För jämförelse har arsenikkoncentrationen i lever och njure från möss som erhållit en engångsdos av $^{74}$As-märkt natriumarsenat i vattenlösning angivits.

Som framgår ger en dos om 110 µg As i form av jord 2 (sandjord, 1 100 mg As/kg) ungefär lika höga halter arsenik i organen som en fyra gånger högre dos As i form av jord 1 (sandjord, 9 000 mg As/kg). Högsta organhalterna erhölls med en dos om 120 µg As i form av jord 3 (lerjord, 1 400 mg As/kg).

Diskussion

Undersökningarna visar att $LD_{50}$ för en vattenlösning av natriumarsenat är ca 35-40 mg As/kg kroppsvikt hos mus. Tidigare rapporterade akuttoxicitetsundersökningar med arsenatföreningar har huvudsakligen utförts på råtta. Franke och Moxon (1936) rapporterade orala $LD_{75}$-värden om ca 4,5 mg As/kg för natriumarsenit och ca 16 mg As/kg för natriumarsenat för råtta. Harrisson et al (1958) rapporterade att oralt $LD_{50}$ för en vattenlösning av arseniktrioxid (i princip arsenit) var 25-40 mg As/kg hos mus, beroende på ålder och ras. Akuttoxiciteten hos arsenikföreningar är vidare beroende av om substansen tillförs i löst eller fast form. Sålunda finns visat på råtta att natriumarsenit, som är mycket lättlösligt i vatten, har ca 10 gånger högre toxicitet än den mer svårlösliga arseniktrioxiden, då båda preparaten administrerades i fast form i gelatinkapslar (Done och Peart, 1971). Detta beror främst på

*Tabell 2. Undersökning av toxicitet av arsenikkontaminerad sandjord (9000 mg As/kg) från träimpregneringsanläggning hos möss*

| Antal möss | Vikt g | Jord blandning | % uppätet | Dos jord mg | Dos jord mg/kg kroppsvikt | Dos As mg | Dos As mg/kg kroppsvikt | Anmärkning |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 5 | 21.7±0.36 | 0.15 g jord<br>1.0 g pellet<br>0.35 g socker<br>1.5 g | 80 | 120 | 5 500 | 1.1 | 50 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |
| 5 | 20.5±0.86 | 1.24 g jord<br>1.24 g pellet<br>0.62 g socker<br>3.1 g mat | 50 | 620 | 30 000 | 5.6 | 270 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |
| 5 | 20.8±0.63 | 1.86 g jord<br>0.56 g pellet<br>0.56 g socker<br>3.2 g mat | 80 | 930 | 45 000 | 8.4 | 400 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |
| 2 | 30 | 0.47 g jord<br>0.94 g pellet<br>0.25 g socker<br>1.66 g mat | 75 | 350 | 14 000 | 3.2 | 125 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |
| 2 | 30 | 0.94 g jord<br>0.94 g pellet<br>0.5 g socker<br>2.4 g mat | 75 | 710 | 28 000 | 6.3 | 250 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |
| | | 1.4 g jord<br>0.94 g pellet<br>0.5 g socker<br>2.8 g mat | 50 | 700 | 28 000 | 6.3 | 250 | Ingen synbart påverkad<br>Normal avföring |

*Tabell 3. Undersökning av toxicitet av arsenikkontaminerad sandjord (1100 mg As/kg) hos möss*

| Antal möss | Vikt g | Jord blandning | % upp-ätet | Dos jord | | Dos As | | Anmärkning |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | mg | mg/kg kroppsvikt | mg | mg/kg kroppsvikt | |
| 5 | 26 | 1.5 g jord<br>0.2 g pellet<br>0.2 g socker<br>2.0 g | 80 | 1 320 | 50 800 | 1.3 | 51 | Alla möss mådde dåligt<br>1 mus dog |
| 5 | 23 | 1 g jord<br>0.2 g pellet<br>0.3 g socker<br>3.1 g mat | 80 | 800 | 35 000 | 0.9 | 39 | Alla möss mådde dåligt<br>1 mus dog |

*Tabell 4. Undersökning av toxicitet av arsenikkontaminerad lerjord (1400 mg As/kg) hos möss*

| Antal möss | Vikt g | Jord blandning | % upp-ätet | Dos jord mg | Dos jord mg/kg kroppsvikt | Dos As mg | Dos As mg/kg kroppsvikt | Anmärkning |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 30 | 1 g jord<br>1 g pellet<br>0.5 g socker<br>2.5 g | 75 | 750 | 25 000 | 1.1 | 35 | Ingen synbart påverkad |
| 2 | 30 | 1.5 g jord<br>0.75 g pellet<br>0.5 g socker<br>2.75 g mat | 75 | 1 125 | 37 500 | 1.6 | 52 | Ingen synbart påverkad |
| 3 | 26 | 1.5 g jord<br>0.2 g pellet<br>0.3 g socker<br>2.0 g mat | 75 | 1 125 | 43 270 | 1.6 | 60 | Alla möss mådde dåligt<br>1 mus dog |
| 5 | 23 | 1 g jord<br>0.2 g pellet<br>0.3 g socker<br>1.5 g mat | 75 | 750 | 32 600 | 1.1 | 48 | Alla möss mådde dåligt men ingen dog |

*Tabell 5. Koncentration av arsenik i lever och njure från möss som intagit arsenikkontaminerad jord från träimpregneringsanläggning. För jämförelse har koncentrationen i lever och njure från möss som endast erhållit pellet– och sockerblandning och möss som erhållit en vattenlösning av $^{74}As$–märkt natriumarsenat angivits.*

| Administrering | Dos µg/As | 2 h (N=3) µg As/g Lever | Njure | 4 h (N=2) µg As/g Lever | Njure |
|---|---|---|---|---|---|
| 0.1 g sandjord, 1 100 mg/kg<br>0.7 g pellet<br>0.2 g socker | 110 | 0.95±0.14 | 0.89±0.10 | 1.64/1.92 | 1.76/1.85 |
| 0.05 g sandjord, 9 000 mg/kg<br>0.7 g pellet<br>0.2 g socker | 450 | 0.87±0.26 | 0.89±0.17 | 1.23/1.24 | 1.85/1.28 |
| 0.15 g sandjord, 9 000 mg/kg<br>0.6 g pellet<br>0.2 g socker | 1 350 | 2.7±1.2 | 2.7±1.1 | - | - |
| 0.1 g lerjord, 1 400 mg/kg<br>0.7 g pellet<br>0.2 g socker | 120 | 2.9±0.24 | 2.32±0.38 | 2.4/2.0 | 2.3/- |
| 0.7 g pellet<br>0.2 g socker | 0 | 0.14±0.06 | 0.14±0.07 | 0.18/0.12 | 0.35/0.16 |
| $^{74}As$-arsenat (N=5) | 120 | 5.1±1.2 | 4.0±0.5 | 3.5/1.0 | 3.1±0.8 |

skillnader i absorption i mag-tarmkanalen.

Det kan tilläggas att akuttoxiciteten är lägre hos mus, liksom hos flertalet andra försöksdjur, än hos människa (WHO, 1981). Detta beror framför allt på effektivare avgiftning av arseniken genom metylering hos flertalet försöksdjur jämfört med människa (Vahter, 1983).

De undersökta jordarna uppvisade stora skillnader i akuttoxicitet. Den jord som hade den högsta arsenikhalten, sandjord 9 000 mg As/kg, hade den lägsta toxiciteten räknat per mängd tillförd arsenik. Den kunde tillföras mössen i mängder motsvarande 10 gånger $LD_{50}$ för natriumarsenat utan märkbar påverkan på djuren. De övriga undersökta jordarna, sandjord 1 100 mg As/kg och lerjord 1 400 mg As/kg, hade betydligt högre toxicitet. Även om fullständiga $LD_{50}$-studier ej kunde genomföras på grund av begräns-ningen i den mängd jord som mössen kunde fås att intaga, inträffade några dödsfall vid doser 40-50 mg As/kg kroppsvikt med sandjorden (1 100 mg As/kg) och ca 60 mg As/kg kroppsvikt med lerjorden (1 400 mg As/kg), dvs doser som är endast något högre än $LD_{50}$ för natriumarsenat.

Resultaten av upptagsstudierna tyder på att den högre toxiciteten av sandjord en innehållande 1 100 mg As/kg, och lerjord en innehållande 1 400 mg As/kg, en var kopplad till ett högre upptag av arseniken i mag-tarmkanalen och/eller högre affinitet till vävnaderna.

Orsaken till skillnaderna i toxicitet och upptag mellan de olika jordarna är ej känd. En möjlig förklaring kan vara att de olika jordarna kontaminerats med olika arsenikföreningar, och att olikheter i löslighet mellan dessa ger skillnader i toxicitet. Variationer i pH i jorden påverkar lösligheten och skulle också kunna vara en bidragande orsak.

Vid visuell undersökning av de olika jordarna i torrt tillstånd verkade jord 1 (sandjord, 9 000 mg As/kg) innehålla mer organisk substans än jord 2 (sandjord ca 1 100 mg As/kg). Detta blev ännu tydligare då jordarna tillsattes något vatten. Jord 2 vättes genast och liknade "badstrands-sand", medan jord 1 knappast vättes alls. Jord 1 tycktes "fet" så att vattendropparna ej trängde in i jorden. Lerjorden vättes mycket snabbt och liknade våt svart lera. Det synes således troligt att skillnader i jordtyp kan ha påverkat toxiciteten. Skillnaderna i vätbarhet skulle t ex mycket väl kunna förklara skillnader i upptag i mag-tarmkanalen. Kemiska och fysikaliska karaktäristika hos de arsenikkontaminerade jordarna är föremål för undersökning vid Lantbruksuniversitetet (Dr Johan Bergholm). Resultaten kan förhoppningsvis underlätta utvärderingen av de funna resultaten rörande toxiciteten.

Sammanfattningsvis kan konstateras att arsenikkontaminerad jord från träimpregneringsanläggningar kan ha mycket varierande akut toxicitet. Två av de undersökta jordarna uppvisade en akuttoxicitet som endast var något lägre än natriumarsenat i löst form. Ytterligare undersökningar på olika jordtyper bör utföras för att få kunskap om vilka faktorer som påverkar toxiciteten. I avvaktan på ytterligare undersökningar bör jord

från träimpregneringsanläggningar betraktas ha ungefär lika toxicitet som jord innehållande arsenat i löst form.

Referenser

Carnö, B. (1978). Miljöskyddsfrågor vid industriell träskyddsbehandling. SNV PM 1118. Statens naturvårdsverk.

Carnö, B. (1983). Temadag i Falun 83-04-14. Urlakning i samband med impregnering. PM Statens naturvårdsverk, tekniska avdelningen.

Done, A.K. and Peart,, A.J. (1971). Acute toxicities of arsenical herbicides. Clin. Toxicol. 4:343-355.

Franke, K.W. and Moxon, A.L. (1936). A comparison of the minimum fatal doses of selenium, tellurium, arsenic and vanadium. J. Pharmacol. exp. Ther. 58:454-459.

Harrison, J.W.E., Packman, E.W. and Abbott, D.D. (1958). Acute oral toxicity and chemical and physical properties of arsenic trioxides. A.M.A. Arch. ind. Health, 17:118-123.

Pershagen, G. och Vahter, M. ((1984). Hälsoeffekter av arsenik. (Läkartidningen, Vol. 81, nr 36).

Vahter, M. (1981). Biotransformation of trivalent and pentavalent inorganic arsenic in mice and rats. Environ. Res. 25:286-293.

Vahter, M. (1983). Metabolism of inorganic arsenic in relation to chemical form and animal species. Akademisk avhandling, Karolinska Institutet, Stockholm.

WHO (1981). Arsenic - Environmental Health Criteria 18. World Health Organization, Geneva.

# HÄLSORISKBEDÖMNING AV ARSENIKKONTAMINERAD MARK

Lennart Dock och Marie Vahter
Institutet för Miljömedicin, Karolinska institutet
Box 60208, 104 01 Stockholm

Institutet för miljömedicin (IMM) har fått i uppdrag att utföra en toxikologisk utvärdering av föroreningar i mark på en fastighet där det tidigare har legat ett sågverk som bl a framställt tryckimpregnerade trävaror. Vid impregneringen har framför allt preparat innehållande koppar, krom och arsenik (CCA-medel), men även pentaklorfenol använts. Impregneringen av virke med arsenikpreparat pågick från 1940-talet fram till november 1978 då verksamheten upphörde och en viss sanering av området genomfördes.

Hälsoriskbedömningen av den kontaminerade marken baserades främst på de akuttoxiska och kroniska effekterna av arsenik.

Marken vid det gamla impregneringsverket är så kontaminerad av arsenik att åtgärder måste vidtagas för att förhindra att allmänheten, framför allt barn, kommer i kontakt med marken. Arsenik i halter som kan ge allvarliga akuttoxiska effekter, framför allt hos små barn, finns ända ned till 3 meters djup. Ett enstaka intag av 10 g jord med en arsenikhalt av 1000 µg/g kan hos ett litet barn (10 kg) ge en dödlig dos. En tiondel av denna halt (100 µg/g) kan vid upprepade intag medföra allvarliga hälsoeffekter.

I mark som skall användas för bostadsbebyggelse, daghem, skola eller lekplats, där små barn kan tänkas exponeras kontinuerligt, bör arsenikhalten ej överskrida den naturliga bakgrundshalten för markjord, dvs omkring 10 µg/g. Denna halt beräknas kunna medföra ett genomsnittligt dagligt intag av 2 µg As hos små barn vid lek utomhus och enstaka intag av större mängder jord bedöms inte utgöra någon akut hälsorisk.

I mark som skall användas för annat ändamål och där små barn ej vistas, beräknas en arsenikhalt i jord om 100 µg/g medföra ett extra tillskott av arsenik på 0,5 µg/dag i genomsnitt för en vuxen person som vistas utomhus, dvs 2,5-5 % av det uppskattade genomsnittliga dagliga intaget via födan. Ett dagligt intag av 0,5 µg As under 40 år kan beräknas motsvara en livstidsrisk för hudcancer på $4\text{-}8 \times 10^{-6}$.

## DISKUSSION LENNART DOCK

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Du antydde att vid föroreningar i samband med träimpregnering, uppträder arsenik, koppar och krom alltid tillsammans, och att det av den anledningen oftast är tillräckligt att bry sig om arseniken. Undersöker och sanerar man med avseende på arsenik så får man kopparn och kromet, så att säga med på köpet.

Det kan vara farligt att uttrycka sig så. Lösligheten och rörligheten för de tre olika metallerna är olika, t ex så går kopparn ofta djupare än vad arsenik och krom gör.

*Björn Kihlgren, Miljö- och hälsoskyddskontroret, Vallentuna kommun*

Du redovisade markanalysresultat från en impregneringsplats där det var mycket höga föroreningshalter i marken. Du gick aldrig in på resultaten från de vattenanalyser som gjorts. Var togs vattenproverna? Avsåg de yt- eller grundvatten? Har Du någon förklaring till varför halterna är så låga?

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Vad jag vet så hänför sig värdena till grundvattenprover, tagna en bit ifrån de mest kontaminerade området. De låga värdena kan möjligen förklaras av att provtagningen varit ofullständig.

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Provtagningspunkterna för grundvattenproverna var i det aktuella fallet placerade, dels mitt i det mest kontaminerade området, dels 20 meter därifrån. Proverna är dessutom tagna på ett mycket vederhäftigt och seriöst sätt. Analysresultaten tyder, enligt mitt sätt att se, på att spridningsrisken till grundvattnet i det här fallet inte är särskilt stor.

*Lennart Lorick, Kjessler & Mannerstråle AB*

Den fältpersonal som ibland är ute och tar vattenprover exponeras i vissa fall för halter upp till ett par hundra mg arsenik per liter vatten. Har Du någon kommentar till de eventuella risker den här personalen utsätts för?

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Eftersom det rör sig om mycket kortvarig exponering tror jag inte att det föreligger någon risk för den här personalen. Kortvarig exponering kan dock relativt enkelt bestämmas genom att analysera oorganisk arsenik i urinen. Den mesta arsenik som vi normalt får i oss är organisk arsenik från fisk och skaldjur. Denna arsenik måste då givetvis räknas bort.

*Harald Norin, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL)*

Du visade i din inledning några toxikologiska data. Gällde de arsenit (trevärd As) eller arsenat (femvärd As)? Dessa olika former av arsenik har väldigt olika toxicitet.

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Värdena visar den toxicitet jorden i sig hade med de former arseniken hade i jorden. Toxiciteten liknade däremot den toxicitet natriumarsenat har, men vi har inte specificerat jorden på dess innehåll av de olika arsenikformerna.

*Erik Borsholt, Dansk Teknologisk Institut, Danmark*

Mycket av Dina beräkningar bygger på vissa givna förutsättningar. Har Du några uppgifter om fall där man kunnat konstatera någon påverkan p g a jord som är kontaminerad till de angivna föroreningsnivåerna? Jag tänker då främst på svenska förhållanden.

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Problemet med dessa riskuppskattningar är att de bygger på dos/responssamband som kommer från vissa områden på jorden där människor framförallt exponerats för höga halter arsenik via dricksvattnet. Det är utifrån sådana värden man gjort extrapoleringar.

Det är bl a mot bakgrund av detta som det är så viktigt att poängtera att de värden som vi anger inte på något vis är att betrakta som gränsvärden. De är framräknade utifrån en serie överväganden och förutsättningar. Värdena är säkert behäftade med mycket stor osäkerhet, i vissa fall kan det rent av vara rena felkällor som smygit sig in. Värdena sätts därför med mycket stor reservation.

*Johan Bergholm, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

De jordar som IMM använt i de toxikologiska studierna är samma jordar som jag arbetat med i mina försök. Det kan därför kanske vara intressant att veta att jorden med den högsta arsenikhalten är tagen direkt utanför en impregneringsanläggning vilket innebär att arseniken föreligger som kromarsenater som fällts ut direkt i jorden.

Lerjorden däremot är tagen intill själva impregneringsanläggningen där arseniken transporterats igenom själva anläggningsområdet och till slut hamnat i lerjorden, som ligger i ett område intill Mälaren där grundvattnet ofta är högt, ibland ända upp till markytan. Av den anledningen skulle det i detta fallet vara intressant att bestämma i vilken form arseniken föreligger i den jorden.

*Per-Olof Kättström, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Östergötlands län*

I de värden du redovisade från undersökningarna på möss, uttrycktes värdena räknade som arsenat eller som arsenik?

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Värdena är omräknade till mängd arsenik.

# VAD SÄGER EGENTLIGEN ANALYSVÄRDENA? PROVTAGNINGS- OCH ANALYSMETODIK

C90339

Harald Norin, IVL Stockholm

## ARSENIK

### Arsenikföreningar

För träimpregnering utnyttjas idag huvudsakligen ett kromkoppararsenat (innehållande 21-34% $As_2O_5$) som appliceras under tryck. Arsenatet reagerar med trä och bildar svårlösliga föreningar. Dessa skyddar virket för svamp och insektsangrepp. Arsenik tillföres marken via spill och utlakning huvudsakligen från den behandlade träytan. I Sverige behandlas årligen omkring 250 000 $m^3$ virke med ovan nämnda typ av träimpregnering.

Arsenat är den termodynamisk mest stabila arsenik-föreningen och är den dominerande arsenikföreningen i luftade jordar. Genom mikrobiologisk aktivitet i marklagren kan oorganisk arsenik oxideras/reduceras dvs arsenat övergår i arsenit och arsenit till arsenat.

Oorganisk arsenik kan omvandlas till enkla metyl-arseniksyror. Ett antal mikroorganismer har rapporterats metylera oorganisk arsenik. Metyleringen kan ske i såväl aerob som anaerob miljö. Bildade metylarsiner oxideras tämligen snabbt av luftens syre till enkla metylarseniksyror. Vidare sker en mikrobiologisk demetylering av organisk arsenik till koldioxid och oorganisk arsenik. Metyleringsprocesserna är sannolikt av underordnad betydelse i vårt klimat.

Oorganisk arsenik såsom arsenat, arsenit och enkla metylerade arseniksyror (mono- och dimetylarseniksyra) bildar mycket svårlösliga komplex med mineraler och katjoner i marklagren (Blanck et al 1989 med ref).

### Provtagning

Sediment och jordprover kan tas med olika typer av provtagare. Prover måste i ostört skick omedelbart omhändertas och kan förvaras i plastpåsar eller plastburkar. Oxidation av proverna kan förhindras genom att minimera lufttillgången via väl fyllda prov-tagningskärl och en snabb djupfrysning. Eventuell mikrobiologisk aktivitet minimeras också av djupfrysning (Blanck et al 1989 med ref).

Vattenprover. Låga koncentrationer av arsenikföreningar i vatten minskar långsamt med tiden om inte proverna stabiliseras för att förhindra reduktion och adsorptionseffekter. Proverna måste därför analyseras inom några timmar eller frysas och lagras. Prover av naturliga vatten kan med fördel uppsamlas och förvaras i burkar av polyetylen eller polyvinyl.

Vid studier av låga halter arsenit måste provet frysas och förvaras fruset intill analystillfället. Saltinnehållande vatten (t ex havsvatten) kräver mycket snabb infrysning för att förhindra bildning av aggressiva lokala saltmiljöer.

Metylering av oorganisk arsenik i biologiskt aktiva prover kan förändra provets sammansättning. För att förhindra koncentrationsförändringar av metylerade arsenikföreningar kan provet surgöras med 0.05 M HCl (Blanck et al 1989 med ref).

## ANALYSMETODER

### Totalarsenik

Proverna måste förbehandlas och denna behandling är beroende av provtyp. Vattenprover behandlas med salpetersyra, väteperoxid och UV-ljus. Biologiskt material torrinaskas tillsammans med magnesiumnitrat och magnesiumoxid och upplöses i saltsyra. Sediment och jord torkas och våtinaskas i en blandning av salpetersyra, perklorsyra och svavelsyra. Den oorganiska arseniken överföres till trevärd arsenik med natriumjodid och bestäms efter reduktion till arsin med flamlös atomabsobtionsspektrofotometri.

### Specifik bestämning av As(III) och As(V)

Arsingenerering. Vid reduktion av oorganisk arsenik med natriumborhydrid vid pH>4 reduceras endast trevärd arsenik. Femvärd arsenik reduceras vid pH 1-2 tillsammans med metylerade arseniksyror och måste separeras från dessa. Arsinerna bestäms med elementspecifika detektorer såsom atomabsorptionspektromeri, atomemissionsspektrometri och masspektrometri.

Selektiv extraktion av trevärd oorganisk arsenik från vatten och biologiskt material kan ske genom extraktion av arseniktriklorid med toluen från en 9 M HCl lösning av provet. Femvärd arsenik kan sedan extraheras med samma procedur efter reduktion till As(III).

Jonbytare. As(III) och As(V) kan separeras på jonbytaren AG 3-X4A genom att eluera arseniken med buffert (pH=6.5) och 2 M HCl (Vahter & Norin 1980).

### Separation av oorganisk från organisk arsenik

Destillation. Separation av oorganisk arsenik från stabila organiska arsenikföreningar utföres genom selektiv destillation vid 110°C av oorganisk arsenik i form av arseniktriklorid efter tillsats av 6.6 M HCl och koncentrerad HBr (Lunde 1973, Flanjak 1982, Norin et al 1985).

Extraktionsmetoder för oorganiska och organiska arsenikföreningar från jord och sediment

Extraktionsutbytet är beroende av extraktionsprocedur och extraktionsbetingelser. Man använder i allmänhet omväxlande sura och basiska betingelser och ofta tillsammans med salter i hög koncentration. Höga utbyten har t ex rapporterats vid upprepad extraktion med HCl-, lut- och natriumkloridlösningar (Blanck et al 1989 med ref).

Separation av oorganiska och organiska arsenikföreningar

Arsingenerering. Enkla metylerade arseniksyror (monometyl-, dimetylarseniksyra och trimetylarsinoxid) kan reduceras till metylerade arsiner med natriumborhydrid. Arsinerna separeras och detekteras med elementspecifika detektorer. Utbytet av bildade arsiner påverkas av ett flertal parametrar såsom pH och mängden tillsatt natriumborhydrid. Trimetylarsinoxid och dimetylarseniksyra är särskilt känsliga för saltsyrakoncentrationen.

Vätskekromatografi i kombination med induktivt kopplad plasma (ICP) har använts för analys av organiska arsenikföreningar. Dessa separerades bäst på en stark anionbytare.

Jonbytare. För separation av oorganisk arsenik och metylerade arseniksyror används ofta en stark katjonbytare (AG50W-X8, 100-200 mesh). Kolonnlängden är kritisk och bör vara 20-30 cm. Arsenit och arsenat samt dimetylarseniksyra och trimetylarsinoxid co-kromatograferar. Kolonnen separerar föreningarna dels genom gelfiltrering och dels via jonbytarprinciper när kolonnen elueras med sekvensen 0.5 M HCl, dest $H_2O$, 5% $NH_4OH$ och 20% $NH_4OH$. Arsenikföreningarna kan lämpligen bestämmas med hydridgenering/atomabsorptionsspektrometri Blanck et al 1989 med ref).

KREOSOT

Kreosot är en extremt komplex kemisk blandning som erhålls genom destillation av stenkolstjära. Den kreosot som används för impregnering av trä erhålls vanligen i destillationsintervallet 200-350°C. Vätskan har en mycket karaktäristisk skarp lukt (naftalen, fenol) och en gul till svart färg.

Flera hundra kemiska föreningar har identifierats i kreosot där ett tjugotal ämnen utgör huvuddelen. Av dessa utgör 18 stycken 90% av totala produkten. Dessa utgöres av aromatiska kolväten och deras kväve och syre heterocykliska analoger.

Omfattande kreosotkontamineringar av naturen har rapporterats från ett flertal länder där gamla impregneringsanläggningar ofta har varit källan (Sundström et al 1986).

Provtagning

Sediment och jordprover. En grov besiktning av proverna är alltid bra att utföra vid

provtagningstillfället. Skall gradienter av kreosothalter i jord eller sedimentproppar undersökas är det viktigt att prover tas och förvaras på ett sådant sätt att lagerföljderna förblir ostörda. Prover insamlas och förvaras i polyeten eller polyvinylburkar.

Vatten. Vattenprover insamlas och förvaras i glasflaskor med glasproppar eller teflonklädda korkar. Prover förvaras i kylrum eller kylskåp fram till analystillfället.

Analysmetoder

Proverna extraheras vanligtvis med aceton och/eller metylenklorid, renas och överföres till lämpligt lösningsmedel, vanligen hexan.

Vid kvalitativa och kvantitativa bestämningar av kreosot används i allmänhet en gaskromatograf utrustad med en flamionisationsdetektor (GC-FID) eller en vätskekromatograf med en fluorecensdetektor. Man undersöker den kvalitativa och kvantitativa sammansättningen hos en teknisk kreosotprodukt och jämför resultaten med de som erhålls från provextrakt (Jordprover, sediment, vatten och biologiskt material). Vanligtvis utgår man från ett begränsat antal föreningar som återfinnes i prov och standard (Larsson 1986, Sundström et al 1986).

REFERENSER

Blanck H et al (1989). Advanced Hazard Assessment of Arsenik in the Swedish Environment. In: Chemicals in the Aquatic Environment. Ed L Landner. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Sid 260-270.

Flanjak JJ (1982).Sci. Food Agric 33, 579.

Larsson P-E (1986) Kreosot i Otterbäcksviken. Biologisk inventering och kemisk karakterisering. IVL Rapport B 841.

Lunde G (1973). J Sci Agric 24, 1021.

Norin et al (1985). Chemosphere 14, 325.

Sundström G et al (1986). Creosote. In: The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 3/Part D. Ed O. Hutzinger. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Sid 159-205.

Vahter M och Norin H (1980). Environmental Research 21, 446.

## DISKUSSION HARALD NORIN

*Kent Nilsson, Svenska Träskyddsinstitutet*

Vi har nu fått höra mycket om hur man kan och bör göra när man analyserar dessa föroreningar i mark och vatten. Möjligheterna är som vi kan se många. Hur gör man i praktiken idag? Tas det hänsyn till de olika former föroreningarna kan förekomma i?

*Harald Norin, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL)*

Vid arsenikanalyser i samband med tryckimpregnering tror jag inte att man undersökt olika arsenikformer särskilt mycket. Jag tror däremot att det kan vara viktigt att skilja på trevärd och femvärd arsenik. Vi har ju tidigare idag hört att man inte riktigt vetat i vilken form arseniken föreligger. Förhållandet mellan trevärd och femvärd arsenik tror jag skulle kunna ge intressant information, bl a eftersom de olika formerna uppvisar så olika toxicitet. Däremot tror jag att metyleringsprocesserna av arsenik är av underordnad betydelse i detta sammanhang.

*Peter Solyom, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL)*

Det har utförts försök i USA där man undersökt avgången av arsenik till luften. Man fann att upp till 30% av den applicerade oorganiska arseniken kunde avgå i gasform.

*Harald Norin, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL)*

Jag skulle tro att det har mycket med klimatet att göra. I varmare klimat kommer de mikrobiologiska processerna att vara av stor betydelse i att metylera arseniken varvid det är möjligt att arseniken avgår i gasform som arsiner.

Liknande saker finns rapporterade från USA, i fall där man använt metylerad arsenik som bekämpningsmedel inom skogsbruket, och i samband med det kunnat konstatera avgång av arsiner.

**KEMIKALIEINSPEKTIONEN**
Enheten för
bekämpningsmedel
Vibeke Bernson
Tel 08-730 6768

1990-11-08

**Risk - nytta värdering vid godkännande av träskyddsmedel**

Den övergripande målsättningen med kemikaliekontrollen är att användningen av kemiska produkter inte skadar hälsa eller miljön.

Enligt lagen om kemiska produkter ligger ansvaret på tillverkare och importörer av kemiska produkter - de ska själva undanröja risker.

Myndigheternas uppgift är att fastställa åtgärdsnivåer t ex genom föreskrifter och allmänna råd. Kemikalieinspektionen inspekterar också att tillverkare och importörer tar sitt ansvar enligt lagen.

För bekämpningsmedel (inkl. träskyddsmedel) har lagstiftarna ansett det inte är tillräckligt att i efterhand granska tillverkarnas/importörernas bedömningsunderlag utan de har valt att låta Kemikalieinspektionen göra en förhandsgranskning av om medlen är acceptabla.

Förhandsgranskning av träskyddsmedel innebär att tillverkaren ansöker om godkännande för ett medel och bifogar de studier av medlets hälso- och miljöegenskaper och annan dokumentation som han önskar åberopa. Kemikalieinspektionen gör en granskning av inkommen dokumentation samt hör med användarna om det finns behov av medlet.

Allt fler länder har valt att införa förhandsgranskning av träskyddsmedel. Lagstiftningen i alla dessa länder innehåller en § som mer eller mindre ordagrant anger att bekämpningsmedel (träskyddsmedel) endast får godkännas om de är effektiva och kan användas på ett sätt acceptabelt för hälsan och miljön. Riskacceptansen varierar dock i olika länder se nedan risk-nytto-värderingen.

För att kunna göra en bedömning av vad som är acceptabelt för hälsa och miljö behövs bl a uppgifter om träskyddsmedlets giftighet för växter, djur och mikroorganismer och tester av medlets nedbrytbarhet och ev bioaccumulerande egenskaper.

Dessa data sammanställs i en faroanalys se *Fig 1*. Resultaten från tester på djur ger ofta betydande tolkningsproblem. I förarbetena till lagen om kemiska produkter är det sagt att en sådan osäkerhet inte skall drabba allmänheten utan den som vill marknadsföra en kemikalie.

För att sedan kunna avgöra vilken risk medlet kan utgöra behövs också kunskap om exponering av människor och miljön under träskyddsmedlens/impregnerade varors hela livscykel.

Exponering vid uttag av impregnerat virke, vid hantering av virket efter impregneringen och vid sågning. Eventuellt avgivande av träskyddsmedel under virkets livslängden ända fram till exponering av människa och miljö vid destruering och omhändertagande av t ex aska efter förbränning.

För att ett träskyddsmedel skall godkännas fordras också att det är effektivt dvs lämpligt för sitt ändamål. Ett nytt medel jämförs dessutom med andra medel och om det finns andra medel som är klart mindre giftiga som täcker samma användningsområde så avslås det giftigare medlet.

I konsekvensanalysen görs en övergripande bedömning av vilka alternativa metoder och andra material det finns som kan täcka samma funktion.

Till slut görs en risk-nytto-värdering. Denna bedömning grundar sig på samhällsvärderingar av vilken risk som från samhällets synpunkt är acceptabla vid beslutstillfället.

Nuläget är att riksdag och regering har uttalat att riskerna med bekämpningsmedel skall minska se bland annat utredning från ASS m.fl myndigheter om minskade risker med träskyddsmedel. Det finns således klara direktiv om att vi skall vara stränga.

Om riskerna är oacceptabelt stora vid det sökta användningsområdet kan Kemikalieinspektionen avslå medlet eller begränsa användning, kräva utbildning vid användning och speciell skyddsutrustning, tillstånd för impregneringsverksamhet (klass 1 medel) vi kan också begränsa användningen så att mängden virke som skall t ex destrueras bli liten och därigenom risker för miljöskador tolerabel.
För redan godkända medel kan vi tillsammans med träskyddsindustrin diskutera och fastställa avvecklings och begränsningsplaner.

**Referenser**

**Granskning av Bekämpningsmedel, Kemikalieinspektionens rapportserie 8/90.**
**Minskade risker med träskyddsmedel, Arbetarskyddsstyrelsens rapport 1989:4.**

**FAROANALYS**

Bedömning av kemiska ämnens inneboende möjligheter att skada människa och miljö.

Djurtester och laboratoriestudier av hälso- och miljöeffekter

**RISKANALYS**

Bedömning av sannolikheten för skada och dess möjliga omfattning.

Exponering av människor
Exponering i miljön
"Från vaggan till graven"

**NYTTOANALYS**

Bedömning av möjliga fördelar med en viss användning av en kemisk produkt.

Medlets effektivitet
Behov av medlet jfr. andra medel och metoder

**KONSEKVENSANALYS**

Bedömning av effekter av ett beslutsalternativ

**RISK - NYTTOVÄRDERING**

Bedömning grundad på samhällsvärderingar av vilken risk som från samhällets synpunkt är acceptabla vid beslutstillfället.

Godkännande/Avslag

Miljöpolitik t ex direktiv om minskning av hälso- och miljöriskerna vid användning av träskyddsmedel och med träskyddsmedel impregnerade varor.

Se utredn. Minskade risker med träskyddsmedel.
Arbetarskyddsstyrelsen m fl myndigheter

## DISKUSSION VIBEKE BERNSON

*Björn Kihlgren, Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vallentuna kommun,*

Det kommer även i fortsättningen, så vitt jag kan förstå, att vara tillåtet att använda sliprar impregnerade med kreosot, bl a då man ersätter utgångna sliprar i befintliga spår. Vad skall man göra med de utgångna sliprarna?

*Vibeke Bernson, Kemikalieinspektionen (Kemi)*

Det är precis det här "vaggan till graven"-resonemanget som gjort att Kemi anser att användningen av detta virke måste begränsas kraftigt. Kemi anser nämligen att gammalt impregnerat virke som tjänat ut är ett stort avfallsproblem som bara blir större och större, om inte användningen begränsas. Vilka möjligheter som finns att ta hand om gammalt impregnerat virke vet jag inte. Jag föreställer mig att ansvaret för att arbeta fram riktlinjer på detta område faller på SNV. Vi får samarbeta med dem.

*Arne Smith-Hansen, Collstrop Traeimpregnering A/S, Danmark*

I Danmark vet jag att DSB (Danmarks SJ) bränner ca 20 000 sliprar/år. Vad jag vet anser man att det är en acceptabel kvittblivningsmetod som går bra att använda.

*Seemi Martinsson, Kraft Gross AB*

Varför bränner vi inte uttjänt kreosotimpregnerat virke även i Sverige? Vid vår impregneringsanläggning i Åsbro förbränner vi våra kreosotrester och vi kan inte finna några mätbara resthalter som skulle släppas ut.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

SNV har varit inblandat i flera provförbränningar av kreosotimpregnerat virkesavfall genom åren. Det visar sig gå mycket bra att förbränna sådant avfall. Mycket låga resthaltvärden uppmättes. Däremot verkar det vara politiskt omöjligt. Därför tar inte någon av de förbränningsanläggningar, som mycket väl skulle kunna godkännas för hanteringen, emot sådant virkesavfall.

*Kjell Eriksson, Svenska Slipers AB*

Jag kan bekräfta de svårigheter som Andrew Petsonk berörde, när det gäller opinionen emot att förbränna kreosotimpregnerat virke. Jag har i fem års tid arbetat med planering av sådan förbränning vid Swanboard Masonite. Tillståndsärendet hamnade i det ärendet till slut i Koncessionsnämnden för miljöskydd, där det sedemera blev avslag, mycket p g a lokal miljöopinion.

*Kurt Bengtson, Svenska Träskyddsföreningen*

Kemikalieinpektionen har fått regeringens uppdrag att begränsa användningen av vissa träskyddsmedel. Om man under arbetets gång finner att användningen av dessa träskyddsmedel inte är så farliga, måste Kemi ändå redovisa förslag till begränsningar eftersom det var så uppdraget var formulerat?

*Vibeke Bernson, Kemikalieinpektionen (Kemi)*

I så fall redovisar man det lämpligen i form av olika scenarion, genom att tala om vilka riskerna blir och vilken vinst/nytta som finns.

*Kurt Bengtson, Svenska Träskyddsföreningen*

Kemikalieinspektionen poängterar ofta att det är deponerings- och förvaringsproblem av impregnerat virke i framtiden, som till stor del ligger till grund för de åtgärder som har föreslagits. Keml anser att detta utgör en stor risk. Branschen menar att detta inte på något sätt är bevisat. Tvärtom, tyder mycket på att risken är mycket liten. Vad blir konsekvensen om branschen redovisar fakta som visar att risken är liten?

*Vibeke Bernson, Kemikalieinspektionen (Keml)*

Det är bl a därför som det är väldigt viktigt att man i risk/nytta värderingen skiljer på det som hör till faran och risken och det som hör till samhällsetiska värderingar. Kommer det upp nya fakta går man tillbaka till värderingen och ser om man kommer till en annan slutsats.

# DOKUMENTATION

## Erfarenheter från en branschundersökning på Gotland

Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen på Gotlands län

Skriftlig dokumentation avseende rubricerade anförande saknas tyvärr. Föredragshållaren Per Junker menar att karaktären av hans anförande, mer som ett kåseri av erfarenheter runt ämnet, inte riktigt lämpar sig i skriftlig form.

Per Junker kåserade i sitt anförande över de vedermödor man som tjänsteman vid en länsstyrelse, kan komma att drabbas av när man bestämt sig för att utföra en branschundersökning av gamla träimpregneringsanläggningar. Erfarenheter och funderingar runt juridiska aspekter och kontakterna med "drabbade" företag berördes särskilt.

För den som är intresserad finns undersökningens resultat dokumenterat i en projektrapport nr 17 från Uppsala Universitets Zoofysiologiska institutions påbyggnadsutbildning i Ekotoxikolgi under namnet "Undersökning av kreosot-, koppar-, krom- och arsenikföroreningar runt träimpregneringsverk på Gotland, av Jonny Bard och Mats Tapper (1989).

## DISKUSSION PER JUNKER

*Seemi Martinsson, Kraft Gross AB*

Hur har ni tagit hänsyn till alla lagändringar som skett under tiden utredningen pågått? Under 1980-talet har t ex anmälningsplikten för impregneringsverksamheter övergått till tillståndskrav. Komplicerar inte sådana ändringar ert arbete?

*Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Gotlands Län*

När det gäller markföroreningsbiten som vi behandlar idag, så har det egentligen inte varit några stora ändringar som vållat problem. Fr o m 890701 uttrycker lagen tydligt att ingen kan klara sig undan sitt ansvar för sk "gamla synder". På den punkten menar dock myndigheterna att detta gällde även före detta datum, även om det kanske inte var klart uttryckt i lagen.

*Björn Frankson, E A Sandströms Trävaru AB*

Jag tycker att det du berättar, att 95 % av din arbetstid går åt till att förstå vad du håller på med, låter nästan lite ruskigt. Man kan ju spekulera i vad de åtgärder du vill att impregneringsföretagen skall utföra, kostar i relation till administrationskostnaderna. Åtgärderna kanske inte kostar mer än 1/10 av administrationskostnaden. Då kan man ju fråga sig om inte samhället i stort skulle tjäna på att subventionera dessa åtgärder. Ditt arbete skulle förmodligen bli mycket lättare då.

*Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län*

Det är helt klart att problemet är att åtgärderna kostar pengar. Delvis har vi försökt att subventionera kostnaderna genom att myndigheten faktiskt tagit på sig lite av det ansvar som egentligen företaget borde ta, bl a genom att vi genomförde branschundersökningen med hjälp av studenter. Dels blev det mycket billigare, dels hamnade mycket arbete på myndigheten. Läser man lagen hade vi egentligen bara behövt beslutat att företaget skulle göra en undersökning. En sådan arbetsmetod skulle säkert ha kostat tio gånger mer än det gjorde nu.De regelverk som finns är ju de som vi har att följa. Om dessa är bra eller dåliga vill jag inte gå in på.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Var än pengarna kommer ifrån så kommer de ifrån samhället i en eller annan form, genom att samhället består av oss alla. De regelverk samhället valt att leva efter bygger på att var och en själv tar sitt ansvar för vad den gör. Att istället ha en gemensam pott som alla får tillgång till vid behov, är att driva saken till sin spets. Jag förmodar att någonting mitt i mellan är vad vi egentligen vill ha, men som vi inte har idag. Det finns inom många olika samhällsområden olika uppfattningar om vilka kostnader som bör tas av samhället. Tvister uppkommer och tvister är till för att lösas. Tvister kostar naturligtvis mycket pengar. Pengar som många tycker skulle kunna användas på ett mycket bättre sätt. Lagen säger dock klart att var och en tar sitt eget ansvar

*Ingvar Johansson, Statens provningsanstalt (SP)*

Mycket som sagts om konstaterad miljöpåverkan berör gamla verksamheter. Har du inga problem med de som impregnerar idag? Har ni kontrollerat även dessa verksamheter?

*Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län*

Visst kontrollerar vi även dagens verksamheter och dess eventuella miljöpåverkan. Vår uppfattning är dock att man idag kan driva en impregneringsanläggning utan att det är några problem. Det är egentligen väldigt enkelt att impregnera en träbit utan att något kommer ut i miljön. Det klarar man idag. Tillsynsåtgärder krävs naturligtvis ändå.

*Fred G Evans, Norsk Treteknisk Institutt, Norge*

Jag reagerar på benämningen "gamla synder", därför att när de s k synderna begicks så var de inga synder, i o m att lagar, regler och tillståndsgivning var helt annorlunda då än idag. Det är självklart att det bör rensas upp på många håll. Frågan är ändå vad man skall göra med de massor man plockar bort. Vi vet ju inte helt klart vad vi skall göra med massorna. Kanske bör man låta det ligga kvar i de fall man konstaterat att någon skada inte uppkommit, medan vi väntar på att acceptabla saneringsmetoder tas fram.

Är det inte bättre att myndigheterna, som har kunskapen, talar om för företagen vilka åtgärder de skall vidta, istället för att företagen själva skall göra det. Många företag kan omöjligt följa med och veta vad som är bäst.

*Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län*

På Gotland har alla föroreningar uppkommit efter att miljöskyddslagen tillkom, vilket innebär att det är rätt att benämna dem synder. På andra håll finns det däremot säkert föroreningar som tillkommit före miljöskyddslagen.

Självklart skall inte en sanering påbörjas innan man vet hur den skall slutföras. Visst kan bedömningen bli att det för tillfället är bäst att låta föroreningarna ligga kvar.

Vi försöker på Gotland samordna insatserna genom att försöka få företag, som har likartade problem, att prata med varandra om vilka åtgärder som bör vidtas, hur de skall få fram kunskapen m m.

# *SANERINGSINSATSER VID KREOSOTIMPREGNERINGSANLÄGGNINGAR. ERFARENHETER FRÅN PRAKTIKFALL.*

*GÖRAN BERGMAN , RAGN-SELLS MILJÖREVISION AB*

*MILJÖKONFERENS, MILJÖPÅVERKAN VID TRÄIMPREGNERING ARLANDIA HOTELL 11 SEPT 1990.*

Under de senaste åren har svarta rubriker förekommit i tidningarna om kreosot och då framför allt om kreosotrester från nedlagda impregneringsverk.

Med början 1984 har undertecknad utfört ett tjugotal undersökningar av jord och grundvatten kring impregneringsverk och gjort miljökonsekvensbedömningar och vid behov även åtgärdsprogram.

Statistik om antalet kreosotanläggningar i drift säger att 1990 finns 5 st i drift, 1980 fanns det 10 st och 1960 fanns 19 st i drift. Som synes har anläggningarnas antal minskat drastiskt under senare år. Historiskt har SJ haft 30 stycken mobila anläggningar, som samtliga är nedlagda.

## *KREOSOT OCH MILJÖEFFEKTER*

Kreosot är en produkt som erhålls genom destillation av trä- eller stenkolstjära. Kreosot som används för träimpregnering är en koltjäradestillat i temperaturintervallet 200-300 °C. Kreosot är en mörkbrun viskös vätska med täthet på 1,04 - 1,12 g/cm$^3$ med karakteristisk skarp lukt (naftalen, ev. fenol).

Kreosot kan bestå av upp till 348 identifierade kemiska substanser, varav polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och fenolära substanser brukar nämnas specifikt. Andelen fenolära substanser i kreosot har minskats betydligt under årens lopp från över 8 % till <3 % i dagens kreosotprodukter.

Andelen PAH i kreosot kan också variera betydligt (50-90 %) men ett begränsat antal PAH-föreningar, 18 stycken, dominerar och finns somlade i tabell 1.

Med hjälp av gaskromatografisk analysteknik av kreosot och kreosotinnehållande miljöprover kan kresot såväl kvantifieras som dess kvalitativa förändringar till följd av miljöpåverkan belysas. I samband med kreosotarbeten i Otterbäcken analyserades 25 PAH-föreningar, vilka är sammanställda i tabell 2, tillsammans med ett antal egenskaper som är av betydelse vid bedömning av miljöeffekter. Som exempel på fördelningen av olika PAH-föreningar i kreosot och kreosotförorenade sediment (med sjunkande "totalhalt" = summan av olika PAH) framgår av

figur 1. Fördelningsprofilerna visar att de mest vattenlösliga komponenterna enligt tabell 2 lakas ut eller bryts ned i sedimenten. Komponenterna, som är kvar i sedimenten har betydligt lägre vattenlöslighet och därmed högre fettlöslighet och bioackumuleringspotential. Vissa av de kvarvarande komponenterna är såväl mutagena som cancerogena.

Kreosot som sådan har mycket hög akut toxicitet mot vattenlevande organismer, oftast mindre än 1 mg/l. Orsaken till kreosots höga toxicitet är svårt att förklara. Enskilda kreosotkomponenter uppvisar överlag lägre akut toxicitet. Kreosotens höga toxicitet beror antingen på synergistiska samverkande effekter av många komponenter eller på ett fåtal, icke undersökta komponenter med mycket hög toxicitet. Hög akut toxicitet har också uppmätts på vattenextrakt av kreosotförorenade sediment. Vid skakomrörning av kreosotförorenat sediment med vatten erhölls akuttoxicitetsvärden enligt MICROTOX på 0,77-1 mg/l, vilka ligger i samma storleksordning som för teknisk kreosot. Detta är mycket viktigt ur saneringssynpunkt, eftersom varje form av frisättning av kreosot från sediment resulterar i hög akuttoxicitet i vattenfasen.

*PRAKTIKFALL*

Två av de undersökningar som undertecknad deltagit i är vid impregneringsverket i Åsbro vid sjön Tisaren och vid SJ:s nedlagda impregneringsverk i Vansbro vid Vanån.

## *Åsbro*

I anslutning till sjön Tisaren har SJ och senare Vattenfall utfört impregnering med trolig början 1925 och fram till 1952. Från denna verksamhet har kreosot läckt ut i Tisaren.

Ett provtagningsprogram togs fram som innefattade 22 provtagningspunkter för sedimentprovtagning för att klargöra kreosotens utbredning. Dessutom ingick provtagning i vatten för analys av PAH i 5 punkter, studium av bottenfauna i 4 punkter och kräftfiske i 4 punkter för analys av PAH.

Resultatet av undersökningen visar att kreosotförorenade sediment påträffats inom ett 160 000 $m^2$ stort område. Nya bottensediment har bildats och överlagrat de kreosotkontaminerade sedimenten under de 30 år som gått sedan utsläppen skedde. De förorenade sedimenten är överlagrade av 3 - 5 cm okontaminerade sediment.
Vattenproven visar samtliga låga halter av PAH och fyller kravet på ett dricksvatten.
Bottenfaunaundersökningen visar att samtliga stationer har en riklig bottenfauna som är normal till vad man kan förvänta både till art och antal.
Kräftor som fångats inom föroreningsområdet visar låga halter av PAH och samtliga kräftor fyller kravet på ett fullgott livsmedel enligt livsmedelsverket.

Samtliga undersökningar visar att den befintliga kreosoten i Tisaren ej påverkar vattnet eller det biologiska livet i sjön.

Vid ett möte i maj 1989 beslöt Länsstyrelsen att:
* ingen akut restaurering behöver göras
* Länsstyrelsen tar upp frågan om restaurering om 2 - 3 år.
* Området behöver skyltas med upplysning om skyddsåtgärder vid eventuell kontakt med kreosotförorenade sediment.

En kommentar till slutresultatet är att man i detta fall liksom i de flesta andra fall har kunnat arbeta systematiskt med från början undersökningar därefter utvärdering och miljökonsekvensbedömning och därefter eventuella åtgärdsplaner.

*Vansbro*

I Långviken i Vansbro upptäcktes kreosot i samband med dykning efter sjunktimmer sommaren 1987.

Ursprunget till kreosotförekomsten i viken är SJs nedlagda impregneringsanläggning i området väster om Långviken. (Kreosot har läckt ut genom en avloppsledning). Under 1953-1967 impregnerades ca 2 milj sliprar med ca 15.000 ton kreosot.

Undersökningar har utförts av bottensediment i Vanån, jord på landområdet och grundvatten.

Av undersökningarna framgick att kreosotförekomsten i Vanån inte innebar någon akut miljöfara, så länge bottensedimenten inte rörs om. Ingen kreosottransport har kunnat konstateras till grundvattnet eller via grund-vattnet till Långviken.

De utförda testerna på vattenorganismer i Vanån (kräftor) visade mycket låga halter PAH. Dessa halter är betydligt lägre än vad som uppmätts i grönsaker som växer intill starkt trafikerade vägar och den uppmätta halten i kräftan var 5 gånger lägre än i rökt fisk.

Sanering beslutades 1987 i landområdet där bortgrävning av den gamla avloppsledningen utfördes. I vattenområdet beslöts 1988 att områden med >0.2 g kreosot/kg TS skulle saneras. Metoden var att invalla det förorenade området och med grävutrustning sanera bottensedimenten, se figur 2.
De sanerade massorna deponerades i två mellanlagringsbassänger på landområdet. Saneringen avslutades 1989 och provtagning utfördes för att kontrollera resultatet. Tyvärr kunde man konstatera att det enligt provtagningsresultaten fanns mera kreosot i bottensedimenten än när "saneringen" startade.

I dagslägen 1990 är den ursprungliga saneringsplanen för bottensedimenten stoppad. Mellanlagringsbassängerna är fulla. Ingen slutdepone-

ring är fastställd. Det lutar åt att lägga sedimenten på Vansbros kommunala avfallsupplag. Försök med kompostering av kreosotkontaminerade sediment pågår. Försök med övertäckning av sediment pågår. Man avvaktar resultatet av dessa försök. Kostnaden för SJ har uppskattningsvis till dags dato 1990 varit ca 15 milj kronor.

Några kommentarer kan göras. Situationen i Vansbro var unik. I den upphetsade stämning som hela tiden har rått har forcerade beslut pressats fram, vilket varit olyckligt. Man skulle t.o.m. kunna uttrycka sig lite tillspetsat och säga att Vansbro är ett varnande exempel på hur man inte skall göra.
Jämför med Åsbrofallet.

*Deponering kreosotkontaminerad jord*

Vid grävning för en värmepump vid Värtan på gasverksområdet påträffades kreosotkontaminerad jord 1984. Efter anmälan till Länsstyrelsen lades 2.100 $m^3$ kontaminerad jord ut på avfallsanläggningen på Högbytorp. Jorden breddes ut på hushållssopor i ett 0,25 m tjockt lager och fick ligga och lufta i 2 år. Därefter täcktes jorden av hushållssopor. Analys av jorden visade ursprungligen 1984 en fenolhalt av 50 mg/kg och efter 2 år hade halten minskat till 5 mg/kg.

Idag 1990 ligger den kreosotkontaminerade jorden inbakad i avfallsupplaget på Högbytorp.

Vid Högbytorpsanläggningen samlas lakvatten upp och undgår en regelbunden kontroll.

För att mäta eventuell utläckning av kreosot analyserades lakvatten på PAH från området där den kreosotkontaminerade jorden deponerats (område S). För att jämföra halten PAH med ett vanligt lakvatten uttogs ett prov på lakvatten (område N) där endast hushållssopor deponerats. Resultatet av PAH-analysen framgår av tabell 3. Som synes är det mycket låga halter PAH i båda lakvattnen, och någon utläckning av betydelse från den kreosotkontaminerade jorden har inte skett. Som kuriosa kan ju noteras att PAH-halten är högre i lakvattnet från referensområdet.

REFERENSER

Bergman, G. Solyom. P.
Undersökning av föroreningar i jord och grundvatten vid Wernens impregnering AB i Otterbäcken. IVL-rapport 1985-10-31.

Bergman G., Larsson, P-E., Solyom, P., von Post, H.
Kreosot i Vansbro. Undersökning av kreosotförekomst vid SJs nedlagda impregneringsverk. 87-09-24.

Bergman, G., Landahl, C-C., Solyom, P.
Åsbro Impregneringsanläggning, Undersökning av kreosotspill i Tisaren 88-11-23.

Tabell 1. Större komponenter i kreosot (från The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3/Part D. p 16. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1986).

| Compound | Percentage | Boiling point (°C) |
|---|---|---|
| Naphthalene | 3.0 | 218 |
| 2-Methylnaphthalene | 1.2 | 241 |
| 1-Methylnaphthalene | 0.9 | 245 |
| Biphenyl | 0.8 | 256 |
| Dimethylnaphthalenes | 2.0 | 268 |
| Acenaphthene | 9.0 | 279 |
| Dibenzofuran | 5.0 | 287 |
| Fluorene | 10.0 | 293–295 |
| Methylfluorenes | 3.0 | 318 |
| Phenanthrene | 21.0 | 340 |
| Anthracene | 2.0 | 340 |
| Carbazole | 2.0 | 355 |
| Methylphenanthrenes | 3.0 | 354–355 |
| Methylanthracenes | 4.0 | 360 |
| Fluoranthene | 10.0 | 382 |
| Pyrene | 8.5 | 393 |
| Benzofluorenes | 2.0 | 413 |
| Chrysene | 3.0 | 448 |
| Total | 90.4 | |

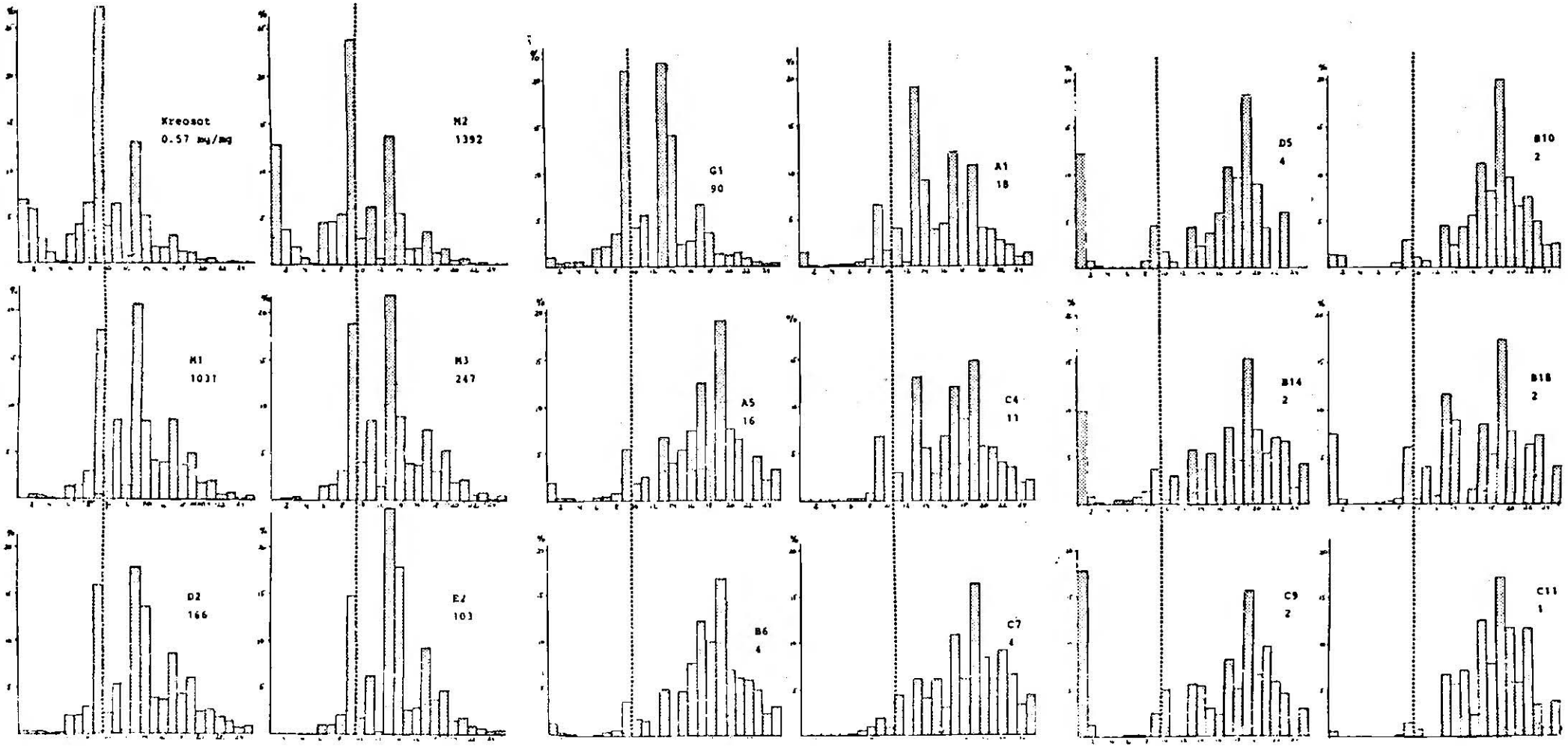
Tabell 2. Analyserade PAH-föreningar i kreosot och egenskaper

| Nr | Förening | Mol-vikt | Vattenlösl. mg/l | Fördelnings-koeff.(log $P_{ow}$) | Cance-rogen | Muta-gen |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. | Naftalen | 128 | 29 | 3,37 | - | - |
| 2. | 2-metylnaftalen | 142 | 25 | 4,11 | - | - |
| 3. | 1-metylnaftalen | 142 | - | - | - | - |
| 4. | Bifenyl | 154 | 7,5 | 4,09 | - | - |
| 5. | Acenaftylen | | 3,9 | - | - | - |
| 6. | Acenaften +[1] | 154 | - | - | - | M |
| 7. | Dibenzofuran + | 168 | - | 4,12 | - | - |
| 8. | Fluoren + | 166 | 1,9 | 4,38 | neg. | neg. |
| 9. | Fenantren + | 178 | 1,2 | 4,46 | - | M |
| 10. | Antracen | 178 | 0,066 | 4,34 | - | M |
| 11. | Metylantracen | | | | | |
| | - fenantren | 192 | - | - | - | - |
| 12. | 9-metylantracen | 192 | - | - | - | - |
| 13. | Fluoranten + | 202 | 0,12 | hög | ? | M |
| 14. | Pyren + | 202 | 0,14 | 4,88 | - | M |
| 15. | Benzo(a)fluoren | 216 | - | - | - | - |
| 16. | Benzo(b)fluoren | 216 | - | - | - | - |
| 17. | Benzo(a)antracen | 228 | 0,011 | 5,61 | C | M |
| 18. | Chrysentrifenylen | 228 | - | - | ? | M |
| 19. | Benzo(bkj)fluoranten | 252 | - | - | ? | M |
| 20. | Benzo(e)pyren | 252 | - | - | C | M |
| 21. | Benzo(a)pyren | 252 | - | - | C | M |
| 22. | Perylen | 252 | 0,0004 | - | - | - |
| 23. | Indeno(1,2,3-cd)pyren | 276 | - | - | C | ? |

1 + stor komponent i kreosot
- data saknas

Figur 1.

PAH-innehåll i en kreosotprodukt och i olika kreosotförorenade sediment. Totalhalt i mg/kg våtvokt. Siffran under staplarna anger förening enligt tabell 2.

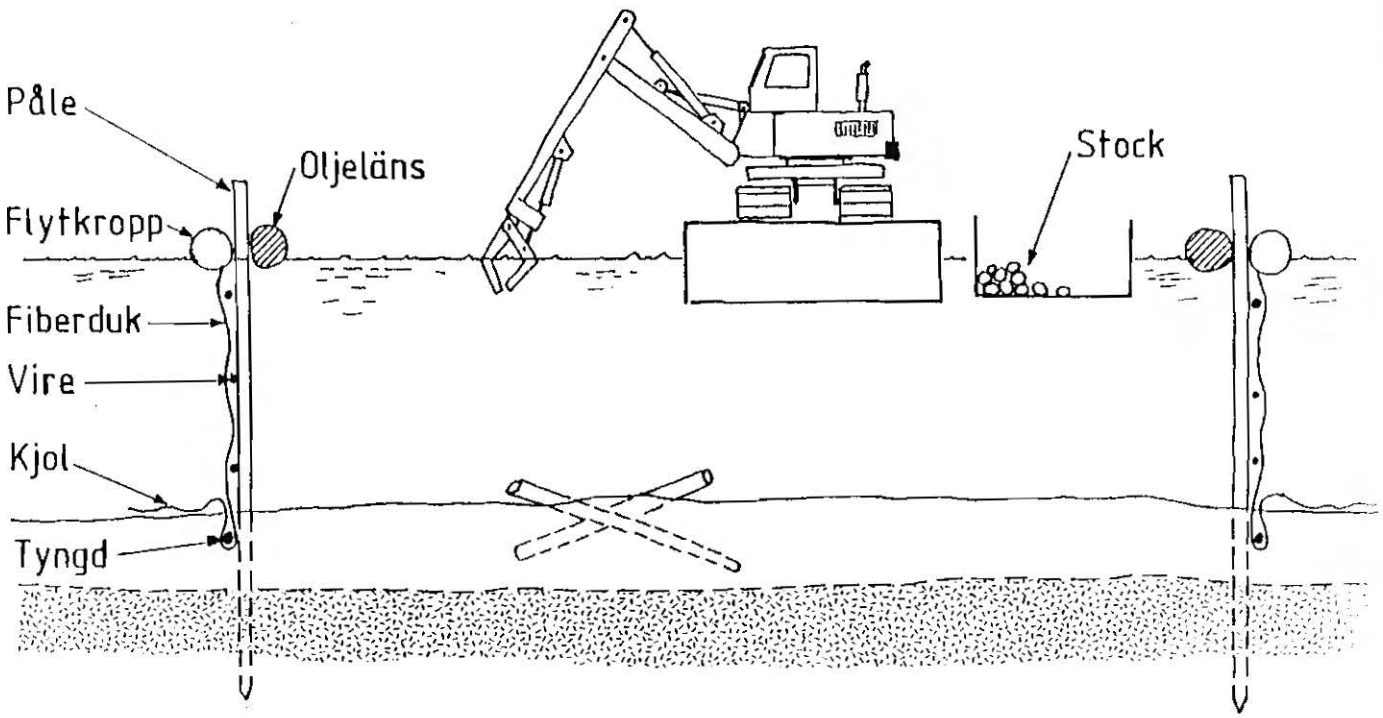


TABELL 3 Lakvatten Högbytorp. S = lakvatten från område med kreosot-kontaminerad jord. N = lakvatten från referensområdet.

| ATTEST 6550<br>PROVBETECKNING<br>PAH | N<br>ug/l | S<br>ug/l |
|---|---|---|
| Naphtalene | | |
| 2-Methylnaphtalene | | |
| 1-Methylnaphtalene | | |
| Biphenyl | | |
| DiMethylnaphtalenes | | |
| Acentaphtylene | | |
| Acenaphtene* | 0.073 | |
| Dibensofuran* | 0.031 | |
| Fluorene* | 0.082 | |
| Phenanthrene | 0.12 | 0.012 |
| Anthracene | 0.0078 | 0.0037 |
| Methylphenanthrenes | | |
| 4HCyclo(def)phenanthrene | | |
| Fluoranthene | 0.089 | 0.012 |
| Pyrene | 0.076 | 0.0044 |
| Benso(a)fluorene | | |
| Benso(b)flourene | | |
| Benso(ghi)fluoranthene | | |
| Benso(a)anthracene | 0.028 | 0.0005 |
| Chrysene | 0.03 | 0.0079 |
| Benso(b)flouranthene | 0.0075 | 0.00044 |
| Benso(k)flouranthene | 0.0066 | 0.00022 |
| Benso(a)pyrene | 0.0068 | 0.00027 |
| Perylene | | |
| Indeno(cd)pyrene | 0.0044 | <0.0010 |
| Dibenso(ah)anthracene | | |
| Benso(ghi)perylene | 0.0097 | 0.0031 |
| SUMMA ID PAH | 0.57 | 0.044 |

Proven har analyserats både med GC och HPLC
* = GC analys, övriga komponenter har bestämts med HPLC
Ej angivet värde betyder att komponenten ej varit detekt
vid GC analysen och ej kan bestämmas med HPLC
Detektionsgräns GC <0.05

**Figur 2**



## DISKUSSION GÖRAN BERGMAN

*Seemi Martinsson, Kraft Gross AB*

Anledningen till att det finns kreosot i närbelägna sjöar och vattendrag vid kreosotimpregneringsanläggningar är att kreosotimpregnering inte blev en sluten process förrän i mitten på 1970-talet.

*Peter Solyom, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL)*

IVL har utfört ekotoxikologiska studier där kreosotförorenat sediment från Vansbro blandats upp med vatten till olika halter, varefter toxiciteten för olika vattenlevande organismer undersökts. Vi fann en kraftig påverkan på många av organismerna med de blandningar vi använde. Detta leder till den slutsatsen att så länge det inte finns någon saneringsmetod som förhindrar extra spridning vid saneringen så håller jag fast vid att man inte skall plocka upp kreosoten

*Per-Olof Seman, VIAK AB*

Det har i år gjorts en förnyad grundvattenundersökning av vattentäkter i det område som kan påverkas av impregneringsområdet i Vansbro. Den visar precis som Göran Bergman nämnt, att det inte finns någon risk för att vattentäkten skall förorenas.

*Mia Jameson, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Örebro län,*

Det gjordes en hälsoriskbedömning innan man i Åsbrofallet tog beslutet att låta kreosoten ligga kvar. Kan du berätta något om den.

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Det gjordes två scenarion. Det ena var att ett barn skulle ramla i vattnet och virvla upp kreosothaltigt sediment. Vilka halter skulle barnet få i sig om det fick en kallsup, och vad skulle det betyda ur hälsosynpunkt.

Det finns idag åtta registrerade läkemedel i Sverige som innehåller bl a kreosot. Vi gjorde en jämförelse med läkares normala ordination av dessa läkemedel, vilket ledde till att barnet skulle behöva dricka ca 1 $m^3$ av detta vatten för att komma i närheten av läkemedlens rekommenderade doser.

Det andra scenariot gick ut på att man skulle gå i sedimentet, och vad som skulle hända om man då fick kreosot på sig. Hälsoriskbedömningen var att visst skulle hudirritation kunna uppstå, men i de flesta fall skulle tillgång till tvål och vatten avhjälpa problemet.

*Björn Kihlgren, Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vallentuna kommun,*

Det har pratats mycket om "gamla synder" eller om hur man idag jobbar på moderna kreosotanläggningar. Vilka bedömningar bör man däremot göra i samband med upplag av arsenikimpregnerat virke eller kreosotimpregnerade sliprar. Vilka är riskerna i dessa sammanhang?

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Vi har haft sådana uppdrag. Normalt har dylika upplag någon form av dränering med ett utlopp. Man upprättar helt enkelt ett normalt kontrollprogram för upplaget där vattenprover tas i några punkter bl a vid dräneringens utlopp. Jag skulle bli ganska förvånad om några alarmerande halter skulle kunna uppmätas.

# SANERING AV SALTIMPREGNERINGSANLÄGGNINGAR

## ERFARENHETER FRÅN PRAKTIKFALL

**Civ ing Peter Englöv, VIAK AB, Malmö**

## Inledning

Impregneringsindustrins miljöfrågor har uppmärksammats mycket påtagligt under 1980-talet. Ett stort antal anläggningar, både nerlagda och sådana som är i drift, har varit föremål för mer eller mindre ingående undersökningar för kartläggning av föroreningssituationen samt riskbedömningar. I ett antal fall har också åtgärds- och saneringsförslag utarbetats.

Den aktuella situationen (enligt telfonintervjuer med samtliga länsstyrelser) är att ett 10-tal anläggningar varit föremål för saneringsinsatser. Vid ytterligare ett 20-tal planeras åtgärder i en eller annan form.

Vid flertalet anläggningar där saneringsinsatser utförts har mindre kvantiteter jord (något 10-tal $m^3$) bortschaktats och deponerats på kommunalt avfallsupplag eller sänts till SAKAB för vidare hantering. Vid ytterligare ett antal anläggningar har insatser gjorts för att förebygga arsenikutlakning genom kalkning av förorenade områden.

Den största saneringsinsatsen har utförts vid Televerkets f d impregneringsanläggning i Nissafors där ca 7000 $m^3$ bortschaktats och lagts upp inom Gnosjö kommuns avfallsupplag. Målet vid saneringen i Nissafors har varit att nå ner till halter i närheten av naturliga arsenikhalter. Som riktvärde har valts 20 mg/kg TS.

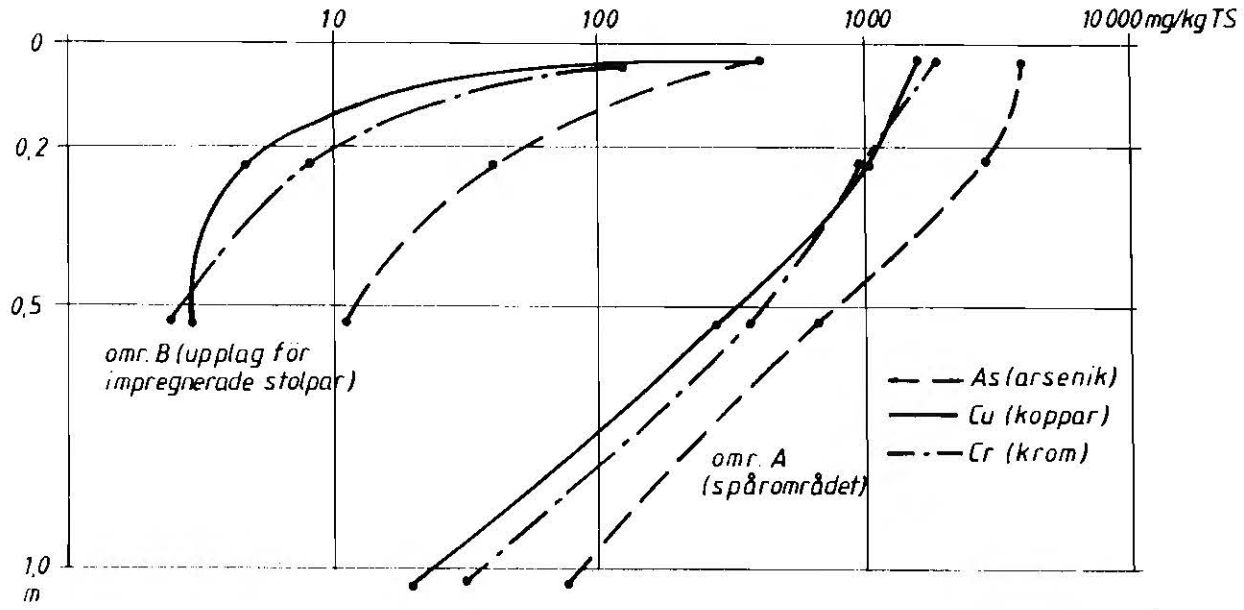
En annan uppmärksammad sanering har utförts inom bangårdsområdet i Katrineholm där ca 5000 $m^3$ förorenad jord schaktats upp och lagts i en specialdeponi inom bangårdsområdet.

Följande synpunkter bygger på erfarenheter från främst Televerkets impregneringsanläggningar i Hjältevad, Nissafors, Backa och Källviken.

## Föroreningsbild

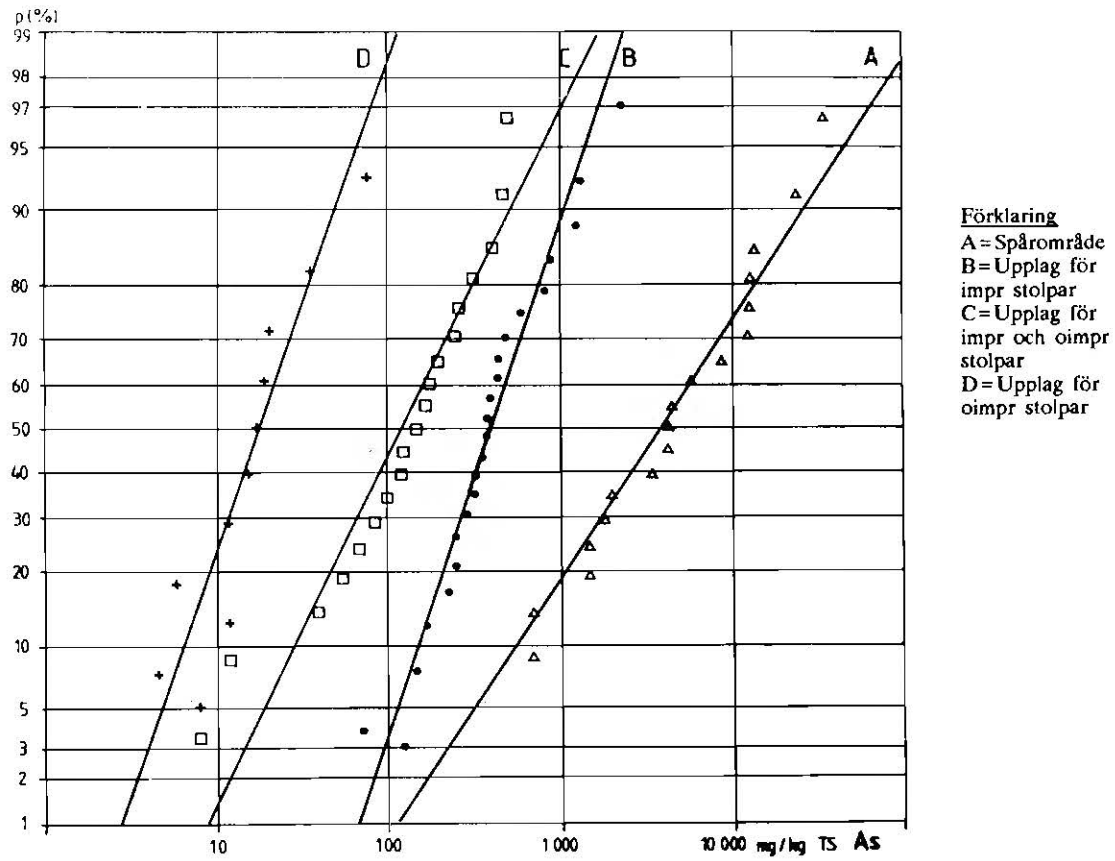
Föroreningsbilden är normalt att högst halter uppträder i markytan av såväl arsenik, koppar som krom. Halterna avtar i allmänhet snabbt mot djupet, vilket framgår av figur 1 som redovisar medianvärdena av As, Cu och Cr vid Hjältevad. Halterna inom upplagsområdena ligger på en tiondel eller lägre på 20-25 cm djup jämfört med ytskiktet 0-5 cm. Penetrationen kan variera beroende på jordens kornstorleksfördelning. Hjältevad representerar en grovkornig jordart med grusig grovsand i de ytliga jordlagren.

131089 2




Figur 1 Arsenik-, koppar- och kromhalter (medianvärden på olika djup under markytan. Exempel från Hjältevad.

Karaktäristiskt för föroreningsbilden är också den stora variationen i halter över ytan. För att beskriva föroreningssituationen är det praktiskt att göra en områdesindelning av impregneringsanläggningen baserad på hanteringen av impregnerat trä. I Hjältevad gjordes en indelning i fyra områden. Fördelningen av halter i ytskiktet inom dessa områden redovisas i ett lognormalfördelningsdiagram i figur 2.



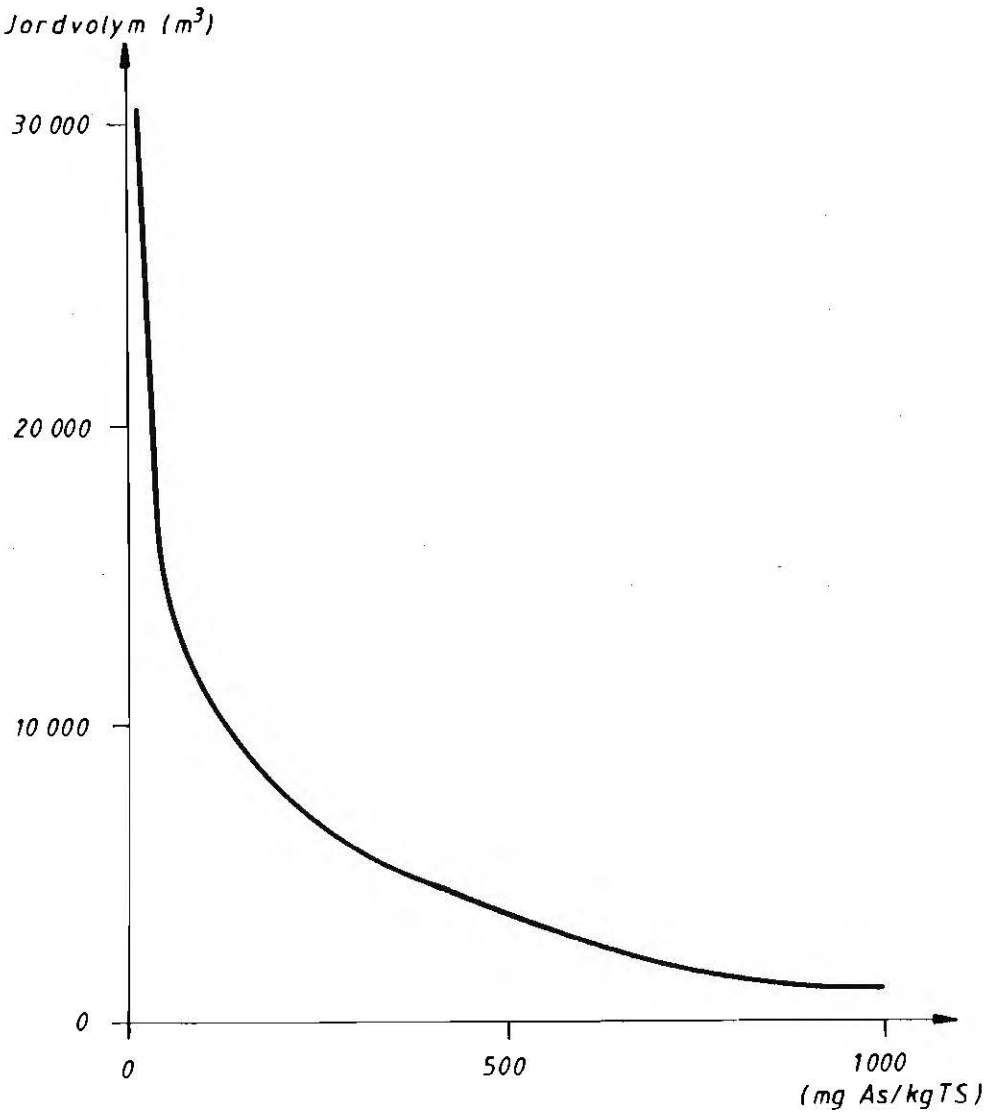

Figur 2 Fördelning av arsenikhalter (0-5 cm) inom olika delområden. Exempel från Hjältevad.

De olika delområdena uppvisar, som framgår av figuren, inom sig mycket stora variationer i halter av arsenik (detsamma gäller koppar och krom). Till problemet hör också att halterna kan variera kraftigt inom små avstånd.

Förutsättningar för sanering

När sanering aktualiserats har motiv och ambitionsnivåer oftast varit otydliga. I brist på annat har de förslag som presenterades i SNV:s PM 1983-04-18 ofta varit vägledande för länsstyrelsernas bedömning rörande sanering och markanvändning. De sannolikt strängaste saneringskraven har formulerats för saneringen av anläggningen i Nissafors, där målsättningen har varit att återskapa naturmark.

Konsekvensen av olika saneringskrav (uttryckt som arsenikhalt) framgår av figur 3. Exemplet är hämtat från Hjältevad, men det har principiell giltighet. Vid lägre halter ökar jordvolymen som måste bortschaktas exponentiellt. En avvägning måste i ett visst läge göras mellan miljömässiga vinster och tekniska/ekonomiska förutsättningar.




Figur 3 Jordvolym som måste bortschaktas för att en viss resthalt av arsenik ej ska överskridas (p = 90 %). Exempel från Hjältevad.

Ett konstaterande som kan göras på grundval av figur 3 är det betydelsefulla att kunna separera jordmassor med olika föroreningsinnehåll genom noggrant saneringsförfarande och effektiv kontroll.

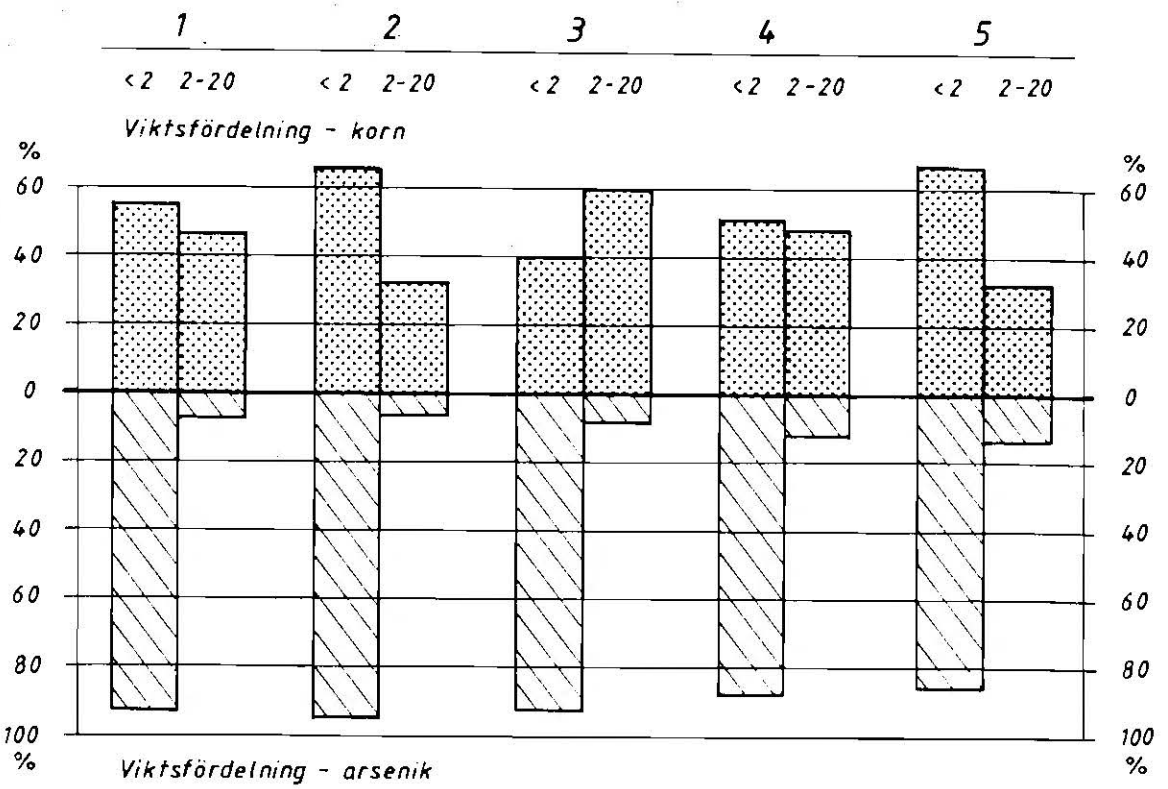
Möjligheter att fraktionera förorenad jord

En jordprofil innehåller ett spektrum av korn med olika storlekar. Fördelningen av kornstorlekar bestämmer jordart och i avgörande grad också jordartens fysikaliska egenskaper.

Studier har utförts av föroreningsnivåerna i olika kornfraktioner (< 2 mm och 2-20 mm) vid tre anläggningar. De studerade proven utgör blandprov från 8-15 punkter inom olika upplagsområden. Proven omfattar en jordcylinder med diametern 100 mm och höjden 250 mm. Proven är tagna från markytan och neråt.

| Prov | Plats | Upplagsarea | Arsenikhalt mg/kg TS | |
|---|---|---|---|---|
| | | | < 2 mm | 2-20 mm |
| 1 | Hjältevad | 17500 | 270 | 29 |
| 2 | Hjältevad | 5200 | 290 | 37 |
| 3 | Backa | 7000 | 360 | 19 |
| 4 | Backa | 18400 | 55 | 7,2 |
| 5 | Källviken | 13000 | 740 | 230 |

Som framgår av tabellen är skillnaden i halter mellan finare och grövre fraktioner avsevärd. Om man vidare jämför skillnaden i vikt mellan kornfraktionerna och skillnaden i arsenikmängd i olika fraktioner kan man göra intressanta iakttagelser, figur 4.




Figur 4 Procentuell fördelning av kornvikt respektive arsenikmängd mellan fraktionerna < 2 mm och 2-20 mm.

Som framgår av figuren föreligger så mycket som 30-60 % av kornvikten i intervallet 2-20 mm medan endast ca 10 % av arsenikmängden är bunden inom detta intervall. Vissa av de aktuella jordarna innehåller dessutom grovkornigare fraktioner (> 20 mm) med ännu lägre arsenikinnehåll, vilket ytterligare accentuerar skillnaden.

Eftersom vikt och volym är viktiga parametrar vid sanering, kan separering av kornfraktionerna vara en väg att reducera den mängd jord som ska borttransporteras eller behandlas. Siktresterna borde kunna kvarlämnas och återläggas. Vad som dock bör uppmärksammas är att arseniken i kvarlämnade fraktioner möjligtvis kan vara mer lättrörlig.

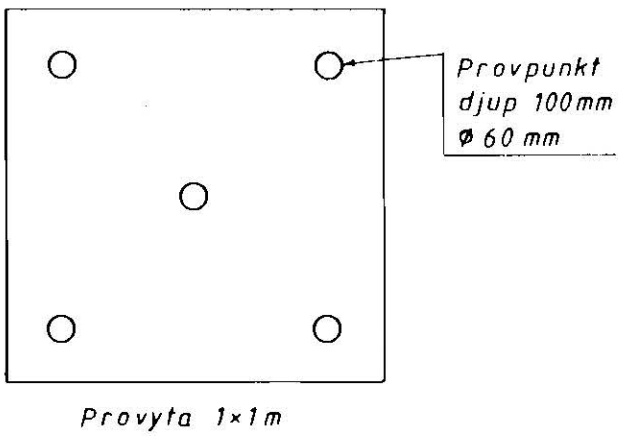
I praktiken torde det vara svårt att åstadkomma en fraktionsdelning vid 2 mm kornstorlek. Fullskaleförsök som har utförts vid Backa visar att 10 mm torde vara en praktiskt användbar gräns. Ca 35 % av materialet kunde då avskiljas. I det finkornigare materialet (< 10 mm) låg arsenikhalten i intervallet 300-320 mg/kg TS och i den grovkornigare fraktionen (> 10 mm) i intervallet 20-60 mg/kg TS.

Provtagningsmetodik

En utomordentligt viktig fråga när en saneringsinsats planeras är att klargöra till vilket provtagningsförande mål eller krav (uttryckt som t ex arsenikhalt) ska relateras.

Frågan aktualiserades under det pågående saneringsarbetet i Nissafors: Ska halterna relateras till ett ytligt prov (0-2 cm) och över hur stor yta ska i så fall provinsamling ske, eller kan man acceptera en längre jordprofil (t ex 10 cm) som underlag för analysen?

Sex provytor om 1 x 1 m utvaldes inom områden med olika föroreningsinnehåll. Inom varje provyta uttogs 5 cylindriska prov enligt figur 5 med hjälp av planteringsspade för lökar. De fem proven sammanfördes till ett blandprov, som betecknades "hål". Ytmaterialet mellan provpunkterna hopskrapades till ett samlingsprov, som betecknades "yta".




Figur 5 Utformning av provyta

Resultatet av arsenikanalyserna framgår av nedanstående tabell.

| Provpunkt | Arsenikhalt mg/kg TS | |
|---|---|---|
| | yta | hål |
| 3 | 13 | 5 |
| 33 | <1 | 10 |
| 34 | 59 | 11 |
| 36 | 150 | 89 |
| 37 | 41 | 17 |
| 61 | 410 | 210 |

Utom i ett fall där halterna är mycket låga uppvisar provtagning i ytskiktet klart högre halter än provtagning i cylindrar. Detta är helt i överensstämmelse med det generella mönstret enligt figur 1.

I Nissafors har vi föreslagit provtagning enligt "hålmetoden", dvs analys av blandprov från 10 cm djupa jordcylindrar. Motiven till 10 cm provtagningsdjup är dels att man knappast kan arbeta i tunnare skikt i det praktiska saneringsarbetet, dels att vi bedömt

det möjligt att göra en efterföljande omblandning av ytskiktet utan större svårigheter ner till 10 cm djup, därmed nå ner till en halt som erhålles vid kontrollen.

Praktiska synpunkter på saneringsarbetet

Som framgått av ovanstående är det av stor betydelse att kunna utföra sanerings- och schaktningsarbetet i tunna skikt. Detta ställer särskilda krav på schaktutrustning och kontrollåtgärder.

Vid Nissafors har entreprenören provat olika schaktningsutrustningar och funnit att en konventionell grävmaskin är det smidigaste arbetsredskapet. Jordlagren vid Nissafors består av sand och är därmed mycket lättarbetade. I stenigt och blockigt material skulle grävmaskinens fördelar framträda ytterligare.

Ett rationellt saneringsarbete förutsätter att en fortlöpande kontroll kan göras av jordlagrens arsenikinnehåll. Analys vid laboratorium innebär normalt alldeles för stor tidsutdräkt. Vid Nissafors har vi tillämpat en fältanalysmetod (Merckoquant's snabbtestsats, kat nr 10026) för kartläggning av arsenik.

Metoden bygger på att arsenikväte bildas när zink och saltsyra sätts till en provlösning som innehåller tre- och femvärda arsenikföreningar. Snabbtesten innehåller teststickor med en reaktionszon impregnerad med kvicksilverbromid. Reaktionszonen färgas från gul till brun beroende på hur hög halt arsenikväte den utsätts för. Reaktionstiden är ca 30 min.

Arsenikhalten kan bestämmas inom önskade intervall, beroende på vilka invägningar och spädningar som väljs. Metoden kan användas både för vatten- och jordanalyser.

Vid analys av jordprov måste dessa genomgå en provberedning där arseniken i proven överförs till en vattenfas. Någon siktning av provet eller bestämning av TS-halten har ej utförts vid fältanalysen. En invägd mängd prov slammas upp i saltsyra (koncentration 1:10) under ca 5 min varefter provet späds med vatten i lämplig omfattning beroende på koncentrationsnivån av arsenik i jorden.

Analysmetoden har visat sig vara en värdefull snabbkontrollmöjlighet. Den kan även utnyttjas som screeningtest för urval av vilka prov som senare skall gå vidare till en mer exakt laboratorieanalys. Överensstämmelsen mellan resultaten av fältanalysmetoden och laboratorieanalysmetoderna har befunnits vara bra för vattenprov och även tillfredsställande för jordprov.

## DISKUSSION PETER ENGLÖV

*Carl-Gustav Lindgren, Papyrus AB*

Du berättade i ditt anförande om ett fall där mycket stora mängder förorenad jord omhändertagits, och som nu förmodligen ligger deponerad någonstans. Har man funderat på att gjuta in massorna i betong?

*Peter Englöv, VIAK AB*

Det har övervägts att gjuta in de mest förorenade massorna i betong. Jag kan tyvärr inte svara på varför man sedan inte gjort det. Det har förts diskussioner mellan Televerket och Gnosjö kommun om detta.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Var det inte i detta fall som det konstaterades att koppar tranporterats mycket längre ned i marken än vad arseniken hade gjort?

*Peter Englöv, VIAK AB*

Det är alldeles riktigt. Det var så att området hade använts för doppning eller besprutning av virket med kopparvitriol.

*Margareta Jönsson, VIAK AB*

Det var under andra världskriget som man impregnerade stolpar med barken på, med kopparvitriol. Efter impregneringen barkades stolparna. Barken användes sedan som utfyllnadsmaterial på området, därav de höga kopparhalterna.

*Björn Henningsson, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Kan Du kort beskriva den fältmetod du nämnde, för bestämning av arsenik i jord. Vilken precision har metoden? Finns metoden beskriven i litteraturen?

*Margareta Jönsson, VIAK AB*

Man börjar med att väga in en mängd jord. Slammar upp den i koncentrerad saltsyra 1:10, under ca fem minuter. Sedan använder man ett slags snabbtest som finns att köpa färdigt från Merck. Resultatet framträder som en färg på en pappersremsa som kan översättas till olika intervall på koncentrationen av arsenik i jorden.

Vitsen med metoden är naturligtvis att det skall gå snabbt. Utlakningstiden som är fem minuter kan jämföras med analyslaboratoriernas normala 12 timmar. Metoden måste naturligtvis uppfattas som den fältanalysmetod den är. Vi menar dock att den ger värdefull information under saneringsarbetets gång.

*Lars Paulin, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Jönköpings län*

Anledningen till att det inte gjöts betong av de förorenade massorna, i fallet som nämndes tidigare, var den stora mängden massor. I vårt beslut stod förvisso att det skulle gjutas betong av massorna. Sedemera överenskoms med kommunen att det skulle gjutas en betogplatta istället för betongklumpar. En betongplatta som man då skulle kunna lägga den mindre förorenade jorden på. Men även detta föll p g a den mängd massor det var frågan om i detta fall. I dagsläget väntar vi på nya förslag som kan godkännas.

*Göran Bergman, Ragn-Sells Miljörevision AB*

Påträffades någon arsenik i grundvattnet i det här fallet?

*Peter Englöv, VIAK AB*

Det har inte undersökts. Vi har i andra sammanhang undersökt arsenikinnehållet i grundvatten och i allmänhet funnit väldigt små koncentrationer. Det läckage som normalt sker från ytliga jordlager ned till grundvattennivån är oftast inte på mätbara nivåer. Problem kan däremot inträffa i de fall grundvattnet är väldigt ytligt och kanske rent av lakar ut arseniken från den kontaminerade jorden. Även direkta läckage, som vi har exempel på från Hjältevad, där det är en kraftig förorening på en begränsad del av området, kan leda till problem. Där är det nämligen ett direkt läckage av impregneringsmedel ut i grundvattnet.

1990.09.10 1 (2)

# KONSTEN ATT LÄGGA NED EN IMPREGNERINGSANLÄGGNING

Sågverkschef Sven Esplund, Hasselfors Timber AB,
Hasselfors

## Inledning

Synen på användandet av kemiska preparat har förändrats radikalt de senaste årtiondena. Detta har bl a medfört att miljövårdsmyndigheterna kräver kontrollprogram för industrier vad gäller miljön. Därför blev impregneringsverket i Hasselfors uppmärksammat av miljövårdsenheterna lokalt och centralt.

## Bakgrund

Sedan 1950-talet hade man på Hasselfors en impregneringsanläggning där ledningsstolpar impregnerades. Under 1970 - 1980-talen bedrevs impregnering av sågade trävaror (bilaga 1).

## Miljörisker

Man blev mer och mer observant på riskerna för förorenande av grundvattnet från urlakningen vid impregneringsanläggningen och på våren 1986 fick Hasselfors besök av personal från Länsstyrelsens naturvårdsenhet beträffande kontrollprogram för industrin. Då användes impregneringsanläggningen endast sommartid och därför var den inte i bästa kondition vid Länsstyrelsens inspektion.

## Åtgärder

Provtagning 1.

Länsstyrelsen gjorde tillsammans med företaget jordprovstagning på de fyra punkter, som framgår av bilaga 2. Detta jordprov skickades för analys. Resultatet visade att halten av koppar, krom och arsenik var av den art att fortsatt provtagning borde ske.

Provtagning 2.

Jordprover togs på fyra ställen på ett djup av ungefär 10 cm, (bilaga 3). Resultatet av dessa prover medförde att Länsstyrelsen krävde att bolaget skriftligen skulle meddela om impregneringsavdelningen skulle finnas kvar och i så fall i vilket skick. Företaget fattade då beslutet att lägga ner impregneringsavdelningen.

Provatagning 3.

Att impregneringsavdelningen skulle läggas ner betydde inte att man slutade med provtagningarna. Det hade visat sig att halterna vid senaste provtagningen var alltför höga.

Företaget upprättade ett provtagningsförslag omfattande 17 provtagningsställen, (bilaga 4), där jordproverna skulle tas på 20 respektive 50 cm:s djup och med ca en halv liter jord i varje prov. De då erhållna halterna var 10 - 100 gånger över normala värdena. En utökad provtagning var därför befogad.

Kompletterande prover togs på ett mindre antal ställen. Analysen av dessa kompletterande prover visade att marken var högst belastad av krom, koppar och arsenik i nära anslutning till impregneringsverket.

Saneringsförslag

Företaget var överens med myndigheterna om att åtgärder skulle vidtas för att förhindra fortsatt utläckage av arsenik och metaller. De olika försök som gjordes på laboratorier har visat att ingjutning av förorenade jordmassor f n är det mest effektiva saneringsalternativet.

Företaget upprättade ett förslag till åtgärder enligt bilaga 5. Detta förslag godkändes av Länsstyrelsen och saneringen genomfördes.

Avslutning

1988.06.08 meddelade företaget i brev till Länsstyrelsen att saneringen var genomförd i enlighet med det antagna förslaget.

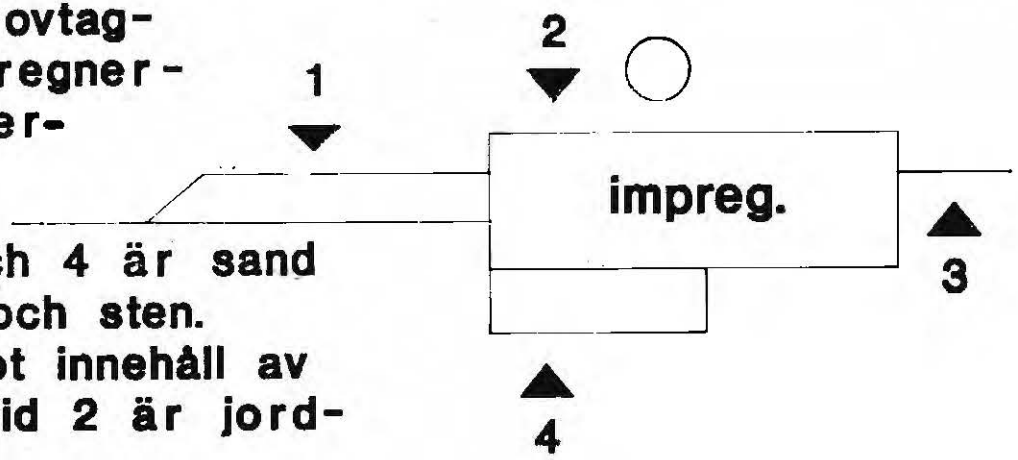
I beslut 1988.06.30 godkände Länsstyrelsen saneringen av den nedlagda impregneringsanläggningen (bilaga 6). Tidsrymden för nedläggning och sanering blev från mars 1986 till juni 1988, alltså drygt två år.


Industri-
rörelse
Hasselfors Timber AB
Hasselfors Garden AB
Hasselfors Preciform AB
Elektro Standard AB
Silikemi AB
Tors Hammare AB
Skogs-
förvaltning
Hasselfors Bruks AB
Kapital-
förvaltning
AB Organic
Hasselfors Finans AB
Aktie-
förvaltning
Förvaltnings AB Hasselfors
HASSELFORS

## JORDPROVTAGNING

Den 10 april 1986 togs markprover vid impregneringsverket enlig överenskommelse med bolaget och länsstyrelsen. Från fyra punkter, på ca 20 cm djup, togs prov som sedan sammanhälldes till ett generalprov. Generalprovet analyserades med avseende på koppar. De fyra punkternas placering visas i figuren. Bedömning av jordart har också skett.

Pilarna markerar provtagningspunkter vid impregneringsanläggning och lagertank.




Jordarten vid 1,3 och 4 är sand med inslag av grus och sten. 4 har dessutom något innehåll av organiskt material. Vid 2 är jordarten silt

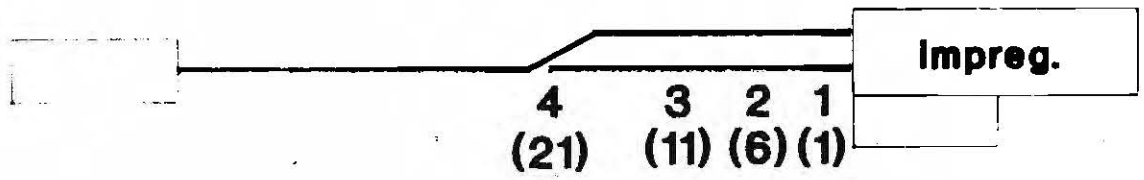
# PROVTAGNING AV MARK VID IMPREGNERINGSAVDELNINGEN

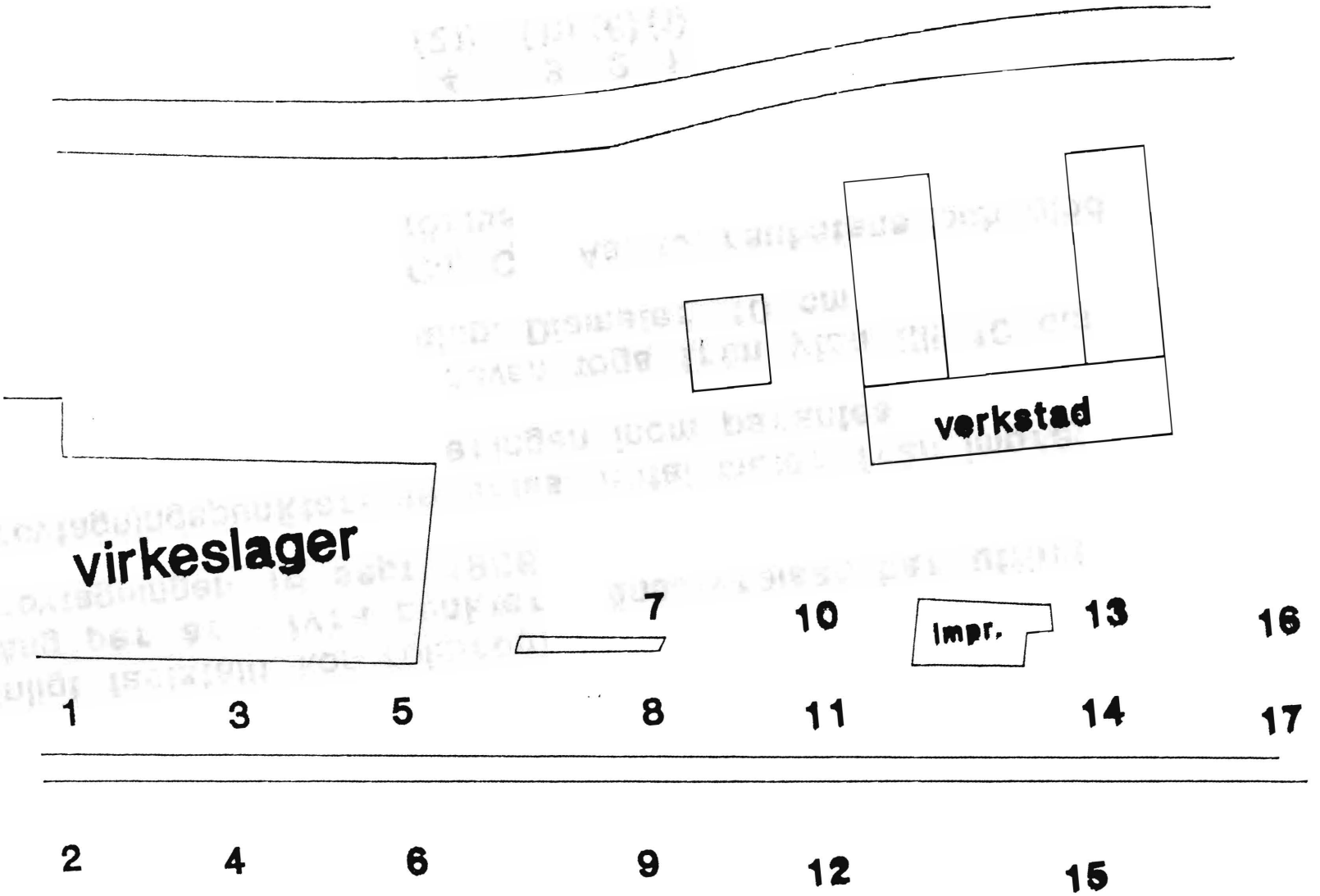
**Enligt fastställt kontrollprogram skall markprov tas en gång per år i fyra punkter. Länsstyrelsen har utfört provtagningen 16 sept 1986.**

**Provtagningspunkter:** se skiss. Antal meter från impregneringen inom parantes

**Metodik** Proven togs från ytan till 10 cm djup. Diameter 10 cm

**Analys** Cu, Cr, As, torrsubstans och glödförlust




verkstad
virkeslager
7
10
impr.
13
16
1
3
5
8
11
14
17
2
4
6
9
12
15

1. All kvarbliven impregneringsvätska i olika behållare skall sugas över till tankbil. Ombesörjes av SAKAB.

2. Byggnaden för impregneringsanläggningen skall rivas. Betongfundament för huset, tanken och betonggropen skall dock vara kvar.

3. På bifogad karta har bolaget markerat vilka ytor som skall saneras och till vilket djup. Total volym blir 170 m3. Jordmassorna skall blandas med cement och gjutas till betongklumpar. Dessa sägges på en kommunal deponi för grovavfall.

4. De utgrävda massorna ersättes me oförorenat material bestående av tät jordart (ler och silt). Ovanpå lägges ett dräneringslager av min 20 cm tjocklek

BILAGA 6

LÄNSSTYRELSEN
I ÖREBRO LÄN

PLANERINGSAVDELNINGEN
Naturvårdsenheten
Förste byråingenjör
Martin Ahlfors

BESLUT

1988-06-30

2411-162-88
jfr 2411-149-88
60-102

Hasselfors Timber AB
690 33 HASSELFORS

Sanering av förorenad jord vid Hasselfors Timber AB:s impregneringsverk i Hasselfors

Vid besök på platsen den 29 juni 1988 konstaterades att bolaget har uppfyllt de villkor som anges i länsstyrelsens beslut den 18 november 1987 (dnr 11.1949-1757-87).

I bilagan redovisar bolaget hur villkoren har uppfyllts. Cementinblandningen till den förorenade jorden skedde i förhållandet cement:jord till 1:3,5. Laxå tippstation har också besökts, varvid konstaterades att betongklumparna ligger i asbesttippen i enlighet med kommunens önskan. Beträffande villkor 4 har området täckts med endast grova fraktioner - ej silt och ler, detta på grund av att reduktionsförhållanden ger upphov till arsenikföreningar som uppträder i gasform och därmed avgår till luften.

Länsstyrelsen godkänner bolagets genomförda sanering av impregneringsområdet. Ytterligare undersökningar är inte aktuella.

Roland Andersson

Martin Ahlfors

## DISKUSSION SVEN ESPLUND

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Används den aktuella platsen till någon slags verksamhet idag?

*Sven Esplund, Hasselfors Timber AB*

Idag fungerar platsen som uppställningsplats för arbetsmaskiner.

# TRÄIMPREGNERINGEN ORSAKEN TILL CANCERFALL HOS KRINGBOENDE?

Avd.dir Hans Groth, Länsstyrelsen i Norrbottens län, Miljövårdsenheten, Luleå.

## Inledning

Under maj månad 1988 publicerades i tidningar, radio och TV i Norrbotten uppgifter om att 16 personer från 22 hushåll som under åren 1940-1970 hade bott inom bostadsområdet Moråsen i Boden dött i olika former av cancer.

Förhållandet att så många personer bland släkt och grannar dött i cancer hade uppmärksammats av Anna-Stina Rödin som själv har växt upp inom området.

Länsstyrelsen har ansvaret för miljötillsynen över impregneringsanläggningar. I och med skriverierna i pressen fick vi på miljövårdsenheten kännedom om dödsfallen. En studie av sambandet mellan en bostadsmiljös närhet till impregneringsverksamheten och ökad sjuklighet/dödlighet i cancer skulle därför vara av stort intresse för det fortsatta miljöskyddsarbetet. Kontakt togs med landstingets samhällsmedicinska enhet samt miljö- och hälsoskyddsnämnden i Boden för att om möjligt sätta ihop en gemensam projektgrupp för att studera frågan. Projektgruppen bildades i juni 1988 och till den kopplades även två personer som har bott inom Moråsenområdet samt en distriktsläkare från primärvården.

Kostnaderna för hela studien som delas lika mellan länsstyrelsen, samhällsmedicinska enheten och Bodens kommun har beräknats till 170 000 kr.

## Bakgrund

I Boden har omfattande träimpregneringsverksamhet pågått sedan början av 1940-talet. Verksamheten har bedrivits på två olika platser med ett avstånd från varandra på ungefär 400 m. Att verksamheten har varit omfattande framgår av uppgifter om att en stor del av SJs behov av slipers för Norrbotten impregnerades i Boden som är centralort för länets järnvägstrafik. De impregneringsmedel som har använts var i början kreosot och på senare tid CCA-medel.

I nära anslutning till impregnerings- och upplagsområdena fanns bostadsbebyggelse. Solgårdarna var två flerfamiljshus sk barnrikehus och Moråsen bestod av 22 enfamiljshus. På båda områdena fanns trädgårdar där grönsaker, rotfrukter och bär odlades för husbehov. Enskilda brunnar för färskvatten fanns främst på Moråsen.

Impregneringsplatserna har inte varit inhägnade vilket gjort att barn kunnat leka på och intill upplagen. Av uppgifter från tidigare Moråsenbor framgår det att barnen vintertid ofta tog istappar från impregnerade sliprar som de sedan slickade på. Stoft och spån som kan ha innehållit träskyddsmedel har troligen pga närheten spridits över trädgårdsodlingar. Eftersom förvaring och hantering av träskyddsmedlen enligt dagens mått har varit bristfällig, med spill som trolig följd, kan man inte utesluta att enskilda brunnar har påverkats.

Syfte

Projektet syftar till att belysa eventuella samband mellan en boendemiljös närhet till impregneringsverksamhet och människors hälsotillstånd. Liknande lokaliseringsförhållanden är troligen ganska vanliga i Sverige och resultaten av studien kan därför ha stort allmänt intresse.

För att komma fram till det övergripande målet har följande frågeställningar formulerats:

* Hur stor är och har den faktiska sjukdomsförekomsten varit bland dem som bott i närheten av de två impregnerings- och upplagsplatserna i Boden?

* Har de som bott intill dessa platser löpt ökad risk att drabbas av dödsfall, cancersjukdom, missbildningar eller andra sjukdomar?

* Finns det ett samband mellan den aktuella exponeringen och ökad förekomst av olika typer av sjuklighet och dödlighet?

* Hur kan resultaten användas i framtiden?

Studien ska också ses som ett försök att bygga upp nya samarbetsformer mellan olika myndigheter och inrättningar som kan gagna miljöskyddsarbetet och människors hälsa

Geografisk avgränsning

Studiebasens geografiska avgränsning bestäms av var verksamhet och bebyggelse har varit lokaliserade. De platser som är berörda/exponerade och som studien omfattar kallas Moråsen respektive Solgården. Personer som någon gång under sitt liv bott inom något av områdena ingår i studien.

Exponeringstid

Studiens exponeringstid bestäms av

* Impregneringsverksamhetens tidsmässiga förlopp

* Bostadsbebyggelsens historia

Impregneringsverksamheten påbörjades under 1940-talet vid Solgårdarna. Senare flyttades verksamheten till Moråsen, där den bedrivs idag. Hyreshusen vid Solgårdarna var bebodda fram tom 1989 medan avflyttningen från Moråsen avslutades under mitten av 1970-talet. Med hänsyn till dessa bakgrundsfaktorer har studien avgränsats till att omfatta åren 1944 - 1974.

Definition av exponerade

Expositionslokalen blir de definierade Moråsen och Solgårdenområdena. Personer som mer stadigvarande har vistats inom dessa områden under den aktuella tidsperioden betraktas som exponerade. I praktiken har de som varit mantalsskrivna inom områdena kommit med i studien.

Exponeringens storlek

Det är i efterhand svårt att med exakthet säkerställa exponeringens storlek eller proportioner av olika preparat i fråga om exponeringsvägar, exponeringssätt, intagsvägar. Närheten har därför tagits som ett samlande mått på exponeringens storlek.

För att få viss uppfattning om exponeringens storlek har jord- och grundvattenprover tagits inom projektets ram. Proverna har analyserats med avseende på krom, koppar och arsenik samt kreosot. Några förhöjda nivåer av de analyserade parametrarna har emellertid inte kunnat observeras i grundvattenproverna. I jordproverna förekommer däremot kraftigt förhöjda värden för alla parametrar.

Population och metod

Undersökningen har lagts upp som en historisk kohortstudie. Personer som har bott i de exponerade områdena jämförs med en grupper som har bott inom några kontrollområden. Förekomst av sjukdom eller ohälsa jämförs mellan grupperna.

Kontrollgrupp

Till kontrollområden har valts

Kv Gamen och Falken för Moråsen

och

Kv Grönsiskan för Solgårdarna

Samtliga områden ligger i Boden. Kontrollområdena har valts ut så att de i väsentliga avseenden ( socialt, bebyggelsemässigt, standard mm ) under exponeringstiden överensstämmer med exponeringsområdena utom vad beträffar närheten till impregneringsverksamhet. Liksom vad gäller exponeringsgruppen har personer som har varit mantalsskrivna inom kontrollområdena mellan 1944 och 1974 tagits med i studien.

Mått på dålig hälsa

Som mått på sjukdom och ohälsa kontrolleras för de utvalda personerna:

1. Dödlighet ( totalt och i vissa sjukdomar )

2. Cancerinsjuknande ( totalt och i vissa cancerformer )

3. Medfödda missbildningar

4. Tecken på sjukdom och dålig utveckling hos foster och nyfödda barn

5. Andra tecken på ohälsa ( subjektiva, allergier m fl )

De register som blir aktuella är dödsorsaks-, cancer-, missbildnings- och medicinskt födelsemeddelanderegister. Andra uppgifter hämtas in genom fråge- och intervjuenkät.

Frågeenkät

För att få en uppfattning om sjukdomar som inte registreras i centrala register samt faktorer som rökning, yrke mm nyttjas frågeenkäter. För att återspegla möjliga exponeringsvägar tas i enkäterna också upp frågor om egna iakttagelser t ex beträffande vattenförsörjning, hantering av impregneringsmedel förfaringssätt vid impregnering mm.

För att få en historisk bakgrund och för att få erforderliga uppgifter vid utvärderingen görs särskilda intervjuer med vissa personer ( boende, anställda vid impregneringen, SJ-personal, myndighetspersoner )

Tidplan

Projektet planeras att slutföras under december 1990.

Lägesredovisning

Under perioden 1944 - 1974 har 620 personer varit mantalsskrivna inom Moråsen-Solgårdenområdena och 880 personer varit mantalsskrivna inom referensområdena. Av dessa har ca 300 personer avlidit.

Totalt har ca 1200 enkäter skickats ut.Svarsfrekvensen för det exponerade området är ca 80 % dvs 400 personer och ca 65 % för referensområdena dvs 440 personer.

NR 121 ÅRGÅNG 70 FREDAGEN DEN 27 MAJ 1988

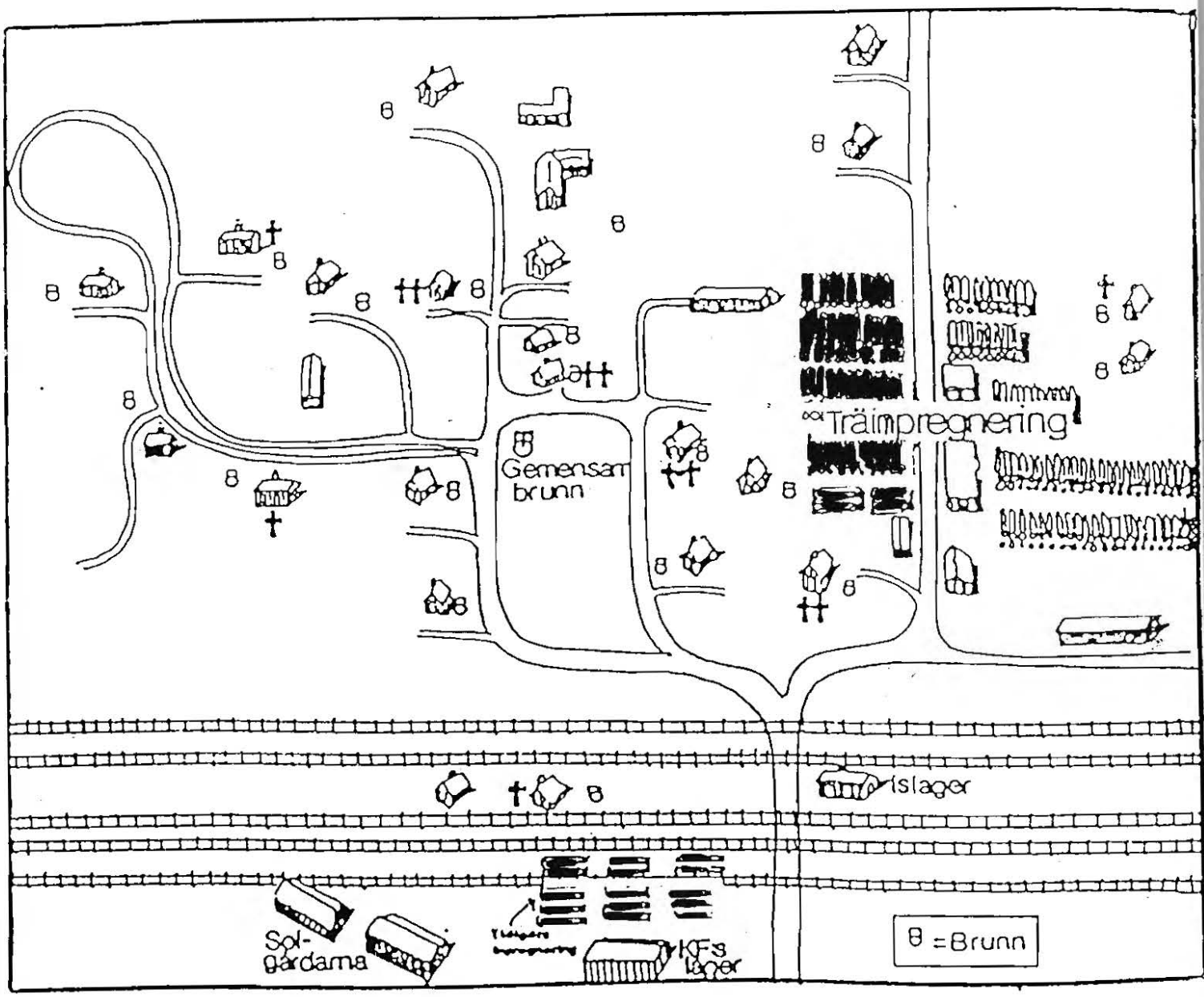


# CANCER-
## döden i Moråsen tog
# FLER LIV

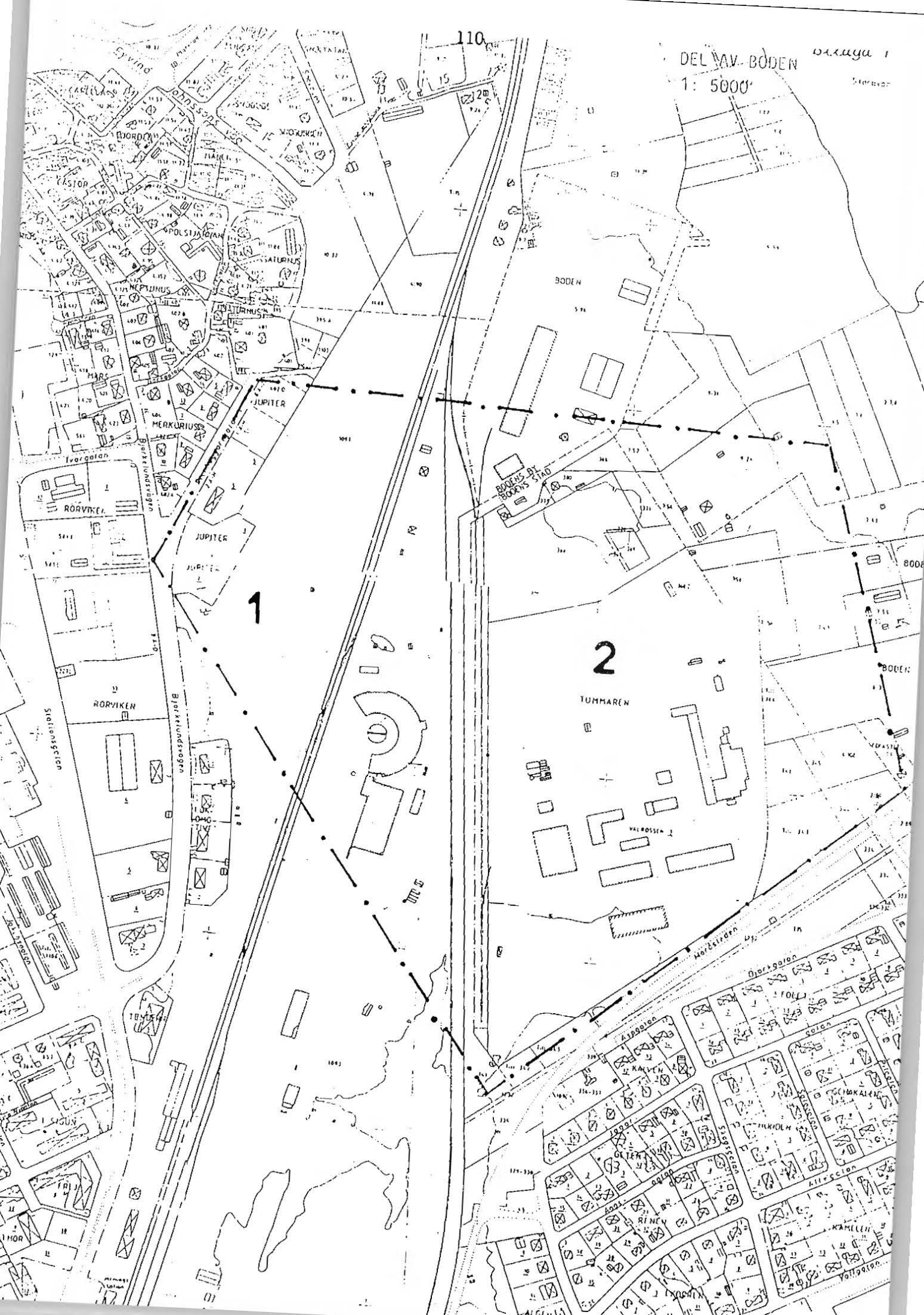


# DERAS IDYLL VAR DRÄNKT I GIFT

## – här lekte de mitt i arseniken


Träimpregnering
Gemensam brunn
Islager
Sol-gårdarna
KF:s lager
= Brunn

NSD 88-05-26


DEL AV BODEN
1 : 5000
1
2
TUMMAREN
RÖRVIKEN
JUPITER
MERKURIUS
MARS
NEPTUNUS
SATURNUS
BODEN
BODENS BY
BODENS STAD
Tvärgatan
Bjurträskvägen
Stationsgatan
Hörselgatan
Ljungbergsgatan
Kalvgatan
Oljegatan
Ringgatan
Kamelgatan
Vallgatan

För att komma fram till det övergripande målet har följande frågeställningar formulerats:

* Hur stor är och har den faktiska sjukdomsförekomsten varit bland dem som bott i närheten av de två impregnerings- och upplagsplatserna i Boden?

* Har de som bott intill dessa platser löpt ökad risk att drabbas av dödsfall, cancersjukdom, missbildningar eller andra sjukdomar?

* Finns det ett samband mellan den aktuella exponeringen och ökad förekomst av olika typer av sjuklighet och dödlighet?

* Hur kan resultaten användas i framtiden?

Bilaga 6


Buddbyträsket
Nedre Avan
Storavan
SOLGÄRDEN
MORÄSEN
Bodträsket
Ytire Avan
GRÖNSISKAN
GÄMEN, FALKEN
Svartbyträsket

Ohälsomått

Som mått på sjukdom och ohälsa komtrolleras för de utvalda personerna:

1. Dödlighet ( totalt och i vissa sjukdomar )

2. Cancerinsjuknande ( totalt och i vissa cancerformer )

3. Medfödda missbildningar

4. Tecken på sjukdom och dålig utveckling hos foster och nyfödda barn

5. Andra tecken på ohälsa ( subjektiva, allergier m fl )

## DISKUSSION HANS GROTH

*Ingvar Johansson, Statens provningsanstalt (SP)*

Har ni i undersökningen enbart undersökt eventuell påverkan från impregneringsmedlen? Andra faktorer kan kanske också spela in. Har ni t ex funderat något på radon?

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

Vi diskuterade just problemet med radon, men vi kom fram till att ju mer man blandar in i undersökningen desta svårare skulle det bli att göra bedömningar . Vi har därför försökt att begränsa oss. I början var det också tal om att ta med den personal som hade jobbat på impregneringen.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Hur långt ifrån undersökningsområdet ligger referensområdet? På kartan får man intrycket av att referensområdet ligger ganska nära. Kan då inte även de personerna i så fall vara påverkade?

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

Det rör sig om flera kilometer, så det bör inte vara några problem.

*Harald Norin, Institutet för Vatten- och luftvårdsforskning (IVL)*

Har man några indikationer på om det skulle kunna bero på kreosoten eller arseniken om det nu är någondera. Vad tror ni? Vid studier på arbetare vid Rönnskärsverken har man funnit en relativt liten förhöjning av cancerförekomsten, mot vad man kanske skulle väntat sig. I det här fallet måste ju ändå exponeringen vara väldigt mycket lägre. Av den anledningen kan man ju tycka att arseniken knappast skulle kunna vara orsaken. Då återstår alltså kreosoten.

För att ta ett närliggande exempel. Det är allmänt känt att det finns ganska många snusare i vårt land, vilka använder rökt snus. Dessa personer utsätts för mycket höga halter polyaromater (finns även i kreosot), i samma nivåer som böckling faktiskt. Svenska folket använder ca 5000 ton snus/år. Inte heller här är överfrekvensen cancer alarmerande hög.

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

Jag skulle faktiskt själv bli väldigt förvånad om man i den här studien skulle kunna visa på att det är en ökad cancerfrekvens bland de som exponerats, jämfört med referensgruppen. Däremot tycker jag att man måste ta människors iakttagelser och oro på fullt allvar i såna här sammanhang. Därför genomförs studien.

*Monica Andersson, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Västmanlands län*

Har bolaget som bedrivit verksamheten själva varit inblandade i undersökningen?

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

På den första platsen lades impregneringsverksamheten ned redan på 1950-talet. Några representanter från industrin är därför inte med i referensgruppen. Däremot håller vi på med ett parallellt arbete om hur vi skall komma tillrätta med föroreningssituationen i området. Där finns heller inte någon kvar som har bedrivit verksamheten. Där arbetar vi

nu med de nuvarande markägarna. Mycket p g a massmedias tryck har markägarna Bodens kommun, Konsum Norrbotten och Banverket ställt upp på att finansiera både undersökningar och saneringar av området.

*Ingvar Johansson, Statens provningsanstalt (SP)*

Det kan nog tyckas lite märkligt att arbetarna på impregneringsanläggningen inte ingått i referensen. De om några har ju utsatts för exponering, och borde kunnat utgöra en liten referens mot den referensgrupp som du har.

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

Vi diskuterade just detta. Medicinarna tyckte däremot inte att de skulle vara med. Däremot finns några av arbetarna vid företaget med i den exponerade gruppen eftersom de bott i området. Dessa får man naturligtvis ta sig en alldeles särskild titt på.

## PANELDISKUSSION

*Kurt Bengtson, Svenska Träskyddsföreningen*

Jag skulle vilja lämna några synpunkter på dagens miljökonferens som helhet. Vi har hela dagen hört anföranden och diskuterat problem med gamla anläggningar och oftast nedlagda verksamheter, alltså sk gamla synder. Det är egentligen bara Vibeke Bernson som berört framtiden något. På Träskyddsföreningen och Träskyddsinstitutet arbetar vi framförallt med två framtidsfrågor, nämligen miljöavgiftsutredningens förslag om införande av miljöavgifter på impregnerat trä och Keml's förslag till föreskrifter för träskyddsbehandlat trä. Branschen har avstyrkt båda förslagen. Här har branschen och myndigheterna olika uppfattningar i vissa mycket väsentliga frågor.

När man läser de dokument som producerats inom området de senaste två åren finner man att, när man talar om moderna anläggningar, så är det egentligen endast en fråga som kvarstår. Frågan rör deponering och destruktion. Om det nu var så att den frågan löses, då vore det således inga problem, och vi skulle kunna impregnera för allt vad tygeln håller!

Branschen gör nu ett försök att verkligen belysa denna fråga. En referensgrupp bestående av 20 personer har tillsats. Industrin är väldigt lite representerad i gruppen. Bland ett antal angelägna projekt med miljöinriktning har destruktions- och deponeringsfrågan högprioriterats.

Industrin har accepterat satsningen och kommer därför att finansiera och låta genomföra projekt på området för att ta fram fakta. Branschen räknar med att oomtvistade fakta skall presenteras. Det skulle vara roligt att se lika många deltagare på nästa miljökonferens där framtiden diskuteras.

Enligt Keml's förslag skall de nya föreskrifterna gälla fr o m 1991-01-01. Vi är snart där. Ännu har inte något beslut fattats. Kommer Keml därför att skjuta upp ikraftträdandet?

*Vibeke Bernson, Kemikalieinspektionen (Keml)*

Vi håller nu på att gå igenom remissvaren. Det datum som står nu är 1991-01-01. Det är dock troligt att det kommer att bli senare i det slutliga förslaget.

Ibland undrar jag varför branschen strider så för de här gamla medlen till varje pris. Det vi vill se är en utveckling på träskyddsområdet. Är det verkligen säkert att vi för all framtid absolut måste använda arsenik, krom och kreosot, som vi vet har så många urtrista egenskaper. De är cancerframkallande och arsenik och krom är persistenta i o m att de är grundämnen. På de flesta andra områden har vi sett en utveckling, och jag är övertygad om att det går att få det även på träskyddsmedel. Därför tycker jag att en del av det krut man lägger ned på att bevisa att skadorna med de gamla medlen är små, skulle man istället lägga ned på att gemensamt få fram andra bättre medel. En utveckling som leder till att man fortfarande skulle kunna använda trä i utsatta användningsområden, och då utan de här medlen.

*Björn Henningsson, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)*

Vi kommer kanske in på ett litet sidospår nu, men jag vill ändå lite kommentera de speciella problem som följer med utvecklingen av nya träskyddsmedel.

Ur effektivitetssynpunkt så är CCA-medlen vid en jämförelse med de alternativa produkter som hittills tagits fram klart överlägsna. Detta i praktiskt taget alla användningsmiljöer för impregnerat trä.

Det har faktiskt gjorts betydande satsningar på olika håll i världen genom åren, för att försöka finna alternativa träskyddsmedel, samtidigt som mycket forskning lagts ned på att göra även de gamla medlen mera rumsrena. Det är faktiskt en utveckling det också. Även den tekniska sidan har utvecklats mot bättre processer och utrustning för att en bättre impregnering skall kunna utföras.

Som jag ser situationen idag så skulle ett eventuellt snabbt förbud mot användandet av arsenik i träskyddssammanhang medföra svårigheter. Vi skulle i och för sig kunna fortsätta impregnera trä med noggorlunda bibehållen effektivitet genom att använda CC-, CCB- och CCP-medel. Skulle ett förbud även omfatta krom då vill jag påstå att situationen för impregnerat trä är mycket osäker.

De alternativ som då står till buds idag är enbart de kopparammonialkaliska medlen. Utvecklingen har dessvärre visat att dessa medel har stora svårigheter att uppnå ett långsiktigt, fullgott skydd mot brunrötesvampar. Detta p g a att dessa svampar har ett kompletterande system för nedbrytning av cellulosa som inte finns hos andra svampar. Här fungerar därför inte samma toxiska principer. Dessa kunskaper har man fått genom att man lärt sig mycket om den molekylära delen av nedbrytningsprocessen.

Ett förbud mot arsenik och krom leder alltså till att effektiviteten hos impregnerat trä inte kan upprätthållas, till dess vi utvecklat alternativ med fullgod effektivitet.

För att någorlunda bibehålla effektiviteten skulle vi dessutom bli tvungna att gå upp i kemikaliemängder där kopparhalten kanske blir den tredubbla jämfört med CCA-medlen.

Situationen är alltså komplicerad. För 10-15 år sedan såg många de ammoialkaliska medlen som ett alternativ till CCA-medlen. Idag är bilden en annan.

*Per-Olof Johansson, VIAK AB*

Om jag förstått det som sagts idag rätt, så har man inte kunnat konstatera grundvattenföroreningar av kreosot på lite större djup annat än direkt utanför själva impregneringsanläggningen. Jag undrar därför lite om kreosotens rörlighet i marken? Det nämndes något om speciella fall från USA.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Vi har sådana fall i Sverige också. Bl a vid en förorening i Katrineholm, vid gasverkstomten i Husarviken, Stockholm och även vid Bleckholmstorget, Stockholm har det konstaterats påverkan på grundvattnet. De exempel från USA som jag nämnde under mitt anförande, var ändå betydligt mera omfattande. Om det finns geologiska, klimatologiska eller provtagningsmässiga skäl till det vet jag inte. Någon orsak finns det naturligtvis, och vi skall försöka finna den. Det kan rent av vara så att kreosoten finns i grundvattnet, men att vi inte ser den p g a annorlunda provtagningsmetodik. Det kan också vara så att den inte finns där och då är vi mera lyckligt lottade.

*Marie-Louise Edlund, Svenska Träskyddsinstitutet*

Från IMM rapporterar man väldigt låga tolerabla halter av arsenik i mark som skall användas som bostadsområden i framtiden. För mig låter det väldigt märkligt att man endast skulle tolerera så låga värden som kanske rent av är lägre än bakgrundsvärdena på vissa platser i landet.

Hur ser panelen i övrigt på dessa mycket låga värden? Är man tvungen att gå ned till så låga värden för att kunna använda marken till något annat än fortsatt grov industriverk-

samhet? Jag föreställer mig att man vid anläggandet av nya bostadsområden belägger marken med jord, man asfalterar och anlägger lekplatser med sand. Alltså täcker man över den förorenade marken. Borde inte sådana och liknande aspekter spela in vid en bedömning?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Det är egentligen inte så att man måste få ned halterna till bakgrundsnivåer. Det Lennart Dock och IMM redovisat säger att om marken innehåller vissa bestämda halter arsenik och ligger öppet, så att direktkontakt med jorden kan förekomma, kanske t o m genom intag via munnen, så löper man en viss kvantifierad risk för akut dödlighet respektive cancersjukdom.

Man kan naturligtvis alltid vidta olika skyddsåtgärder som gör att man eliminerar en exponerings- eller spridningsväg. Sådana skyddsåtgärder gör att man kan tolerera att jord med högre halter kan ligga kvar, genom att den då inte längre är åtkommlig. Utgångspunkten är då inte bara risken för att människor skall kunna exponeras, utan även risken för spridning i marken.

I bostadsområden förekommer dessutom ständiga uppgrävningar för kablar, rördragningar, kabel-TV o s v, som hela tiden kan medföra att förorenad jord kommer upp till ytan, och därigenom förekommer återigen risken för exponering.

*Hans Groth, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Norrbottens län*

I praktiken är det vi på länsstyrelsen och miljö- och hälsoskyddsförvaltningarna som på något sätt har att se till att åtgärderna som behöver göras blir utförda. Det är då mycket viktigt för oss att ha klara riktlinjer att utgå ifrån. Vi har inte själva resurser, knappt heller kunskaper, att kunna göra dessa riskbedömningar i varje enskilt fall. Därför trycker även vi på mot SNV och andra expertmyndigheter för att få riktlinjer för hur vi skall arbeta med dess frågor.

*Lennart Dock, Institutet för miljömedicin (IMM)*

Det är viktigt att man är medveten om att de värden vi tagit fram bygger på en serie antaganden, och de får därför inte betraktas som absoluta gränsvärden. Vi har tvingats göra vissa antaganden, t ex vad det gäller exponering och biologisk tillgänglighet. Vad vi däremot kan säga med större säkerhet, är att vid risk för akuta effekter vid höga halter av t ex arsenik, så är det väldigt viktigt att ta in i riskbedömningen, att trots cementering, planteringar m m på marken, så kommer för eller senare tillfället då man måste gräva i marken. Är det då så pass höga halter så att ett barn som äter av jorden dör, så är inte det något som vi kan ta något som helst ansvar för.

Om 100 ug/kg som en nedre gräns, är en säker nivå eller om den är överdrivet låg är väldigt svårt att säga. Det går ju inte att kontrollera. Vi har räknat fram värdena utifrån en serie antaganden. Vi blev ombedda att presentera siffror i gasverkstomtsfallet. Vi ville helst inte göra det. Vi gör dock det principiella uttalandet att när det gäller metaller så anser IMM att vi redan idag får i oss så höga halter att man inte kan utesluta att det finns känsliga individer i befolkningen som får skador av det. Därför bör ytterligare bidrag av metallerna undvikas. Det är det främsta skälet till att vi vill gå ned så långt som möjligt.

*Per Junker, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län*

När vi på länsstyrelsen har att göra bedömningar enligt miljöskyddslagen, skall vi ta hänsyn till ett sk skälighetsbegrepp, som innebär att vi gör en avvägning av vad som kan accepteras. Naturligtvis är det svårt att fastställa vetenskapligt var gränsen går. Vi är

helt beroende av att få hjälp från centrala utredningsståndpunkter som sätter gränser. Kommer då IMM med ett värde, har vi någonting att gå på. Skall det vara bra skall det vara bakgrundsvärden, det är naturligtvis självklart. Däremot kräver vi inte alltid att det skall vara riktigt bra. Många andra aspekter kan spela in, inte minst ekonomiska.

Jag tycker, att om man överväger att tillåta husbebyggelse på förorenad mark, så skall man vara betydligt hårdare på att marken saneras. Har vi inte ett problem redan skall vi naturligtvis inte bygga dit ett.

När det gäller grundvattenpåverkan av kreosot kan jag nämna att vid en kreosotimpregneringsanläggning på Gotland har vi en påverkan på grundvatnet 300 meter från föroreningskällan. En märklig sak i sammanhanget är att föroreningen verkar komma och gå.

*Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet*

Vi har idag hört många föredrag som diskuterat hur man skall åtgärda föroreningar vid gamla impregneringsverk. Branschen ser här ett rejält behov av att det sammanställs något slags riktlinjer för hur man skall bedöma behovet av åtgärder beroende på hur impregneringsplatsen skall användas i framtiden. Det finns flera olika saneringsmetoder att välja bland, vissa mer kända än andra. På basis av det vi vet idag, vilket är ganska mycket, bör man från centralt håll ställa samman sådana riktlinjer och därmed fylla det behov som finns. Idag är det alltför uppenbart att dessa frågor behandlas olika från länsstyrelse till länsstyrelse. Behovet av samordning är stort.

Jag vänder mig också mot uttalanden och skriverier där man riktar in sig på att intag av så och så många gram av förorenad jord kan döda ett litet barn. I mångt och mycket måste detta scenario vara helt hypotetiskt. Dylika exempel uttnyttjas självklart på ofta mindre smakliga sätt av massmedia. Det är mycket olyckligt när det blir så.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Det är just p g a att gränsvärden missbrukas som vi inte vill fastställa några. Det sker gång på gång att gränsvärden feltolkas. En konsult, som SNV lät göra en del arbeten inom området, uttalade någon gång ett gränsvärde på 200 mg/kg arsenik i jorden. Det värdet har sedan vridits och vänts överallt. Det sattes till den nivån därför att vid halter över 200 mg/kg fanns det risk för utlakning. Det har av andra tolkats som att ingen sanering alls behövs om uppmätta värden är under 200 mg/kg, vilket är helt fel och inte alls samma sak.

Jad håller däremot fullständigt med dig om att det behövs riktlinjer. Det material jag presenterade idag är stommen till de riktlinjer som jag håller på att skriva, framförallt när det gäller riskbedömningsdelen. Tyvärr har resurserna för detta arbete varit små vilket gjort att det tagit tid. Jag hoppas dock att riktlinjerna snart skall vara klara för publicering.

*Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet*

Jag vill då rikta en uppmaning till SNV att vid utarbetandet av riktlinjerna, uttnyttja den expertis och kompetens som finns på området hos bl a SLU, VIAK, IVL m fl, vilka arbetat länge med dess frågor.

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Förvisso är det en hypotes att exemplifiera med risken att ett barn skall dö. Men vi kan inte utesluta att det är på det visset. Vi vill naturligtvis inte få det bekräftat. Vi säger

istället vad vi tror kan hända, samtidigt som vi hoppas att det inte händer. Vi är hellre för försiktiga än att vi riskerar någonting.

*Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet*

Men sannolikheten för att detta skall inträffa måste du väl ändå hålla med om är oerhört liten!

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Nej, varför då! I laboratorieförsöken har vi med djurförsök sett att när man gav mössen förorenad jord med en viss halt så påverkades de tydligt. Vi kan inte utesluta att samma reaktion inträffar med ett barn.

*Jöran Jermer, Svenska Träskyddsinstitutet*

Vad jag menar är att det är osannolikt att de skall få i sig arseniken, inte vilken reaktion det blir om de får den i sig.

*Lennart Dock, Institutet för Miljömedicin (IMM)*

Om barnet vistas på en plats där det finns arsenik i jorden och tar en näve jord och stoppar i munnen. Det kan mycket väl inträffa. Det kanske är osannolikt, men kan inte uteslutas.

*Ingvar Johansson, Statens provningsanstalt (SP)*

Det finns stora mängder arsenik, koppar och krom naturligt i jordskorpan. Vi vet att det sker en naturlig utlakning därifrån. Vi får samtidigt en hel del av dessa metaller på oss genom nederbörd. Om vi summerar allt impregnerat virke som impregnerats med medel som innehåller dessa metaller och räknar ut mängden metaller som använts, och jämför detta med de naturliga mängderna som finns i marken. Vad blir då relationen?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

I utredningen om införande av miljöavgifter på impregnerat trä så gör man en sådan jämförelse. Jag ställer kanske inte upp på hela det resonemanget man för där men jag kan försöka redovisa vad som sägs där i alla fall. Jämför man medelhalten av arsenik i de översta 20 cm av Sveriges markyta, med den mängd som spridits genom användning av arsenikhaltiga träskyddsmedel, så uppskattar man det till 3%. Gör man istället jämförelsen endast med Sveriges totala tomtareal blir motsvarande siffra 50%!

*Marie-Louise Edlund, Svenska Träskyddsinstitutet*

Det är riktigt som du säger. Precis så uttrycker man sig i miljöavgiftsutredningen. De förutsätter däremot att all arsenik som tillförts trä har kommit ut i de översta 20 cm av tomtmarken. Vad jag kan bedöma så sitter det mesta av arseniken kvar i träet och är således återvinningsbart eller vad man nu vill göra med träet efter användningen.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Miljöavgiftsutredningen menar väl, att det ännu inte har lakats ut till jorden från träet men att det för eller senare kommer att göra det.

*Marie-Louise Edlund, Svenska Träskyddsinstitutet*

Man förutsätter då någonting som kanske inte alls kommer att ske. Jag ifrågasätter också det riktiga i att göra jämförelsen med de översta 20 cm av Sveriges tomtareal.

*Rune Nilsson, Rentokil Svenska AB*

Vi får inte glöma bort att totalmängden arsenik, koppar och krom i Sverige totalt sett förmodligen minskar dels genom att en stor del av allt impregnerat trä som produceras i landet går på export, dels genom att Sverige är en stor exportör av dessa rävarumetaller, bl a för framställning av dessa träskyddsmedel, som faktiskt används över hela världen.

*Gösta Sandberg, Uminova Miljörevisorer AB*

Saneringskunniga har idag berättat om olika saneringsmetoder för kreosot och CCA-medel som alla kan definieras som mekaniska eller fysikalisk/kemiska. Ingen av metoderna leder dessvärre till ett slutmål som är miljömässigt acceptabelt. Inte någon har nämnt bioteknik som ett tänkbart hjälpmedel för att få fram slutliga metoder. I t ex USA har man kommit långt med metoder, som med bioteknikens hjälp tar hand om organiska miljögifter.

I vad mån är SNV engagerade i de försök som faktiskt pågår i Sverige, då framförallt vid Bleckholmstorget, där man in situ sanerar kreosotförorenad mark.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Jag tror att jag nämnde att de metoder som leder till destruktion, nedbrytning eller fixering av föroreningarna, är de som vi helst ser används. Saneringsprojektet vid Bleckholmstorget stöder SNV med två miljoner kronor. SNV är således definitivt intresserade av biologiska metoder.

*Gösta Sandberg, Uminova Miljörevisorer AB*

Har du någon uppfattning om metodens tillämplighet baserat på vad vi vet idag?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Komposteringsmetoden har nu gått över till pilotskalefasen i fält och vi är ganska optimistiska om att det skall fungera bra. Likaså de metoder som används vid Bleckholmstorget är lovande, även om det är i ett mycket tidigt skede just där. Försöken startades så sent som i juni i år. Vi är ändå optimistiska.

*Björn Henningsson, Sveriges Lantbruksunsiversitet (SLU)*

Vi har hört en intressant redogörelse för åtgärder och kostnader för att sluta med en impregneringsverksamhet. Jag skulle vilja fråga panelen om ni tycker att de redovisade kostnaderna och åtgärderna låter rimliga i det här fallet? Har hanteringen av ärendet varit riktig?

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Jag tycker faktiskt att det som redovisats för den aktuella anläggningen verkar vara ganska rimligt. Det kan naturligtvis kosta åtskilligt mycket mer i många fall. Bara mark- och vattenundersökningen kan ofta gå på flera hundra tusen kronor. Tillvägagångssättet som Sven Esplund redovisade, hur man genomförde arbetet stegvis är det rätta.

*Peter Englöv, VIAK AB*

När det gäller vilka kostnader som är rimliga är det egentligen en fråga som skall ställas till den det berör, alltså den som skall betala. Det finns säkert många olika filosofier vad man är beredd att betala. Televerket är t ex beredda att betala ganska mycket pengar för att en gång för alla åtgärda sina förorenade platser. Eftersom Televerket inte längre ägnar sig åt impregneringsverksamhet överhuvudtaget vill de definitivt skiljas från denna typ av problemställningar.

Andra som kanske fortfarande bedriver sågverks- eller impregneringsverksamhet ser säkert annorlunda på problemställningarna.

Kostnaderna för saneringar varierar, alltifrån vanlig enkel deponering till avancerad termisk behandling mellan 300:- respektive 1000:-/$m^3$ jordmassa.

*Andrew Petsonk, Statens naturvårdsverk (SNV)*

Regeringen har ju också föreslagit att det skall bli ganska höga avgifter för deponering av allt avfall. I dagsläget nämns 150:-/ton. Detta förändrar naturligtvis kostnadsbilden något. I bakgrunden ligger naturligtvis att myndigheterna helst ser att andra mer definitiva metoder används framför deponering.

*Jan Magnusson, Sveriges Geologiska AB*

Jag vill mena att mikrobiologisk teknik i allra högsta grad är tillämpad teknik, framförallt i USA, och alltså inte något försöksområde. Kostnaderna för en sanering är även beroende av om den förorenade marken t ex innehåller både arsenik och kreosot. Är det ren kreosot kan kostnaderna för biologisk nedbrytning uppskattas till mellan 300:- - 500:-/$m^3$. Och då är problemet löst för gott.