SVENSKA TRÄSKYDDSINSTITUTET

SWEDISH WOOD PRESERVATION INSTITUTE

Meddelanden
Reports

Nr 170 1994

ISSN 0346-7090

Träskyddsinstitutets miljöprojekt 1990–1994

STOCKHOLM 1994

INNEHÅLL

Sid

FÖRORD 3

1. BAKGRUNDSFAKTA

Användningen av träskyddsmedel i Sverige till produktion av impregnerat trä för inhemsk förbrukning 1900-1990 7
Svenska Träskyddsinstitutet, 1991
Kent Nilsson

2. LIVSCYKELANALYS

Inledning 27

Environmental consequences of various materials in utility poles - a life cycle analysis 29
The International Research Group on Wood Preservation, Document IRG/WP 3726-92, 1992
Martin Erlandsson, Kai Ödeen, Marie-Louise Edlund

3. URLAKNING FRÅN IMPREGNERAT TRÄ

Inledning 49

Analys av jord under impregnerat trallvirke 51
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990
Marie-Louise Edlund

Läckage från saltimpregnerade stolpar - en ministudie 61
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990
Marie-Louise Edlund

Leaching from field test stakes. Results from two different methods of analysis 67
The International Research Group on Wood Preservation, Document IRG/WP 93-50013, 1993
Fred G Evans, Marie-Louise Edlund

Leaching from field test stakes II. The distribution in and leaching from different parts of test stakes 81
The International Research Group on Wood Preservation, Document IRG/WP 94-50026, 1994
Fred G Evans, Bjørn Nossen, Marie-Louise Edlund

Analys av kreosotstolpar i Simlångsdalen efter 40 års exponering i fält 109
Analysis of creosote posts after 40 years of exposure
Vattenfall Utveckling, rapport nr M205 - 252.92, 1994
Gerd Bergqvist, Sirpa Holmroos

Losses of preservatives from treated wood during service. Results from a questionnaire 155
The International Research Group on Wood Preservation, Document IRG/WP 94-50031, 1994
Marie-Louise Edlund

4. HÄLSO- OCH MILJÖRISKER MED CCA-MEDEL

Inledning 177

Koppar, krom och arsenik i det naturliga kretsloppet. *Copper chromium and arsenic in the hydrological cycle* 179
Ragnsells Miljörevision, rapport nr 331116, 1992
Göran Bergman

Helsefare ved saltimpregnering med CCA (kobber, krom, arsen) 201
Statens Arbeidsmiljøinstitutt, 1992
David Ryberg, Aage Haugen

Impregnering av trevirke med kobber-krom-arsenforbindelser og utslipp av impregneringsstoffer till miljøet. Risiko for helseskade 237
Statens Arbeidsmiljøinstitutt, 1993
David Ryberg, Aage Haugen

5. AVFALL FRÅN TRÄIMPREGNERINGSINDUSTRIN OCH IMPREGNERADE PRODUKTER

Inledning 287

Metoder for destruksjon/deponering av avfall fra impregnerings-industrien 289
Norsk Treteknisk Institutt, 1993
Fred G Evans

Utredning rörande slam och spill från träimpregnering år 1991 319
Miljökonsulterna, rapport MKS-92/111, 1992
Jan Bergström, Bengt Björner

Hantering av avfall med impregnerat trä 345
Miljökonsulterna, rapport MKS-93/48, 1993
Jan Bergström

FÖRORD

Miljöfrågorna kring impregnerat trä har under slutet av 1980-talet och början av 1990-talet fått stor uppmärksamhet bl a genom den rapport om impregnering och impregnerat trä som utarbetades 1989 av Arbetarskyddsstyrelsen, Kemikalieinspektionen och Naturvårdsverket och som låg till grund för Kemikalieinspektionens föreskrifter beträffande användningen av impregnerat trä, KIFS 1990:10.

Träskyddsinstitutet insåg tidigt vikten av att studera och utreda miljö- och arbetsmiljöfrågor i samband med träimpregnering, till att börja med vad gäller återanvändning och destruktion av impregnerat trä. Senare har ytterligare frågor behandlats och institutet har initierat och medverkat i en rad utredningar, undersökningar och forskningsprojekt, bl a

- studier av fytotoxiska effekter, dvs giftverkan på växter, av impregnerat trä
- studier av föroreningar av mark och grundvatten vid impregneringsverk
- miljö- och arbetsmiljöfrågor i samband med torkning av impregnerat trä
- studier av urlakning av aktiva komponenter från CCA-impregnerat trä deponerat i mark, rörligheten av koppar, krom och arsenik i CCA-kontaminerade jordar samt möjligheterna att sanera CCA-impregnerade jordar på kemisk väg
- litteraturstudie över olika möjligheter att sanera kreosotkontaminerad mark.

För att ytterligare öka kunskapsbasen när det gäller miljöfrågor kring användningen av impregnerat trä och för att skaffa underlag för att med större tyngd kunna delta i miljödiskussioner med politiker, myndigheter och massmedia ansåg företrädare för träskyddsindustrin att forsknings- och utredningsaktiviteterna på Träskyddsinstitutet skulle få ännu större fokusering på miljöfrågorna än tidigare. Institutet arbetade därför under 1990 fram ett program för att utreda olika miljöaspekter från tillverkningen av träskyddsmedel till slutomhändertagandet av det utrangerade impregnerade virket. Programmet omfattade en rad delprojekt som var tänkta att till slut läggas till grund en övergripande bedömning av impregnerat träs miljöbelastning. Trä impregnerat med CCA-medel valdes som studieobjekt, då CCA dels är det träskyddsmedel för vilket kunskapsbasen är bäst, dels är det medel som huvuddelen av det virke som nu är i bruk är impregnerat med.

På grund av ändrade ekonomiska villkor och personalinskränkningar vid Träskyddsinstitutet under 1993 och 1994 har de ursprungliga planerna för institutets miljöprojekt inte kunnat realiseras. Ett större antal delprojekt har inte kunnat genomföras över huvud taget och några delprojekt, bl a vad gäller urlakningsstudier och avfallshantering, har inte kunnat genomföras i planerad omfattning. Detta har medfört att den sammanfattande slutrapport som var tänkt att ge en allsidig bedömning av behovet av impregnerat trä, dess miljöbelastning samt konsekvenserna från miljösynpunkt av att ersätta impregnerat trä med andra material inte heller har kunnat färdigställas.

I föreliggande rapport har samlats huvuddelen av de delrapporter som utarbetats inom miljöprojektets ram. Några av dessa har tidigare publicerats, bl a av The International Research Group on Wood Preservation, medan andra inte offentliggjorts tidigare.

Sammanställningen har struktureras på följande sätt:

- Bakgrundsfakta
  Här presenteras uppgifter över de mängder aktiva ämnen som använts i Sverige mellan 1900 och 1990.

- Livscykelanalys
  Under denna rubrik redovisas en begränsad livscykelanalys som gjorts för trästolpar. Ett större projekt som institutet delfinansierat vid Imperial College i London hade vid sammanställningen av denna rapport ännu inte slutrapporterats.

- Urlakningen från impregnerat trä
  Här redovisas ett antal studier av urlakning från impregnerat trä under naturliga förhållanden samt från fältförsöksstavar.

- Hälso- och miljörisker med CCA-medel
  Här redovisas utredningar och litteraturstudier som belyser olika aspekter på hälso- och miljöriskerna med CCA-medel och CCA-impregnerat trä.

- Avfall från träimpregneringsindustrin och impregnerade produkter
  Avsnittet innehåller en litteraturstudie samt två utredningar rörande avfalls- och slutomhändertagandeproblematiken.

Det är institutets förhoppning att rapporten skall bidra till att öka kunnandet om hälso- och miljöeffekterna av impregnerat trä samt stimulera till fortsatta studier och utredningar på området.

Stockholm i september 1994

Jöran Jermer

BAKGRUNDSFAKTA

Användningen av träskyddsmedel i Sverige till produktion av impregnerat trä för inhemsk förbrukning 1900-1990

Kent Nilsson

Svenska Träskyddsinstitutet
1991

Innehållsförteckning

1.	Inledning	3
2.	Metodbeskrivning	4
2.1	Produktions- och försäljningsuppgifter	4
2.2	Träskyddsmedel	4
2.3	Sortiment	7
2.4	Export/Import	7
3.	Resultat	9
Referenser		12
Bilaga		14

1. Inledning

Industriell träskyddsimpregnering har pågått i Sverige sedan slutet av 1850-talet. I stort sett samma träskyddskemikalier har använts genom åren fram till idag. Kreosotolja har använts för att impregnera sliprar och stolpar under hela seklet med undantag för krigsåren på 1940-talet. Arsenikbaserade träskyddsmedel har använts sedan mitten av 1930-talet.

Vid olika tillfällen och i olika sammanhang har träskyddsmedlens påverkan på människa, djur och miljö debatterats med varierande intensitet. De senaste åren har debatten om industriella träskyddsmedel varit mycket intensiv. Krav på generella förbud har till och med uttalats.

Från myndighetshåll hänvisas ofta till medlens toxicitet mot människa och miljö, baserat på de ingående komponenternas inneboende egenskaper. Allvarliga fall av konstaterad påverkan på hälsa och miljö, som klart och entydigt kan hänföras till användningen av träskyddsmedel och impregnerade produkter, saknas däremot.

Svenska Träskyddsinstitutet satsar för närvarande stora resurser på en rad undersökningar och utredningar rörande miljö- och hälsoeffekter som kan relateras till den industriella användningen av träskyddsmedel.

En samlad kunskap om vilka träskyddsmedel som använts i Sverige under olika tidsperioder, i hur stora mängder och till vilka sortiment, har hittills saknats.

Som en del i ett försök att sätta in användningen av träskyddskemikalier i ett större sammanhang, sett utifrån kemikaliehanteringen i det industriella samhället på 1900-talet, genomförde Svenska Träskyddsinstitutet 1991 därför en utredning med målet att kartlägga användningen av träskyddskemikalier i Sverige under 1900-1990, avseende produktionen av impregnerat trä för inhemsk förbrukning. Resultatet redovisas i föreliggande rapport.

Sammanställningen av föreliggande rapport har möjliggjorts bl a tack vare tillgång till material som erhållits från SJ/Banverket, Televerket och Vattenfall. Ett särskilt tack riktas också till Bror Häger, Hager AB och Erik Persson, egen konsult, som båda varit verksamma i branschen sedan 1930- respektive 1940-talet.

2. Metodbeskrivning

2.1 Produktions- och försäljningsuppgifter

Efter 1950 baseras alla beräkningar på den officiella statistik som finns publicerad avseende producerade mängder (m^3) av olika sortiment impregnerat trä (sliprar, stolpar och sågat virke) (**1**), (**2**) och (**3**).

Förbrukningen av träskyddsmedel före 1950 har vad gäller kreosot och kopparvitriol omräknats utifrån antalet enheter (sliprar och stolpar) som impregnerats. Användningen av andra träskyddsmedel, huvudsakligen Boliden BIS, baseras på årsvisa siffror över antalet ton försåld produkt (**4**), (**5**), (**6**) och (**7**).

Det har inte varit möjligt att fördela mängderna använt träskyddsmedel före 1950 på de olika sortimenten eller på de olika decennierna.

2.2 Träskyddsmedel

Nedan följer en redovisning av de olika träskyddsmedlens sammansättningar och de upptagningar som använts vid beräkningarna (**8**), (**9**), (**10**), (**11**) och (**12**).

Kreosot

Den kreosot som använts till träimpregnering genom åren har varierat kraftigt vad gäller kemiska och fysikaliska egenskaper. Det var först 1936 som de skandinaviska kvalitetskraven på kreosot (**13**) formulerades, krav som gäller även idag. I Sverige används sedan slutet av 1970-talet även kreosotoljor som uppfyller kraven enligt Western-European Institute for Wood Preservation (WEI, typ 1 och 2) (**14**). I föreliggande rapport görs emellertid ingen skillnad på olika kreosotoljor.

Under en period i början på seklet (1910-1923) impregnerade dåvarande Järnvägsstyrelsen stora kvantiteter sliprar med ett träskyddsmedel som gick under benämningen kresolkalcium. Enligt SJ egna uppgifter impregnerades 215 500 m^3. Efter vad som gått att få fram bestod kresolkalcium av en blandning av 4 delar zinkkloridlösning (2,5% $ZnCl_2$ lösning) och 1 del kalcinerad kreosot (kreosot med hög halt sura beståndsdelar och med låg specifik vikt för undvikande av fasseparation) (**8**) och (**9**). Impregnering skedde troligen enligt fullcellprocessen.

Upptagningarna av kreosot har varierat kraftigt under olika tidsperioder men även efter det sortiment som impregnerats, se tabell 1.

Tabell 1: Kreosotupptagningar som använts i beräkningarna avseende olika sortiment och tidsperioder.

Tidsperiod	Sortiment Sliprar kg/m³ totalvolym ved	Telestolpar kg/m³ totalvolym ved	Kraftledningsstolpar kg/m³ totalvolym ved
1900 - 1920	200 (furu)	250	-
1920 - 1930	110 (furu)	80	250
1930 - 1940	110 (furu)	80	80
1940 - 1950	65 (furu)	80	80
1950 - 1990	65 (furu)	80	80
1950 - 1990	200 (bok)	-	-

Upptagningarna vid impregnering med kresolkalcium (kreosot/$ZnCl_2$) (8) har angetts till:

Zinkklorid ($ZnCl_2$): 8 kg/m³ totalvolym ved
Kreosot: 40 kg/m³ totalvolym ved

Vattenbaserade träskyddsmedel

För olika tidsperioder och olika sortiment har beräkningarna gjorts utifrån olika utvalda träskyddsmedels kemiska sammansättningar och upptagningar enligt tabell 2 och bilaga 1.

Kopparvitriol ($CuSO_4$) var det dominerande vattenbaserade träskyddsmedlet från slutet av 1850-talet, då den industriella träimpregneringen introducerades i Sverige fram till andra världskriget, då medel baserade på fler komponenter utvecklades.

Televerket impregnerade betydande kvantiteter telestolpar med kopparvitriol från sekelskiftet och fram till 1944.

Impregneringen utfördes med en enprocentig kopparsulfatlösning ($CuSO_4$) enligt den s k Boucherie-metoden, vilket gav en upptagning på ca 10 kg $CuSO_4$/m³ totalvolym ved eller ca 4 kg koppar/m³ totalvolym ved (8) och (9).

All impregnering med CCA-medel efter 1950 har beräknats utifrån sammansättningen hos K33-medlen. Andra CCA-medel, t ex Tanalith C, har använts av industrin men i relativt liten omfattning. Felet med att beräkna all koppar, krom och arsenik på K33 har därför bedömts som försumbart.

Tabell 2: Sammanställning över de upptagningar för respektive träskyddsmedel som använts i beräkningarna, räknat som mängd träskyddsmedel och som mängd grundämne.

Träskyddsmedel	Upptagning träskyddsmedel	Upptagning räknat som grundämne (kg/m³ splintved)					
	kg/m³ splintved	Cu kg/m³	Cr kg/m³	As kg/m³	Zn kg/m³	B kg/m³	P kg/m³
Kopparvitriol ($CuSO_4$)	10	4,00	-	-	-	-	-
CCA/CZA/CFA (arsenikbaserade system)							
Boliden BIS+zinksulfat							
open tank	16	-	0,88	2,90	1,57	-	-
tryckimpregnering	21	-	1,16	3,80	2,06	-	-
Boliden S25	11	0,34	1,32	2,59	1,02	-	-
K33, CCA typ B[1]							
träskyddsklass A[2]	12	1,42	1,66	2,66	-	-	-
träskyddsklass AB[2]	5	0,59	0,69	1,11	-	-	-
Basilit UA	8	-	0,96	0,81	-	-	-
Ammoniakalisk koppartyp (koppar)							
KP-Cuprinol (K-salt)	15	1,73	-	-	-	-	-
Cuprinol Tryck (1979-1986)	21	2,00	-	-	-	-	-
(1987-1990)	40	3,80	-	-	-	-	-
Cuprinol Tryck 86							
träskyddsklass A[2]	40	3,80	-	-	-	-	-
träskyddsklass AB[2]	19	1,80	-	-	-	-	-
CC-system (koppar och krom)							
Celcure O	18	2,07	1,58	-	-	-	-
Tanalith CC	18	2,07	1,58	-	-	-	-
Kemira KC 73	10	2,37	3,44	-	-	-	-
CCB-system (koppar, krom och bor)							
Wolmanit CB	24	2,06	3,29	-	-	1,08	-
Tanalith CBC	21	1,93	2,94	-	-	0,88	-
CCP-system (koppar, krom och fosfor)							
Rentokil P50	18	2,16	1,96	-	-	-	1,39
Kemira KCP Pasta	18	2,12	2,48	-	-	-	1,66

[1] Enligt AWPA Standard P5-90. **(15)**

[2] Träskyddsklass enligt SS 05 61 10. **(16)**

2.3 Sortiment

Beräkningarna har utförts efter en uppdelning av de impregnerade volymerna på tre sortiment. Dessa har varit sliprar, stolpar samt sågat och hyvlat virke + övrigt, i fortsättningen kallat "sågat virke". Olika beräkningsförutsättningar har använts för de olika sortimenten.

Följande procentuella kärna/splint fördelning har använts för respektive sortiment för hela den studerade perioden:

sliprar	50/50
stolpar	40/60
sågat virke	50/50

Avseende sliprar och stolpar före 1950 har den använda mängden träskyddsmedel beräknats utifrån uppgifter om antalet enheter som impregnerats under en viss period. Därvid har följande generaliseringar gjorts när det gäller volymen per enhet:

sliprar	0,1 m^3/sliper (både furu och bok)
telestolpe	0,2 m^3/stolpe
kraftledningsstolpe	0,3 m^3/stolpe

I beräkningarna har ingen hänsyn tagits till att sliprar fram till mitten av 1930-talet var tvåsågade[1]. Mellan 1935-1950 förekom både tvåsågade och fyrsågade[1] sliprar, med övervikt för den senare. Efter 1950 har endast fyrsågade sliprar impregnerats. Den tvåsågade slipern hade en något större volym per sliper än den fyrsågade.

2.4 Export/Import

Den mängd träskyddsmedel som använts för att impregnera virke som exporterats har dragits ifrån den totala mängden använt träskyddsmedel. Det har dock visat sig svårt att få fram uppgifter över eventuell export före 1950. Enligt diverse muntliga uppgifter var dock exporten ringa under den tidsperioden varför några justeringar för export före 1950 inte gjorts.

---

[1] Tvåsågad: Endast två av sliperns fyra sidor är sågade, över- och undersidan. Övriga sidor är endast barkade.

Fyrsågad: Sliperns alla fyra sidor är sågade.

De siffror som funnits tillgängliga över exporten efter 1950 och fram till 1982 innehåller inte någon fullständig uppdelning av exporten efter både sortiment och träskyddsmedelstyp. Uppgifter finns t ex över hur mycket stolpar impregnerade med samtliga medelstyper som exporterats och hur mycket kreosotimpregnerat virke som exporterats av alla sortiment, men däremot inte uppgifter över hur mycket kreosotimpregnerade stolpar eller sågat och hyvlat virke impregnerat med vattenlösliga träskyddsmedel som exporterats. Exporten av virke impregnerat med vattenlösliga träskyddsmedel finns heller inte uppdelad på de olika typer som finns av denna medelstyp.

Följande generaliseringar har därför gjorts avseende exporten och importen:

- Stolpar och sliprar som exporterats har räknats som kreosotimpregnerade.
- Sågat och hyvlat virke som exporterats har räknats som impregnerat med vattenlösliga träskyddsmedel.
- All export av virke impregnerat med vattenlösliga träskyddsmedel har förutsatts vara impregnerat med träskyddsmedel av CCA-typ.
- Alla boksliprar har förutsatts vara för hemmamarknaden.
- Importen av impregnerat virke har bedömts vara försumbar under den studerade perioden.

3. Resultat

I tabell 3 redovisas en sammanställning över den totala användningen av olika grundämnen och kreosot som förbrukats av den svenska träimpregneringsindustrin för produktion av impregnerat trä för den inhemska förbrukningen.

Tabell 3: Mängd grundämne respektive kreosot som använts i Sverige mellan 1900-1990 vid industriell träskyddsimpregnering avseende produktion av impregnerat trä för inhemsk förbrukning.

Grundämne	ton
Arsenik, As	13 400
Bor, B	120
Fosfor, P	80
Koppar, Cu	7 700
Krom, Cr	7 700
Zink, Zn	2 900
Kreosot	618 000

I tabell 4-6 redovisas de sammanlagda mängderna av arsenik, krom och koppar som förbrukats fördelat efter sortiment och tidsperiod.

I tabell 7 redovisas motsvarande kvantiteter kreosot.

Tabell 4: Mängd arsenik räknat som ton grundämne som förbrukats i Sverige, uppdelat på tidsperiod och sortiment, för att producera impregnerat trä för inhemsk förbrukning.

Period	Sortiment Sliprar ton	Stolpar ton	Sågat virke ton	Totalt ton
1900 - 1949	-	-	-	3850
1950 - 1959	110	620	390	1120
1960 - 1969	40	600	1000	1640
1970 - 1979	30	600	2810	3430
1980 - 1990*	20	400	2910	3340
Totalt	200	2220	7110	13380

*Perioden omfattar 11 år.

Tabell 5: Mängd krom räknat som ton grundämne som förbrukats i Sverige, uppdelat på tidsperiod och sortiment, för att producera impregnerat trä för inhemsk förbrukning.

Period	Sortiment Sliprar ton	Stolpar ton	Sågat virke ton	Totalt ton
1900 - 1949	-	-	-	1180
1950 - 1959	70	390	250	710
1960 - 1969	30	370	660	1060
1970 - 1979	10	400	2020	2430
1980 - 1990*	10	260	2090	2360
Totalt	120	1420	5020	7740

*Perioden omfattar 11 år.

Tabell 6: Mängd koppar räknat som ton grundämne som förbrukats i Sverige, uppdelat på tidsperiod och sortiment, för att producera impregnerat trä för inhemsk förbrukning.

Period	Sortiment Sliprar ton	Stolpar ton	Sågat virke ton	Totalt ton
1900 - 1949	-	-	-	720
1950 - 1959	70	330	240	640
1960 - 1969	20	330	750	1100
1970 - 1979	20	340	2130	2490
1980 - 1990*	10	230	2140	2380
Totalt	120	1230	5260	7730

*Perioden omfattar 11 år.

Tabell 7: Mängd kreosot som förbrukats i Sverige, uppdelat på tidsperiod och sortiment, för att producera impregnerat trä för inhemsk förbrukning.

Period	Sortiment Sliprar ton	Stolpar ton	Sågat virke ton	Totalt ton
1900 - 1949	-	-	-	224 400
1950 - 1959	104 200	52 300	7 800	164 300
1960 - 1969	66 000	39 200	4 800	110 000
1970 - 1979	35 500	30 600	1 400	67 500
1980 - 1990*	26 300	24 500	1 100	51 900
Totalt	232 000	146 600	15 100	618 100

*Perioden omfattar 11 år.

Referenser

1. Träskyddskommittén: Impregneringsstatistik för åren 1950-1972. Träskyddskommitténs meddelanden nr 26 (1950-54), 34 (1955), 40 (1956), 43 (1957), 50 (1958), 56 (1959), 65 (1960), 69 (1961), 72 (1962), 76 (1963), 80 (1964), 88 (1965), 93 (1966), 97 (1967), 99 (1968), 102 (1969), 104 (1970), 105 (1971), 106 (1972).

2. Svenska Träskyddsinstitutet: Impregneringsstatistik för åren 1973-1990. Svenska Träskyddsinstitutets meddelanden nr 109 (1973), 115 (1974), 122 (1975), 128 (1976), 149 (1983) och Träskydds-Aktuellt nr 2/78 (1977), 2/79 (1978), 2/80 (1979), 2/82 (1981), 2/83 (1982), 1/85 (1984), 2/86 (1985), 2/87 (1986), 2/88 (1987), 1/89 (1988), 2/90 (1989), 2/91 (1990).

3. Jermer, J. och Nilsson, K.: Träimpregneringsindustrin i Sverige, Produktion m m 1980. Svenska Träskyddsinstitutet meddelande nr 139, 1980.

4. Häger, B.: Preservation of wood with the Boliden preservative composed of difficultly soluble arsenates. Proc AWPA **37**: 45-53, 1941.

5. Sandström, S., and Reese, T. J.: The Boliden Salt Preservative, Progress Report no 1. Proc AWPA **45**: 76-83, 1949.

6. Henningsson, B.: Developments in wood preservation in Sweden. Rec BWPA Annual Convention **21**: 117-128, 1971.

7. Edén, J.: Träskydd. Något om dess betydelse ur allmän och enskild ekonomisk synpunkt. Skogen nr 3, 1954.

8. Broese van Groenou, H., Rischen, H. W. L. and van den Berge, J.: Wood Preservation during the last 50 years. 2:a uppl. A W Sijthoff's uitgeversmaatschappij N V, Leiden, 1952.

9. Hunt, G. M. and Garratt, G. A.: Wood Preservation. 2:a uppl. McGraw-Hill, New York, 1953.

10. Träskyddskommittén: Tryckimpregnering av virke. 2:a uppl. Träskyddskommitténs meddelande nr 23, 1962.

11. Rennerfelt, E.: Träskydd. Bekämpning av hussvamp och andra virkesförstörande svampar. Svenska Skogsvårdsföreningen, Stockholm, 1962.

12. Henriksson, S.T.: Träskyddsforskning vid Bolidenbolaget. Svenska Träskyddsinstitutets meddelande nr 148, 1984.

13. International Advisory Office on Wood Preservation: Scandinaivian specification and method of test for coal-tar creosote oil as used for the impregnation of wood. Publ Int Adv Off Wood Pres, The Hague, 1937.

14. Western-European Institute for Woodpreservation: West-European Specifications for coal-tar impregnating oil. 3:e uppl. WEI, Bryssel, 1989.

15. American Wood-Preservers' Association: Book of Standards 1990. AWPA, Stevensville, 1990.

16. Svensk Standard SS 05 61 10: Impregnerat trä - Kvalitetskrav. Standardiseringskommissionen i Sverige (SIS), Stockholm, 1989.

Brev, kopior på skrivelser, uppsatser och muntliga uppgifter från följande källor:

Bror Häger, Hager AB och f d Boliden Gruv AB
Erik Persson, egen konsult och f d Boliden Gruv AB
Sten T Henriksson, f d Boliden Gruv AB
Lars Hedenlund, f d Svenska Träimpregnerings AB
Nils-Richard Wikander, f d Industri & Byggnads AB Suecia (Slipers AB)
SJ/Banverket, Lars Lindell och Åke Karlsson
Televerket, Ted Sandqvist
Statens Vattenfallsverk, Seemi Martinsson

BILAGA 1

De procentuella sammansättningarna hos de olika vattenbaserade träskyddsmedel som använts i beräkningarna, redovisade dels som kemiska föreningar, dels som innehåll av rent grundämne.

CCA/CZA/CFA (arsenikbaserade system)

- Boliden BIS + $ZnSO_4$ (1936-1950)

Sammansättning:	Zink(II)oxid (ZnO)	12,2%	(Zn	9,8%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	10,5%	(Cr	5,5%)*
	Diarsenikpentoxid (As_2O_5)	27,7%	(As	18,1%)*
	Natrium(I)oxid (Na_2O)	9,2%		
	Svaveltrioxid (SO_3)	11,9%		
	Vatten (H_2O)	28,5%		
		100,0%		

- Boliden S25 (1951-1954)

Sammansättning:	Zink(II)oxid (ZnO)	11,6%	(Zn	9,3%)*
	Koppar(II)oxid (CuO)	3,9%	(Cu	3,1%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	23,0%	(Cr	12,0%)*
	Diarsenikpentoxid (As_2O_5)	36,0%	(As	23,5%)*
	Vatten (H_2O)	25,5%		
		100,0%		

- K33, CCA typ B (1952-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)oxid (CuO)	14,8%	(Cu	11,8%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	26,6%	(Cr	13,8%)*
	Diarsenikpentoxid (As_2O_5)	34,0%	(As	22,2%)*
	Vatten (H_2O)	24,6%		
		100,0%		

---

* **träskyddsmedlets innehåll av grundämnen.**

- Celcure A/C33 el motsv (1983-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)sulfat ($CuSO_4 \times 5H_2O$)	23,2%	(Cu	8,2%)*
	Koppar(II)oxid (CuO)	2,8%		
	Natriumdikromat ($Na_2Cr_2O_7 \times 2H_2O$)	40,0%	(Cr	14,0%)*
	Diarsenikpentoxid (As_2O_5)	22,7%	(As	14,8%)*
	Vatten (H_2O)	11,3%		
		100,0%		

- Basilit UA (1940-1943)

Sammansättning:	Natriumfluorid (NaF)	25%	(F	11,3%)*
	Natriumdivätearsenat (Na_2HAsO_4)	25%	(As	10,1%)*
	Natriumkromat (Na_2CrO_4)	37,5%	(Cr	12,0%)*
	Dinitrofenol ($C_6H_3(NO_2)_2OH$)	12,5%		
		100,0%		

KP-Cuprinol/Cuprinol Tryck/Cuprinol Tryck 86 (ammoniakaliska kopparmedel)

- KP-Cuprinol (1955-1978)

Sammansättning:	K-salt Kopparsalt i form av ett ammoniakaliskt karbonat	(Cu 11,5%)*
	P-salt Klorfenolat, innehållande natriumsalterna av högklorerade fenoler	(NaPCP 66%)

- Cuprinol Tryck (1979-1987)

Sammansättning:	Tetraamminkoppardivätekarbonat	38,0-44,0%	(Cu	9,5%)*
	Ammoniumoktanoat	5,3-6,1%		
	Vatten (H_2O)	49,9-56,7%		
		100%		

* träskyddsmedlets innehåll av grundämnen.

- Cuprinol Tryck 86 (1988-1990)

Sammansättning:	Tetraamminkoppardivätekarbonat	38,0-44,0%	(Cu	9,5%)*
	Bensalkoniumklorid	4,8%		
	Vatten (H_2O)	51,2-57,2%		
		100%		

CC-system (koppar och krom)

- Celcure O (1955-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)sulfat ($CuSO_4 \times 5H_2O$)	45,0%	(Cu	11,5%)*
	Natriumdikromat ($Na_2Cr_2O_7 \times 2H_2O$)	50,0%	(Cr	8,8%)*
	Krom(III)acetat ($Cr(CH_3COO)_3 \times H_2O$)	5,0%		
		100,0%		

- Tanalith CC (1976-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)sulfat ($CuSO_4 \times 5H_2O$)	45,0%	(Cu	11,5%)*
	Natriumdikromat ($Na_2Cr_2O_7 \times 2H_2O$)	50,0%	(Cr	8,8%)*
	Krom(III)acetat ($Cr(CH_3COO)_3 \times H_2O$)	5,0%		
		100,0%		

- Kemira KC73 (1988-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)oxid (CuO)	25,5%	(Cu	23,7%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	66,2%	(Cr	34,4%)*
	Koppar(II)sulfat ($CuSO_4$)	8,3%		
		100,0%		

* träskyddsmedlets innehåll av grundämnen.

CCB-system (koppar, krom och bor)

- Wolmanit CB (1972-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)oxid (CuO)	10,8%	(Cu	8,6%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	26,4%	(Cr	13,7%)*
	Borsyra (H_3BO_3)	25,5%	(B	4,5%)*
	Kaliumvätesulfat ($KHSO_4$)	37,3%		
		100,0%		

- Tanalith CBC (1976-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)sulfat ($CuSO_4 \times 5H_2O$)	36%	(Cu	9,2%)*
	Natriumdikromat ($Na_2Cr_2O_7 \times 2H_2O$)	40%	(Cr	14,0%)*
	Borsyra (H_3BO_3)	24%	(B	4,2%)*
		100,0%		

CCP-system (koppar, krom och fosfor)

- Rentokil P50 (1977-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)oxid (CuO)	15,0%	(Cu	12,0%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	21,0%	(Cr	10,9%)*
	Fosforsyra (P_2O_5)	17,6%	(P	7,7%)*
	Vatten (H_2O)	46,4%		
		100,0%		

- Kemira KCP Pasta (1987-1990)

Sammansättning:	Koppar(II)oxid (CuO)	14,8%	(Cu	11,8%)*
	Kromtrioxid (CrO_3)	26,6%	(Cr	13,8%)*
	Fosforsyra (P_2O_5)	21,0%	(P	9,2%)*
	Vatten (H_2O)	37,6%		
		100,0%		

---

* träskyddsmedlets innehåll av grundämnen.

LIVSCYKELANALYS

Inledning

S k livscykelanalyser eller livstidsstudier har kommit att bli ett viktigt redskap för att bedöma ett materials eller en produkts totala miljöpåverkan under sin "livstid". Betydande forskningsresurser har de senaste åren lagts ned på att utarbeta teorier och modeller för hur livscykelanalyser skall utföras.

I Träskyddsinstitutets miljöprojekt har två delstudier ingått. Institutet har initierat och delfinansierat ett examensarbete vid Kungliga Tekniska Högskolan i Stockholm som syftade till att studera miljökonsekvenserna av materialval i ledningsstolpar. En sammanfattande rapport redovisas här. Den ursprungliga och fullständiga rapporten, "Miljökonsekvenser av materialval i ledningsstolpar - en livscykelanalys", av Martin Erlandsson, har publicerats av Byggnadsmaterial, Kungliga Tekniska Högskolan, 100 44 Stockholm.

Vidare har institutet medfinansierat ett större projekt avseende livscykelanalys och impregnerat trä vid Imperial College i London. En slutrapport från detta projekt förväntas under 1995.

Environmental consequences of various materials in utility poles - a life cycle analysis

Martin Erlandsson, Kai Ödeen, Marie-Louise Edlund

The International Research Group
on Wood Preservation
Document IRG/WP 3726-92, 1992

Environmental consequences of various materials in utility poles. – A life cycle analysis

Martin Erlandsson, Kai Ödeen, Marie-Louise Edlund

ABSTRACT

A model for environmental life cycle analysis, LCA, has been created to compare environmental impact from transmission poles, made alternatively of concrete, steel, aluminium and pine wood treated with CCA type B or creosote. The main pollution sources and energy use are included in the LCA. One pole size, 12 meters long, is presented in the study, a so called "45 kV" pole.

Poles of different materials can be divided into different groups considering different types of pollution. The use of poles made of concrete, steel and aluminium leads mainly to emission to the air, while treated wood mainly leaches preservatives during the operation and service phase. It is, by the knowledge we have today hard to compare these two types of discharge.

Keywords

Aluminium, concrete, creosote, CCA type B, environment, life cycle analysis, poles, steel, wood

INTRODUCTION

The Swedish National Chemicals Inspectorate asserts the principle of substitution, which means that, if possible, an environmently "dangerous" chemical or material shall be substitutet with a less dangerous one. Of interest regarding the principle of substitution applied on transmission poles are the alternatives to treated wood.

To investigate the environmental impact from different pole materials, life cycle analyses of poles made of steel, aluminium, concrete and treated wood was carried out.

Limitation

Figures concerning production of preservatives are not included.

No emission figures related to the burning of wood are included in the LCA as no difference between burning and biodegration of wood has been assumed.

A MODEL FOR ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ANALYSIS

General

A model has been created in order to make possible a relevant comparison between different products as far as environmental impact is concerned. The model has been applied to utility poles but is designed to be generally applicable.

The purpose is to make comparisons between different products, not materials. This is of fundamental importance. It is almost meaningless to compare different materials, if the end use is not known. This means that a material in a particular product may not be the most suitable compared to other materials, but in another product the same material is superior to other materials, and causes the lowest environmental impact.

The ecological system

In order to make it possible to compare different materials for a product, it has been found suitable to split the life cycle into a number of phases. These phases are;

- Raw Material RM
- Processing P
- Operation & Service O&S
- Destruction D
- Reuse R

In each life cycle phase it is possible to study the environmental impact.

The first life cycle

A product described in the first life cycle is characterized by its use of virgin raw materials and is a perfect product that never needs to be taken out of use. The phases of the first life cycle are:

- Raw material
- Processing
- Operation & service.

The second life cycle

After the operation and service phase the evolution of the product continues at the second life cycle.

The second life cycle is characterized as a complete life cycle and is often associated with less input resources than the first.

- Raw material (virgin material, reused material or a mix of both)
- Processing
- Operation & service.
- Destruction

Energy use

Comparing different types of residual products from an environmental point of view is difficult. As an alternative the energy use can be studied. A high energy use is often closely related to pollution of materials hazardous to the environment. This means that, in general, a product which needs a low energy use to produce can be assumed to have low impact on the environment.

Environmental life cycle analysis

The sum of the residual products in the first and second life cycle is defined as the total environmental impact. The impact is accordingly equal to the total pollution and the energy consumption of the product over its entire lifetime.

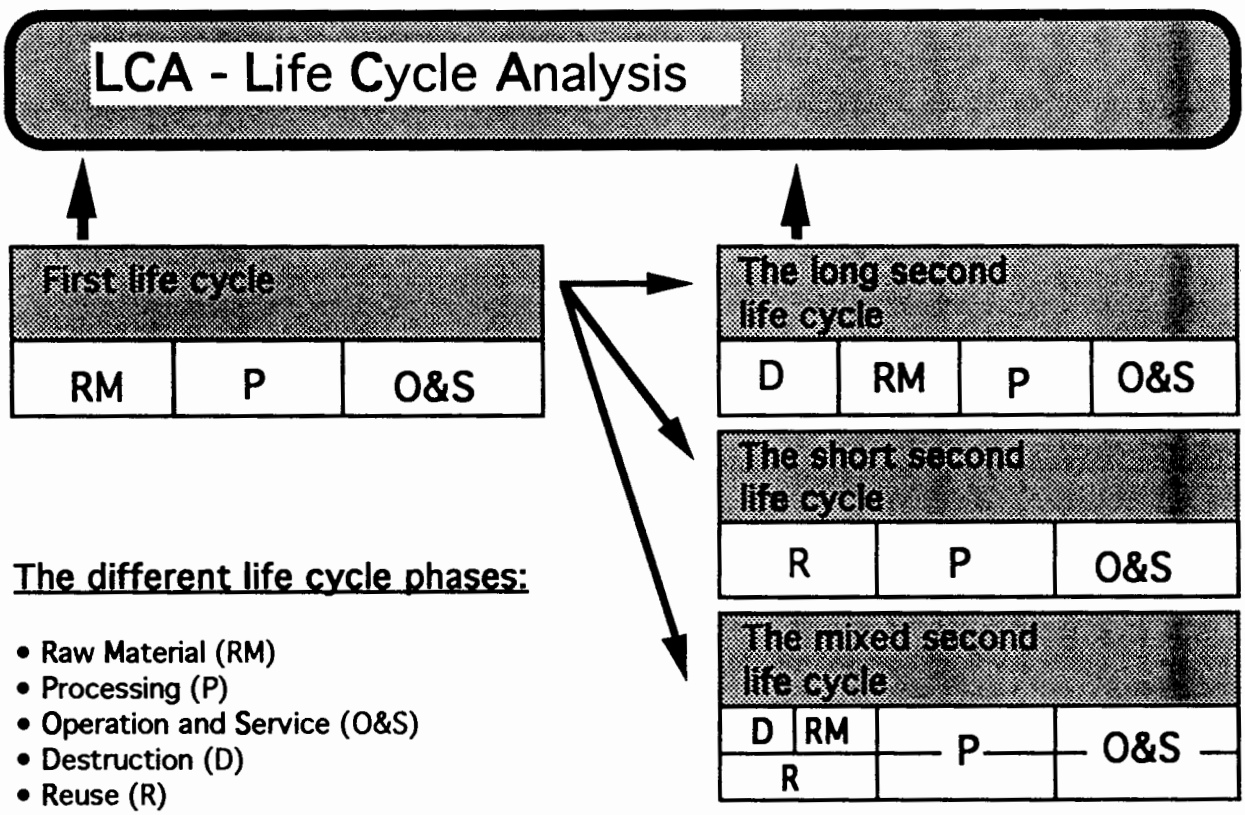


Figure 1. Life cycle analysis

Equalization of life cycle analyses

Different products have different material parameters. Each factor affecting the products should be used to set up a correct scenario. In the following an "equalizing" based on the technical lifetime is used for comparative characterization of utility poles. The choice of the parameters is important to get a correct idea of the reality.

The way to decide the environmental best product is describe in figure 2.

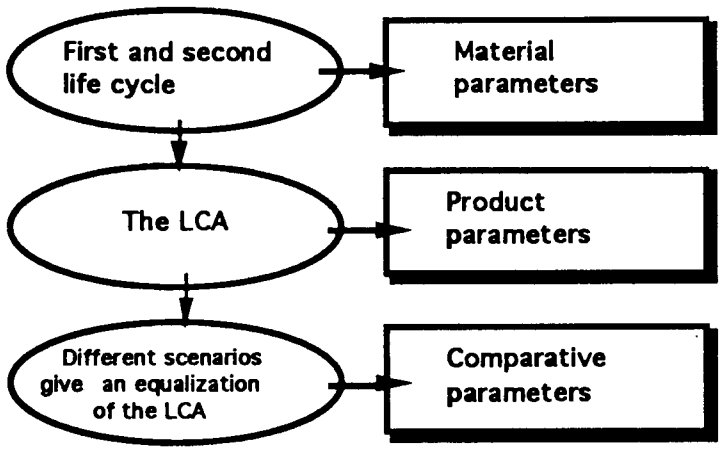


Figure 2.

POLES MADE OF STEEL

General

For poles, steel is one of the most common alternative material to treated wood in Sweden.

The first life cycle

Raw material

The pollution from this phase is based on values from the Swedish industry. The iron ore in Sweden is mined underground, which means higher energy use than open cut mining. The Swedish iron ore contains much phosphorous.

Neither the discharge of pollution substance to the water nor waste are considered to be of major importance to the environment (Södermark 1990).

Processing

The dominating type of pollution in this life cycle phase is air pollution from the steel works, Table 1.

Table 1. The air pollution by the processing phase for steel. (Jernkontoret 1990)

Emission to the air by:	1970 ton/year	1988 ton/year	1988 g/kg steel
Dust	150 000	5000	1.19
Sulphur dioxide, SO_2	32 000	8000	1.90
Nitrogen oxide, NO_x	4 400#	3700	0.88
Carbon dioxide, CO_2	$8{,}0*10^6$	$4.4*10^6$	1050

1980

The figure shows that air pollution has been drastically reduced from 1970 to 1988. What this table does not tell us is the contents of the dust. The dust contains a number of metals, e g lead, copper and cadmium. Besides, metals like mercury evaporate as gas and figures from 0.07 to 0.77 g/ton are mentioned in the literature (Waltersson 1987).

Operation and service

The lifetime of poles made of steel is approximately 80 years. The operation and service phase causes normally no serious environmental pollution.

The second life cycle

The discard poles can be used as raw material in a new pole - we get also the reuse phase with a reuse rate that almost reaches 100%. This fact leads to a reduced energy utilization in the processing phase from 10 000 kWh/ton to 1 700 kWh/ton (Jernkontoret 1990; Kihlstedt 1981).

POLES MADE OF CONCRETE

General

Reinforced concrete is a composite product made of steel, cement, and aggregate. The production method used for concrete poles is the so called centrifugal casting. The reinforcement is prestressed. The aggregate may be natural gravel but can also be crushed stone (macadam). In this example the latter type is used. Typical figures for reinforced concrete poles are 7% steel and 20% cement, by weight (Abetong 1990).

The first life cycle

Raw material production

Steel

Everything mention above about steel is also relevant to the reinforcement of concrete.

Aggregate

The aggregate used in Swedish concrete poles is macadam. This means that the natural gravel can be saved.

Cement

Cement is used as "glue" in the concrete. The environmental impact of cement production is related to the energy consumption and the use of fossil fuels. Since 1974 the energy consumption has decreased from 1 380 kWh/ton to 800 kWh/ton today (SIND 1977; Svensk Byggtjänst 1982).

The air pollution from cement and steel is shown in Table 2.

Table 2. The air pollution caused by cement and steel in concrete. (Jernkontoret 1990; Bell 1990; Pott 1990; Wahn 1990)

Emission to the air by:	cement g/kg con.	steel g/kg con.	concrete g/kg
Dust	0,09	0,16	0,26
Sulphur dioxide, SO_2	0,13	0,15	0,28
Nitrogen oxide, NO_x	0,34	0,08	0,42
Carbon dioxide, CO_2	134	74	207

The energy use and the pollution are to the major part related to cement and steel. In Table 3 the air pollution from dust and its contents of different metals related to the production of cement and steel are shown.

Table 3. The air pollution of metals caused by cement and steel in concrete. (Wahn, 1990; Waltersson 1987)

Emission to the air by:	cement mg/t. con	steel mg/t. con.	concrete mg/t. con.
Pb	8,21	682	690
Cd	0,10	30	30
Cu	1,23	195	196
Zn	0,24	5880	5880
Ni	1,21	270	271
Co	0,24	–	0,2
Tl	12,08	–	12,1
Cr	2,13	1323	1325
Hg	0,07	0,25	0,32
Fe	–	16,8	16,8

As shown in the table, steel is the totally dominant source for the pollution of metal into the air. There are two exceptions in this case and they are mercury and thallium. The richness of metals in the iron ore is of course the reason why the share from steel is the dominant pollution factor in the final product reinforced concrete.

Operation and service

Concrete is a very common building material, but in transmission poles it has not been used as much as in the ordinary building industry in Sweden. This pole which is made of centrifugal casted reinforced concrete has been produced in Sweden since 1990. As the concrete has not been used in this type of poles for a very long time no

experience based figures for the operation and service phase can be found. However, a "qualified guess" based on other long term applications gives a value of approximately 80 years. The manufacturer gives a life time off 100 years based on theoretical calculations of the carbonation (Abetong 1990).

The second life cycle

In the second life cycle the environmental pollution and the energy use will be the same as in the first life cycle, provided that the pole is left in the line, as the material is not reused.

Destruction phase

When a concrete construction is discarded it is normally not used as a raw material for another product, even if the technic of reusing is available. Therefore, in this report no environmental figures have been included in this life cycle phase.

POLES MADE OF ALUMINIUM

The first life cycle

Raw material

Aluminium is extracted from bauxite. Sweden imports bauxit and aluminium oxide from countries like Brazil, Australia, Jaimaica and Guinea. To extract 1 000 kg of aluminium, nearly 5 000 kg bauxit is needed.

Processing

Producing aluminium from bauxite requires a lot of energy. The energy use in the first life cycle is 38 000 kWh/ton (Gränges 1991). The fact that the Swedish aluminium producers use electric energy, witch is largely from hydroelectric power plants means less pollution, than if fossil fuels were used. Still the figures of the environmental pollution in the first life cycle are much higher than the figures in the second life cycle.

Operation and service

A pole made of aluminium causes no serious environmental problems during the life cycle phase operation and service. If a pole made of aluminium would be designed today the technical lifetime must be at least the same as for steel, this means 80 years.

The second life cycle

When aluminium scrap is melted down in the second life cycle the energy use is reduced from 38 000 kWh/ton to 2 200 kWh/ton. This shows the importance to reuse discard aluminium products.

POLES MADE OF TREATED WOOD

The first life cycle

Raw material

In modern forestry vehicles and processing machines are use. This causes some air pollution, the figures below are based on the energy use of 24 kWh/m^3 wood and caused by the diesel engines (SNV 1990). These figures are maybe slightly high, but they are the only ones to be found.

Wood preservatives

The use of wood for utility poles requires chemical treatment to prevent it from decay fungi (rot). The mostly used preservatives in Sweden are creosote and CCA type B (copper, chromium and arsenic). These two types of preservatives will be dealt with in this report.

Processing

In a modern impregnation plant in Sweden the use of CCA should not be an environmental problem. This means that the discharges to the recipient and air are zero or almost zero. The impregnation plant using creosote needs to burn the vapour from the process to destroy the polyaromatic hydrocarbons.

Operation and service

Operation and service life cycle phase is combined with environmental problems that do not exist for the other types of poles. Some of the active ingredients in CCA treated and creosoted poles leach to the ground or emit to the air. The amount and mechanisms of this leaching are hard to determine and far from clarified.

Wood treated with creosote

The residual creosote in the poles after the life cycle phase "operation and service" are values from an American report (Betts 1982). The report describes how a creosoted pole after 98 years in service has been subject to a laboratory study. The residual creosote was on average 25 kg/m^3 below the ground level and 12,5 kg/m^3 above ground line.

Another question is, how much of the creosote evaporates from poles in service? The major part of the creosote above the ground line evaporates already the first years after the impregnation. In this paper 1/3 of the original creosotes volatile fractions is assumed to evaporate. This figure stands for the part of the pole which is above the ground line.

Wood treated with CCA type B

No long term based figures were found concerning leaching from CCA. The figures used for the leaching is based on experiment studies on poles in service for ten years.

The second life cycle

Destruction

When discussing wood treated with creosote, the burning parameters of this are assumed not to be worse than for ordinary forestry waste. When discussing CCA treated wood it is not so easy. Whatever action you take you will have to convert or deposit the metals in the CCA.

RESULTS AND DISCUSSION

General

The energy use and environmental impact from poles of different materials and service life time are presented in Tables 4-6.

The problem in this case is the different types of discharge into the environment and their impact on the environment. By the knowledge we have today it is hard to compare different types of discharge.

The first and second life cycle

In the first life cycle the pole made of aluminium has the superior energy use while the energy use for the pole made of wood has the lowest one. A pole made of aluminium has lower energy use in the second life cycle than the poles made of steel or concrete. However, if you add the energy for anodizing, the aluminium pole will have the same energy use as the steel and concrete poles. Creosoted pole can be used as a fuel which leads to a surplus energy. The possibility to use a CCA treated pole as bio fuel should be discussed, as the technic of gas purification is available today.

Poles made of steel, concrete and aluminium compared to wood

Poles made of wood used as a bio fuel generates a surplus energy while the other types of poles leads to an energy use. This surplus energy is not included in the figures in Tables 4-6. No parameters of the burning of wood are included in the LCA. Looking at the air pollution as combined with the discharge to the ground from treated poles, leaching of copper, chromium, arsenic and creosote should mainly be compared to the air pollution from poles made of steel, concrete and aluminium.

REFERENCES

Abetong (1990) — Kraftledningsstolpe i förspänd betong,produktinformation, 1990.

Bell, Graham (1990) — Teknisk driftrapport 1989, Cementa AB

Betts W D (1982) — Creosote: A century of service as a wood preservative. The Brittish Wood Preserving Assosiation. Annual convention, 1982.

Erlandsson, M (1991) — Miljökonsekvenser av materialval i ledningsstolpar - en livscykelanalys. TRITA-BYMA 1991:4. Kungliga Tekniska Högskolan/Svenska Träskyddsinstitutet.

Gränges (1991) — Aluminium ur energi- och miljösynpunkt. Aluminiumteknik 1991.

Jernkontoret (1990) — Stålindustrin energin miljön. Jernkontoret informerar, 1990.

Kihlstedt, P G (1981) — Mineralberedning del 2 Mineralförsörjning 1981. Insitutionen för mineralberedning, KTH.

Pott, Gunnel (1990) — Miljörapport 89, Cementa AB 1990

SIND, Statens Energiverk (1977) — Sveriges energianvändning under 1980- och 1990-talet, utredningsrapport 1977:9, 1977.

SNV, Statens Naturvårdsverk (1990) — Luftföroreningar från arbetsfordon, Handlingslinjer, rapport 3756, 1990.

Svensk Byggtjänst (1982) — Betonghanboken, 1982.

Södermark, Björn (1990) — SNV, personal communication

Wahn, Leif (1990) — Sammanställning av emissioner 1989, Cementa AB, 1990.

Waltersson, Eva (1987) — Effekter på miljön och människan av utsläpp till luft och mark från järn- och stålindustrin, Miljöforskargruppen, 1987.

Table 4: The sum of the LCA for a 45 kV (12 m) pole

First life cycle

	45 kV / 12m Steel	45 kV / 12m Concrete	45 kV / 12m Aluminium	45 kV / 12m W./creosote	45 kV / 12m Wood/CCA
Air pollution	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Dust	0,69	0,34	3,46	0,11	0,11
Nitrogen oxide	1,69	1,79	5,30	1,52	1,52
Sulphur dioxide	0,62	0,34	9,22	0,10	0,10
Carbon dioxide	333	257	691	93	76
Discharge to the water	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Susp. contamination	0,071	0,018	0,001		
Cl-	0,037	0,009			
SO4	0,194	0,049			
NOx	0,027	0,007			
Oil/grease	0,010	0,002	0,015		
Zn	0,002	0,000			
Discharge to the ground	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Creosote				20	
Copper					0,10
Chromium					0,11
Arsenic					0,37
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole*	kWh/pole*
	1293	653	3898	135	119

Second life cycle

	45 kV / G12 Steel	45 kV / G12 Concrete	45 kV / G12 Aluminium	45 kV / G12 W./creosote	45 kV / G12 Wood/CCA
Air pollution	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Dust	0,17	0,34	0,22	0,11	0,11
Nitrogen oxide	1,62	1,79	1,71	1,52	1,52
Sulphur dioxide	0,30	0,34	0,83	0,10	0,10
Carbon dioxide	137	257	96	93	76
Discharge to the water	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Susp. contamination	0,003	0,018	0,000		
Cl-	0,000	0,009			
SO4	0,000	0,049			
NOx	0,000	0,007			
Oil/grease	0,001	0,002	0,002		
Zn	0,000	0,000			
	0,000	0,000			
Discharge to the ground	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Creosote				20	
Copper					0,10
Chromium					0,11
Arsenic					0,37
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole**	kWh/pole*
	520	653	309	135	119

Sources: Miljökonsekvenser av materialval i ledningsstolpar, KTH TRITA-BYMA 1991:4, M Erlandsson 1991-12. The figures in this rapport has been revised by the figures given in the appendix.

* The figures included no internal energy in the wood (1512 kWh).

** The figures included no internal energy in the wood or the burning parameter (1512 - 1320 = 192 kWh).

Table 5: The equalization for a 45 kV pole and an equivalent lifetime of 50 years

First life cycle

Type	45 kV /12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m
Lifetime before equaliz.	80	80	80	50	40
Pole made of	Steel	Concrete	Aluminium	W./creosote	Wood/CCA
Air pollution	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Dust	0,69	0,34	3,46	0,11	0,14
Nitrogen oxide	1,69	1,79	5,30	1,52	1,90
Sulphur dioxide	0,62	0,34	9,22	0,10	0,13
Carbon dioxide	333	257	691	93	95
Discharge to the water	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Susp. contamination	0,071	0,018	0,001	0	0
Cl-	0,037	0,009	0	0	0
SO4	0,194	0,049	0	0	0
NOx	0,027	0,007	0	0	0
Oil/grease	0,010	0,002	0,015	0	0
Zn	0,002	0,000	0	0	0
Discharge to the ground	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Creosote				20	
Copper					0,13
Chromium					0,14
Arsenic					0,47
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole
	1293	653	3898	135	149

Second life cycle

Type	45 kV /12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m
Pole made of	Steel	Concrete	Aluminium	W./creosote	Wood/CCA
Air pollution	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Dust	0,17	0,34	0,22	0,11	0,14
Nitrogen oxide	1,62	1,79	1,71	1,52	1,90
Sulphur dioxide	0,30	0,34	0,83	0,10	0,13
Carbon dioxide	137	257	96	93	95
Discharge to the water	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Susp. contamination	0,003	0,018	0,000	0	0
Cl-	0,000	0,009	0	0	0
SO4	0,000	0,049	0	0	0
NOx	0,000	0,007	0	0	0
Oil/grease	0,001	0,002	0,002	0	0
Zn	0,000	0,000	0	0	0
Discharge to the ground	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe	kg/stolpe
Creosote				20	
Copper					0,13
Chromium					0,14
Arsenic					0,47
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole
	520	653	309	135	149

Table 6: The equalization for a 45 kV pole and an equivalent lifetime of 100 years

First life cycle

Type	45 kV /12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m
Lifetime before equaliz.	80	80	80	50	40
Pole made of	Steel	Concrete	Aluminium	W./creosote	Wood/CCA
Air pollution	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Dust	0,86	0,42	4,32	0,23	0,28
Nitrogen oxide	2,12	2,24	6,62	3,04	3,80
Sulphur dioxide	0,78	0,43	11,52	0,20	0,25
Carbon dioxide	416	322	864	186	189
Discharge to the water	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Susp. contamination	0,089	0,023	0,001	0	0
Cl-	0,047	0,012	0	0	0
SO4	0,243	0,061	0	0	0
NOx	0,034	0,009	0	0	0
Oil/grease	0,012	0,003	0,018	0	0
Zn	0,002	0,001	0	0	0
Discharge to the ground	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Creosote				39	
Copper					0,25
Chromium					0,29
Arsenic					0,94
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole
	1617	816	4873	271	297

Second life cycle

Type	45 kV /12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m	45 kV / 12m
Pole made of	Steel	Concrete	Aluminium	W./creosote	Wood/CCA
Air pollution	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Dust	0,22	0,42	0,27	0,23	0,28
Nitrogen oxide	2,02	2,24	2,14	3,04	3,80
Sulphur dioxide	0,38	0,43	1,03	0,20	0,25
Carbon dioxide	171	322	120	186	189
Discharge to the water	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Susp. contamination	0,004	0,023	0,000	0	0
Cl-	0,000	0,012	0	0	0
SO4	0,000	0,061	0	0	0
NOx	0,000	0,009	0	0	0
Oil/grease	0,002	0,003	0,003	0	0
Zn	0,000	0,001	0	0	0
Discharge to the ground	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole	kg/pole
Creosote				39	
Copper					0,25
Chromium					0,29
Arsenic					0,94
Energy use	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole	kWh/pole
	650	816	386	271	297

Table 1: Emission to the air by assemblage

Type of vehicle	Data for the vehicles**	Effect kW	Loading cap.	Turbo	Sp fuel c g/kWh	Engine time* h/pole	Energy kWh	Diesel con. kg
Tractor	Transport	45	30%	10%	240	0,6	8	2
	Wiring	45	30%	10%	240	1	14	3
Digging tractor	Rise	83	40%	100%	230	2,2	73	17
						Sum:	**95**	**kWh/pole**

Emission to the air by:	**Tractor** Emission factor g/kWh	Total emission kg/pole	**Digging tractor** Emission factor g/kWh	Total emission kg/pole	**Total emission by assemblage kg/pole**
HC	1,8	0,039	1,2	0,088	**0,127**
CO	5	0,108	4	0,292	**0,400**
NOx	15	0,324	15	1,096	**1,420**
Dust	1,5	0,032	1	0,073	**0,105**
SO2	1	0,022	1	0,073	**0,095**
CO2	770	17	740	54	**71**

Sources:
* Information om alternativa stolpmaterial, EBR, VAST, Vattenfall och elverksföreningen, EBR IN 027, 1989-08.
** Luftföroreningar från arbetsfordon, Handlingslinjer, Naturvårdsverket, Rapport 3756, 1990-04.

Table 2: Energy use by the LCA of treated wood

Phase 1)	*Internal energy 4)*	Forestry 2)	Impregnation plant 3) Creosote	CCA	*Destruction 4) Creosote*	*CCA*	**Total creosote burning**	**Total CCA biodegration**
Life cycle		kWh/m3	kWh/m3	kWh/m3	*kWh/m3*	*kWh/m3*	**kWh/m3**	**kWh/m3**
First	*2750*	24	50	20			**74**	**44**
Second, burning	*2750*	24	50	20	*-2400*	*-2400*	**74**	44
Biodegration	*2750*	24	50	20	*0*	*0*	74	**44**

Sources: 1) The energy by assemblage is included in table 4-6.
2) Luftföroreningar från arbetsfordon, Handlingslinjer, SNV rapport 3756.
3) Personligt meddelande Seemi Martinsson, KraftGross AB, 1990.
4) Miljön och förpackningar, Bilagsdel, SOU 1991:77.

SAMMANFATTNING

I en allmänt ökad miljömedvetenhet har även miljöpåverkan av impregnerat virke och följaktligen även ledningsstolpar av trä diskuterats. Med anledning av kemikalieinspektionens intresse för impregnerat virke och den så kallade substitutionsprincipen, har frågan om de alternativa materialens miljökonsekvenser aktualiserats.

För att utreda miljökonsekvenserna vid övergång från impregnerade trästolpar till alternativa meterial har livscykelanalyser utförts för stolpar tillverkade av stål, betong, aluminium och trä.

För att möjligöra en jämförelse av miljöpåverkan av de olika materialen har en arbetsmodell tagits fram. Denna modell bygger på ett livscykeltänkande där man inte bara ser till första livscykeln - från vaggan till graven - utan går ett steg längre och ser till den så kallade andra livscykeln, viket innebär att man utgår från en redan upparbetad resurs.

En utrangerad stolpe av trä kan utgöra ett utmärkt biobränsle. En kreosotimpregnerad stolpe uppvisar inte några sämre förbränningsparametrar än vanligt trä och skogsavfall. Vid förbränning av en CCA-impregnerad stolpe kan man till stor del samla in tungmetallerna i antingen askan eller i luftfiltret, men någon annan lösning än deponering utnyttjas inte för närvarande.

Tillgången till skrot gör att den svenska produktionen av stål idag bara består till 50% av jungfruliga råvaror. Detta medför en sänkt energiförbrukning och minskade miljöbelastningar.

Betong är ett sammansatt material, bestående av stål, ballast och cement. När man ser till utsläppen vid framställning av betongstolpar härrör sig dessa till stor del från de cirka 7 viktprocenten armering. Vad avser energiåtgången vid framställning av stål och betong är denna likvärdig.

Aluminium är det mest energikrävande materialet av de undersökta, räknat per ton. Om hänsyn tas till den lägre densiteten och den minskade energiåtgången vid andra livscykeln, blir emellertid eneriåtgången för framställning av en aluminiumstolpe lägre än motsvarande stål- eller betongstolpe.

URLAKNING FRÅN IMPREGNERAT TRÄ

Inledning

Urlakningen från impregnerat trä inverkar dels på långtidsskyddet mot röta dels kan den ha betydelse från miljösynpunkt. Inverkan av olika träskyddsmedel på miljön har under senare år dominerat debatten kring träskydd och de under årtionden mest använda medelstyperna, kreosot och CCA (koppar, krom arsenik), har starkt ifrågasatts.

Kunskapen om urlakningen från impregnerat trä grundar sig i första hand på undersökningar utförda enligt olika laboratoriemetoder. Kunskapen om vad som händer under praktisk användning är däremot bristfällig. Detta beror bl a på att den ursprungliga upptagningen av träskyddsmedel i praktiken sällan är känd och att en analys av resterande mängder träskyddsmedel i en konstruktion efter lång brukstid endast ger information om träet fortfarande är skyddat mot biologisk nedbrytning, men inte om vilka mängder träskyddsmedel som lakats ut.

Träskyddsinstitutet har genom åren ägnat urlakningsproblematiken stort intresse. Bl a har en studie över urlakningen från impregnerade träspån som deponerats i mark utförts vid Lantbruksuniversitetet (Johan Bergholm, Träskyddsinstitutets meddelanden nr 154, 1985 och 166, 1992) på uppdrag av institutet. Vidare har en litteraturstudie utförts, även den vid Lantbruksuniversitetet (Östen Bergman, Träskyddsinstitutets meddelande nr 163, 1991).

I föreliggande rapportsammanställning redovisas två studier som utförts i samarbete med Norsk Treteknisk Institutt. Urlakningen i s k fältförsöksstavar exponerade i respektive ovan mark under olika lång tid har undersökts.

I ett samarbetsprojekt med Vattenfall Utveckling AB och Lantbruksuniversitetet har urlakningen och avdunstningen av kreosot från kreosotimpregnerade stolpar studerats, och en rapport från den undersökningen redovisas här.

I denna rapport redovisas även två mindre studier av urlakning från CCA-impregnerat trä i bruk, dels en studie avseende trallvirke och dels en studie avseende ledningsstolpar.

Avslutningsvis redovisas resultaten från en enkät som gjorts för The International Research Group on Wood Preservation's räkning. Den innehåller bl a en omfattande förteckning över litteratur om urlakning.

Analys av jord under impregnerat trallvirke

Marie-Louise Edlund

Svenska Träskyddsinstitutet
1990
51

Analys av jord under impregnerat trallvirke

Marie-Louise Edlund

Bakgrund

Risken för att träskyddsmedel skall urlakas från impregnerat virke och kontaminera jorden under brukstiden har bidragit till att Kemikalieinspektionen har föreskrivit restriktioner i användningen av krom- och arsenikbaserade medel.

Åtskilliga laboratoriestudier har utförts för att undersöka urlakning av träskyddsmedel från impregnerat virke (t ex Evans 1978, Berg 1983) liksom studier av urlakning från impregnerade takspån (Evans 1987) och impregnerade stolpar i bruk (Nurmi 1990).

I TräteknikCentrums regi pågår ett försök som syftar till att jämföra beständigheten hos impregnerad gran- och furutrall (Boutelje 1988). Svenska Träskyddsinstitutet har fått möjlighet att analysera underliggande jord för att utröna om träskyddsmedel urlakats från materialet.

Material

Materialet utgörs av furutrallar, grantrallar och trallar med granläkt och furuunderliggare. Läkten har dimensionen 16 x 70 x 800 mm och underliggarna 34 x 34 x 800 mm.

Trallarna impregnerades i hopmonterat skick med en 2-procentig lösning av Rentokil K33, ett sk CCA-medel innehållande koppar, krom och arsenik. Impregneringsprocessen omfattade 25 minuters 95-procentigt vakuum och 2 timmars tryck på 1,4 MPa.

Efter impregneringen fick trallarna lufttorka under tre månader. Hälften av de impregnerade trallarna doppades därefter i en träolja, Rentolin, varefter samtliga trallar lades ut på försöksområdet på Ådö utanför Sparreholm i Sörmland.

Referensmaterialet består av oimpregnerade trallar och trallar endast doppade i Rentolin.

Adress
Box 5607
114 86 STOCKHOLM
Besök: Drottning Kristinas väg 67 B

Telefon
08-790 97 00 (växel)

Telefax
08-10 80 81

Telex
14445 TRATEK S

Bankgiro
303-5029

Postgiro
5 52 04-2

Trallarna lades ut hösten 1983 på tre olika underlag, lerjord, sand på grus och matjord på grus. Lerjorden är naturlig åkermark, sanden utgörs av utkanten av ett grustag och matjorden har lagts i ett lager över sand vid grustaget. Jordarnas sammansättning framgår av bilaga 1.

Provtagning

I augusti 1990, då trallarna legat ute i fält i 7 år, togs jordprover under såväl impregnerade furutrallar som impregnerade grantrallar, samtliga utan efterbehandling med Rentolin, se fig 1.

Prover togs ut på olika djup för att kontrollera eventuell transport ner genom jordlagren, se bilaga 1. Ytproverna togs under en av underliggarna i trallen och endast ner till ett djup av ca 5 mm.

Referensprov togs 2 meter utanför försöksområdet i samma jordart som på försöksområdet.

Analys av jordarna utfördes okulärt i fält. Siktkurvor har också uppställts för jordarna, se bilaga 2. Jordartsbestämningarna gjordes av Ragn-Sells Miljörevision medan de kemiska analyserna avseende koppar, krom och arsenik utfördes av Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL) i Stockholm.

Resultat

Resultaten framgår av tabellerna 1-3.

På samtliga provtagningsplatser återfinns en förhöjd mängd koppar, krom och arsenik i ytprovet (0 - 0,005 m), medan halten sjunker snabbt nedåt i markprofilen. Redan på 5 cm djup är halterna koppar i både sandjorden och matjorden mellan 1/10 och 1/5 av halterna i ytproverna och på 20 cm djup ligger halterna på bakgrundsnivå. Kromet har urlakats i mindre utsträckning och även kromhalterna ligger på bakgrundsnivån på 20 cm djup.

Även halterna arsenik sjunker snabbt nedåt i markprofilen. Halterna på 20 cm djup ligger på bakgrundsnivå. Påpekas bör att arsenikhalten i ett prov, F10, översteg halten i referensprovet.

Någon skillnad i urlakning från gran resp furu kan inte avläsas i denna undersökning. Under en av furutrallarna är emellertid halterna koppar och arsenik högre i ytskiktet än under övriga trallar.

Diskussion

En trall väger ungefär 6 kg. Förutsätter man att furutrallarna består av splint och är impregnerade med en upptagning motsvarande svensk standard klass A innehåller varje trall ca 0,15 kg CCA eller 18 g koppar, 21 g krom och 34 g arsenik. Totala urlakningen från impregnerat trä är svår att uppskatta men torde ligga under 10%. Detta innebär att urlakningen från varje trall blir maximalt ca 2 g koppar, 2 g krom och 3 g arsenik utspritt på en yta av ca 0,7 m^2. Skulle denna mängd fördelas jämnt i ett 2 dm djupt jordskikt skulle t ex halten arsenik öka med ca 15 mg/kg jord, en från miljösynpunkt försumbar ökning.

De i denna undersökning uppmätta värdena tyder på att man får en viss urlakning av CCA till det översta markskiktet. Migreringen nedåt i marken synes vara liten, vilket tyder på att koppar, krom och arsenik binds i de aktuella jordarna p g a det organiska innehållet i det övre jordskiktet. Uppslutningen av jordarna i samband med analyserna har gjorts med tanke på att få en totalurlakning av koppar, krom och arsenik och man kan inte skilja mellan olika förekomstformer i jorden.

Referenser

Berg, B., 1983: Urlakningsförsök med olika typer av CCA-impregneringsmedel. Nordiska Träskyddsdagar, 22-23 september 1983.

Boutelje, J. and Sebring, T., 1988: Service life of pressure treated deckings of spruce in direct contact with the ground. International Research Group on Wood Preservation. Document No. IRG/WP/3463.

Evans, F. G., 1978: The leaching of copper, chrome and arsenic from CCA-impregnated poles stored for ten years in running water. International Research Group on Wood Preservation. Document No. IRG/WP/3122.

Evans, F., 1987: Leaching from CCA-impregnated wood to food, drinking-water and silage. International Research Group on Wood Preservation. Document No. IRG/WP/3433.

Nurmi, A., 1990: Leachability of active ingredients from some CCA treated and creosoted poles in service. A progress report after 10 years testing. International Research Group on Wood Preservation. Document No. IRG/WP/3627.

Tabell 1. Halten koppar, krom och arsenik i sand under CCA-impregnerade trallar av furu (F8 och F 10) och gran (G8 och G 10)

Prov-tagnings nivå	Prov nr F8 mg/kg			F10 mg/kg			G8 mg/kg			G10 mg/kg		
(m)	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
Yt	330	55	170	170	50	140	210	57	120	170	49	110
0,05	12	26	5	37	33	85	11	25	8	15	26	33
0,10	14	25	7	17	29	29	7	20	3	-	-	-
0,20	-	-	-	25	32	28	-	-	-	24	26	15

Tabell 2. Halten koppar, krom och arsenik i matjord under CCA-impregnerade trallar av furu (F13 och F 15) och gran (G13 och G 15)

Prov-tagnings nivå	Prov nr F13 mg/kg			F15 mg/kg			G13 mg/kg			G15 mg/kg		
(m)	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
Yt	900	58	830	230	56	200	420	78	530	400	84	400
0,05	-	44	-	35	38	4	-	-	-	-	-	-
0,10	64	-	33	-	-	-	49	37	9	63	42	33
0,15	27	44	4	11	30	2	-	-	-	-	-	-
0,20	-	-	-	10	27	2	13	32	6	-	-	-
0,25	16	31	7	-	-	-	-	-	-	7	20	2

Tabell 3. Halten koppar, krom och arsenik i referensjord

Prov-tagnings nivå (m)	Referens–sand mg/kg		
	Cu	Cr	As
Yt	10	22	2
0,05	11	27	2
0,10	10	22	2
0,20	13	24	3
0,40	13	25	4

FG1	FG2	FG3	F3	G2	xFG1
xFG2	FG4	FG5	FG6	F2	G1
G5	xFG3	FG7	FG8	FG9	F1
F5	G4	xFG4	FG10	FG11	FG12
FG13	F4	G3	xFG5	FG14	FG15

Ursprunglig jord

FG16	FG17	FG18	F6	G6	xFG6
xFG7	FG19	FG20	FG21	F7	G7
G8	xFG8	FG22	FG23	FG24	F8
F9	G9	xFG9	FG25	FG26	FG27
FG28	F10	G10	xFG10	FG29	FG30

Sand

FG31	FG32	FG33	F11	G11	xFG11
xFG12	FG34	FG35	FG36	F12	G12
G13	xFG13	FG37	FG38	FG39	F13
F14	G14	xFG14	FG40	FG41	FG42
FG43	F15	G15	xFG15	FG44	FG45

Matjord

F = furu
G = gran
FG = granläkt och furuunderliggare
x = doppad i Rentolin

Figur 1. Skiss över provfälten med nummer på trallarna. Trallar under vilka jordanalyser utförts är markerade med tjock ram.

1990-08-16
Protokollet upprättat av Göran Bergman

Jordprovtagning Ådö 1990-08-15

Deltagare: Katarina Edberg och Göran Bergman

Syfte: Att provtaga jord under CCA-impregnerade trätrallar som legat i ute i 8 år. Provpunkternas läge framgår av vidstående planritning.

Försöksyta Lera

G1 ytprov
G1:005 = 5 cm
G1:01 = 10 cm
Proven togs vid ändvirket

G2 ytprov
G2:005
G2:01
Provet togs mitt i provytan

G3 ytprov
G3:005
G3:01
G3:04
Provet togs mitt i provytan

G5 ytprov
G5:005
G5:01
Prov togs vid ändvirket

F1 ytprov
F1:005
F1:01
Prov togs vid ändvirket

F3 ytprov
F3:005
F3:01
Prov togs mitt i provytan

F4 ytprov
F4:005
F4:01
Prov togs mitt i provytan

F5 ytprov
F5:005
F5:01
Prov togs vid ändvirket

Försöksyta matjord

	(m)	
F15 ytprov	0-0.1	matjord
F15:005		
F15:015	0,1-0,16	mjäla-silt
F15:02	0,16-	sand
Provet vid ändträ		
F14 ytprov	0 -0,16	matjord
F14:005		
F14:035	0,16-	lera
Prov i mitten		
F13 ytprov	0 - 0,15	matjord
F13:01		
F13:015 ö.k.lera	0,15-0,2	lera-silt
F13:025	0,2-	sand
Prov i mitten		
G13 ytprov	0-0,15	matjord
G13:01		
G13:02 ö.k.lera	0,15-	lera-silt
Prov i mitten		
G14 ytprov	0-0,13	matjord
G14:01		
G14:02	0,13-0.2	sand
G14:03	0.2-	lera-silt med sandskikt
Prov i mitten		
G15 ytprov	0-0,13	matjord
G15:01		
G15:02 ö.k.lera	0,13-0,24	lera
G15:025	0,24-	sand ursprunglig
Prov vid ändträ		

Kommentarer: jordlagerföljden är från ytan matjord ca 10 cm underlagrad av utlagd lera 10-20 cm och därunder den ursprungliga markytan grusig sand.

Försöksyta sand

G8 Ytprov
G8:005
G8:01
G8:02
Prov i mitten

G9 ytprov
G9:005 moig sand
G9:01 sand
G9:02
Prov i mitten

G10 ytprov
G10:005
G10:02
G10:04
Prov vid ändträt

F8 ytprov
F8:005
F8:01
Prov i mitten

F9: ytprov
F9:005
F9:01
F9:02
F9:04
Prov i mitten

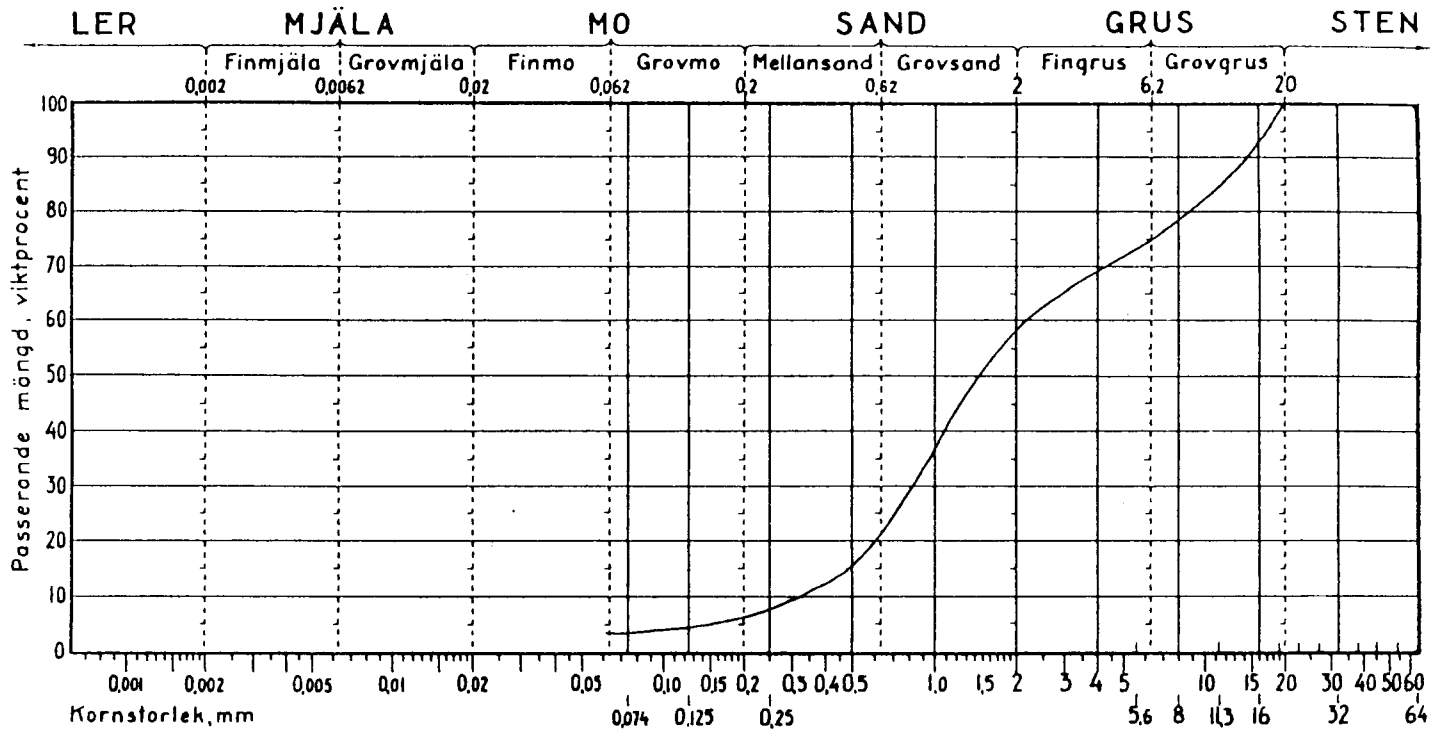
F10 ytprov
F10:005
F10:01
F10:02
Prov vid ändträ

Referenspunkt B sand
Ref B ytprov
RefB:005
RefB:01
RefB:02
RefB:04
Referensgropen grävd 2m söder om försöksytan.

Kommentarer: Jorden består av grusig sand. Två prover är uttagna för kornstorleksanalys, ett i referenspunkten och ett i punkt G10 0,2-0,4 m. Markprofil är utbildad där en tydlig gräns på 0,1 m markerar B-horisonten, mörkbrun sand.
En kornstorleksgräns finns i punkt G9, 0-0,07m moig sand därunder sand.

Referensgrop 2m öster F1
R ytprov
R:005
R:01
R:04

Kommentarer: Ytproverna uttogs längs träribban som ligger i direkt anslutning till marken.Jorden består av postglacial lera genom den provtagna profilen. Markytan lutar mot G3 och F4.



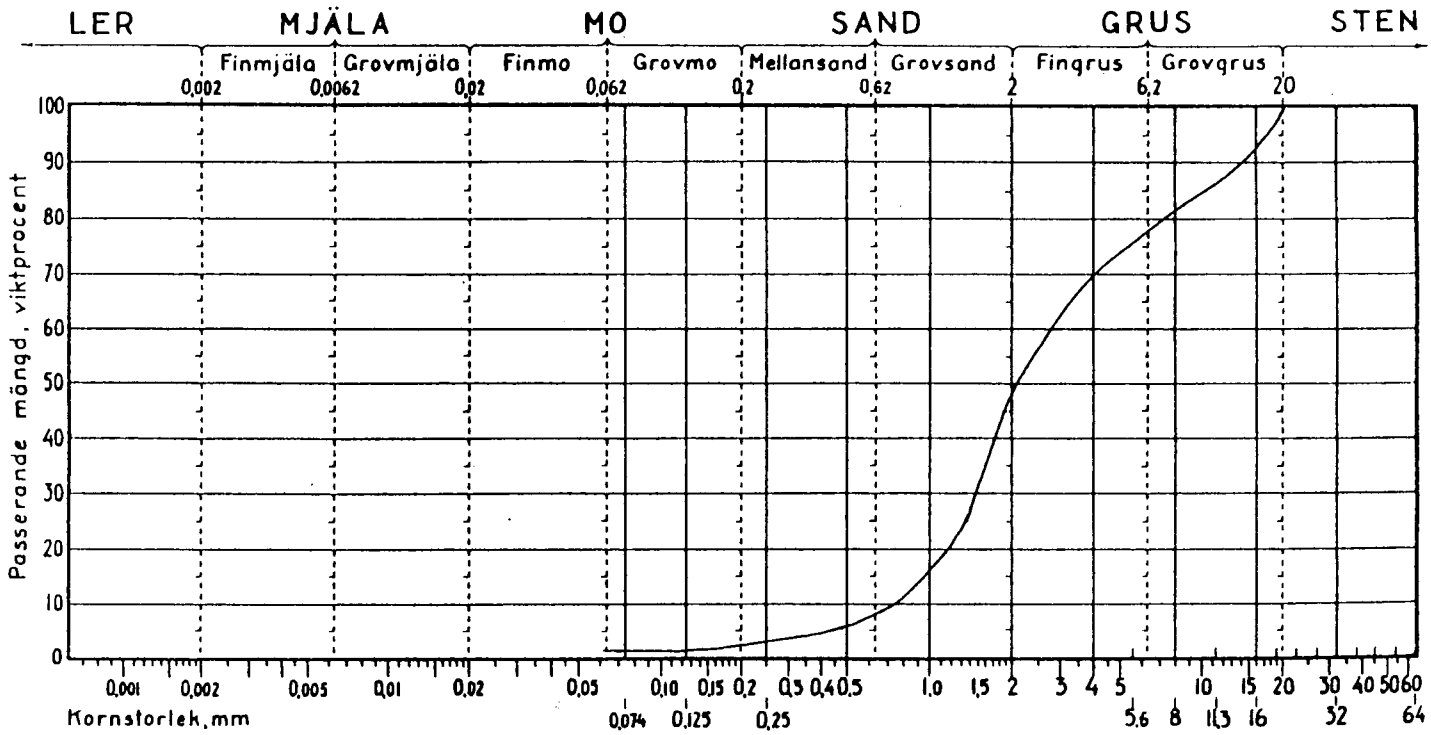
ÅDÖ G10 0,2-0,4 m u my

Grusig Sand

Stenhalt 34%

Finmtrl 3,9%

GEO MARKSERVICE
1990-08-21



ÅDÖ Ref. B 0,2-0,4 m u my

Sandigt Grus

Stenhalt 5%

Finmtrl 1,7%

GEO MARKSERVICE
1990-08-21

Läckage från saltimpregnerade stolpar - en ministudie

Marie-Louise Edlund

Svenska Träskyddsinstitutet
1990

Läckage från saltimpregnerade stolpar – en ministudie

Marie-Louise Edlund

Bakgrund

Risken för läckage av framför allt arsenik från impregnerat trä oroar emellanåt markägare som har impregnerade stolpar i betesmark eller i närheten av brunnar.

I anslutning till en studie om sambandet mellan röta i stolpar och mark-pH, som utfördes av Telekontoret i Kristianstad, fick Svenska Träskyddsinstitutet möjlighet att ta borrprover från koppar-, krom-, arsenik- (CCA) impregnerade stolpar samt markprover intill stolparna för analys av arsenik.

Utförande

Borrprover från 18 saltimpregnerade stolpar uppsatta 1952-82 togs på två nivåer, dels 1 meter över marken, dels 0.2 m under markbandet. På varje nivå togs tre borrprover vilka slogs ihop till ett analysprov. Prover från 12 stolpar analyserades med avseende på koppar, krom och arsenik och prover från 6 stolpar endast med avseende på arsenik.

De borrprover som analyserades på koppar, krom och arsenik analyserades i sin helhet, både impregnerad splint och oimpregnerad kärna ingick i provet, medan endast den impregnerade splintveden analyserades i de övriga proverna.

Vid varje stolpe togs fem markprover direkt utanför kilstenen för analys av arsenik. Proverna togs ut med trekantborr med fotplattan inställd så att provet omfattade material ned till 20 cm djup. De fem proverna slogs ihop, blandades väl och siktades genom en sikt med 3 mm maskor. Provavståndet från stolpen varierade mellan 20 och 50 cm.

På ca 25 m avstånd från stolparna och på samma terrängtyp som de aktuella stolparna står i togs referensprov på marken. Sammanlagt 9 referensprover togs ut.

De kemiska analyserna utfördes av Miljövårdslaboratoriet, Scandiaconsult AB i Malmö.

pH mättes i markproverna. Ca 15 ml av jorden överfördes till 60 ml plaströr. 15 ml luftat, avjoniserat vatten tillsattes och proven skakades. Ytterligare två omskakningar gjordes med 30 min mellanrum, varefter proven fick stå över

natten. Proverna skakades igen och fick därefter sedimentera i 1-2 timmar. Därefter mättes pH med en Knick Portamess 751. Dessa mätningar utfördes av Telekontoret i Kristianstad.

Resultat

Analysresultaten har sammanställts i tabellerna 1 och 2. Som framgår av dessa är det svårt att dra några slutsatser om läckage från stolparna. I vissa fall fann man en förhöjd halt arsenik i jorden runt stolparna, men runt andra stolpar låg arsenikhalten på samma nivå som i referensproverna. Något samband mellan arsenikhalt i jorden, mark-pH, urlakning ur stolpe eller stolpens ålder kunde inte heller registreras.

Diskussion

De undersökta stolparna har bara analyserats en gång och ingenting är känt angående inträngning och upptagning av medel i stolparna från början.
Då flera av borrproverna (1-12) analyserades i sin helhet, dvs både den impregnerade splintveden och den oimpregnerade kärnveden, kan man inte säga något om den faktiska halten impregneringsmedel i splintveden. Däremot kan man se om någon av komponenterna i impregneringsmedlet har läckt ut genom att jämföra de relativa halterna av koppar, krom och arsenik i proverna, tabell 2. Inte heller vid denna jämförelse kan man finna något samband mellan urlakad arsenik, arsenikhalt i jorden eller mark-pH.

Jordanalyserna visar i vissa fall på förhöjda värden av arsenik. Markproverna togs 20 till 50 cm från stolpen. Sannolikt är det i de prover som togs närmast stolpen som man funnit de högsta värdena. Detta skulle då tyda på att spridningen av arsenik i jorden är ringa.

Tabell 1. Halten koppar, krom och arsenik i borrprover från CCA-impregnerade stolpar samt arsenikhalten i marken runt stolparna.

Stolpe nr/ inst. år	pH	Marktyp	Analys av stolpe						Jordanalys
			1 m över markbandet			0,2 m under markbandet			
			Cu mg/kg	Cr mg/kg	As mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	As mg/kg	As mg/kg ts
1/66	4,0	skog	1600	2300	2300	1300	2300	2300	240
2/52	4.2	skog	1500	2100	3100	990	1100	1400	218
3/75	4,6	skog	2000	3100	3700	2200	3400	3400	203
4/80	4,7	skog	1800	2500	3400	1600	1400	3600	<30
5/77	4,6	skog	1400	1400	3100	1500	1600	3100	<30
6/72	5.5	åker	1500	1600	1800	1800	2100	3100	<30
7/72	4,6	åker	1100	1200	2000	1400	1600	2300	<30
8/66	4,2	skog	1400	1300	3200	3000	3100	4500	<30
9/82	4,6	åker	780	830	1600	1200	1100	1800	<30
10/52	5,2	åker	68	630	1300	84	840	1700	260
11/73	6,1	äng	1500	1140	1800	2600	2700	3800	<30
12/71	7,7	åker	370	480	540	1200	2100	1900	85
13/75	5,3	väg	–	–	5200	–	–	2200	90
14/57	5,2	väg	–	–	3600	–	–	2400	<30
15/57	6,3	väg	–	–	3400	–	–	2200	<30
16/57	4,7	äng	–	–	4400	–	–	5800	138
17/68	4,9	skog	–	–	5000	–	–	2800	<30
18/77	5,5	äng	–	–	3000	–	–	1800	88
I K33-impregnerat trä enligt klass A i SS 05 61 10			2950	3450	5550				
Referensprover									<30

Tabell 2. Relativa halter av koppar, krom och arsenik i borrprover från CCA-impregnerade stolpar samt mark-pH och arsenikhalt i marken runt stolparna.

Stolpe nr o inst år	Marktyp	Mark pH	Analys av stolpe 1 m över mark Cu/Cr	As/Cr	0,2 m under mark Cu/Cr	As/Cr	Jordanalys As mg/kg
1/66	skog	4,0	0,7	1,4	0,6	1,0	240
2/52	skog	4,2	0,7	1,5	0,9	1,3	218
3/75	skog	4,6	0,6	1,2	0,6	1,0	203
4/80	skog	4,7	0,7	1,4	1,1	2,6	<30
5/77	skog	4,6	1,0	2,2	0,9	1,9	<30
6/72	åker	5,5	0,9	1,1	0,9	1,5	<30
7/72	åker	4,6	0,9	1,7	0,9	1,4	<30
8/66	skog	4,2	1,1	2,5	1,0	1,5	<30
9/82	åker	4,6	0,9	1,9	1,1	1,6	<30
10/52	åker	5,2	0,1	2,1	0,1	2,0	260
11/73	äng	6,1	1,3	1,6	1,0	1,4	<30
12/71	åker	7,7	0,8	1,1	0,6	0,9	85
Relativa mängder i K33			0,9	1,6			
Referensprover							<30

Leaching from field test stakes

Results from two different methods of analysis

Fred G Evans, Marie-Louise Edlund

The International Research Group on Wood Preservation
Document IRG/WP 93-50013, 1993

Leaching from field test stakes
Results from two different methods of analysis

Fred G Evans*, Marie-Louise Edlund**

*Norwegian Institute of Wood Technology, Box 113, Blindern, N-0314 Oslo, Norway

**Swedish Wood Preservation Institute, Box 5607, S-114 86 Stockholm, Sweden

Summary

Field test stakes treated with Boliden K33 containing copper, chromium and arsenic exposed at three different fields in Sweden and rejected due to decay, have in two studies been analysed regarding leaching and remaining preservatives. The stakes have been exposed during 20 to 43 years.

The density of the stakes and content of copper, chromium and arsenic have been determined in the top part of the stakes (above ground) and bottom part (in ground) separately.

The density of the stakes after exposure were similar in the top and in the bottom of the stakes while it was lower in the middle, ground line part.

Leaching from small sections of the stakes indicate that 23% of copper, 19% of chromium and 25% of arsenic leached from the wood during exposure.

Leaching from stakes to the environment, including the preservative in the totally lost decayed part, is, according to the analyses, 50% for copper, -4% for chromium and 36% for arsenic as an average for all stakes.

The results from the two studies give different results. This focuses on the importance of sampling and methods of analyses as well as the necessity of being careful when evaluating the results.

Study 1

Background

Norwegian Institute of Wood Technology, NTI, has previously carried out leaching tests with CCA-preservatives in different environments (Evans 1978 and Evans 1987). Most of the tests were carried out in a way treated wood is normally used. We also knew the initial retention of the preservative so that the leaching could be verified. Leaching tests have been reported without knowing the initial retention (Nurmi 1993). We feel that such results can give incorrect information about leaching and that this is unfortunate when we know the great interest authorities and environmental organisations take to treated wood.

Norwegian authorities are very concerned with the leaching of copper, chromium and arsenic from pressure-treated wood in service, and also in treated wood waste. There have been few investigations made concerning leaching from decayed wood. Most leaching investigations are on freshly impregnated wood. Usually they are carried out in laboratories. It is therefore difficult to compare the results with use in practice.

We wanted to look at leaching from decayed wood. For this investigation we got some old treated stakes from the Swedish University of Agricultural Sciences, SLU. We got stakes treated with different preservatives, but in this paper we only report the results from the stakes treated with CCA.

Aim

The aim of this study was to find:

1. The remaining preservative in field test stakes after they have been rejected (index of decay = 100%).
2. The leaching in the different part of the stake (above the ground-line, in the ground-line and under-ground line).

Material and methods

General

The stakes used in the Nordic fields are tested mechanically. When they brake under a certain weight, they are rejected. We received both the top and bottom part of each rejected stake. We determined the density for each stake and analysed the amount of Cu, Cr and As in both the top part and the bottom part individually. We also took out a small sample of the top, middle and bottom part for leaching investigations.

Stakes

The stakes are Scots Pine (*Pinus sylvestris L.*) sapwood with dimensions 20 x 50 x 500 mm. with the length along the grain. They were exposed in two different test fields, Simlångsdalen in the southern part of Sweden and Ultuna ouside Uppsala, north of Stockholm.

Preservative

The preservative used was Boliden K33 with retentions from 12 kg/m^3 sapwood to 23 kg/m^3. The preservative had the formulation seen in Table 1

CuO	14,8 %
CrO_3	26,6 %
As_2O_5	34,0 %
H_2O	24,6 %.
	100,0 %

Table 1. Formulation of K33

Analysing samples from the stakes

From the stakes we cut out samples as seen in Figure 1 for analysis and leaching tests.

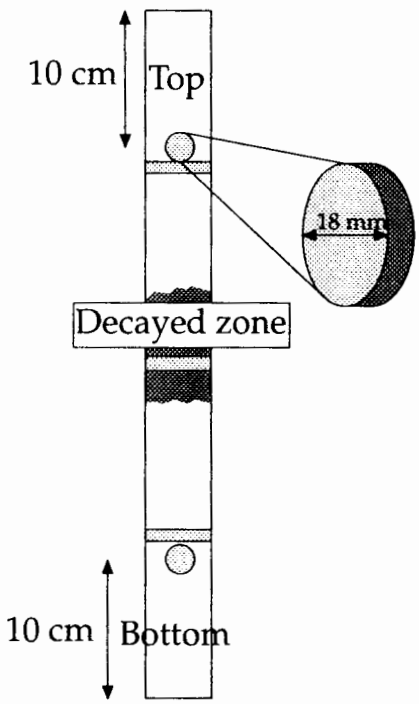


Figure 1. Analysing samples from the stakes

The round samples were taken with a bung borer (18 mm diameter) 10 cm from each end. Just on the inside of these samples we cut cross-sections with a thickness of approx. 5 mm for the leaching tests. From the decayed zone in the middle of the stake we also cut a cross-section for a leaching test.

Determination of the density

All the samples were used for the density determination of each stake. The top part and bottom part were determined individually. The samples were dried in an oven to 103 °C for 24 hours and weighed to constant weight to the nearest mg. The content of K33-salt (approx. 75 % of the originally retention) was subtracted from the weight.

Analysing of the remaining preservative

All the samples from the boring were analysed for Cu, Cr and As content. The samples were milled and dried for 24 hours. A weighed amount of the milled wood was digested in a solution of concentrated sulphuric acid and hydrogen peroxide 1:2. The solution was diluted and analysed in a Perkin-Elmer 1100B Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS).

Leaching of the cross section samples

The whole cross-section sample was put in water (taken from a nearby creek) in an Erlenmeyer flask. The amount of water to dried sample was 25:1 (w/w). The pH of the

water was 5,9. The flasks were lightly shaken twice a day. After 65 hours the water was filtered and analysed for Cu, Cr and As content in AAS.

Results

The stakes had been exposed in two different test fields - in Simlångsdalen and in Ultuna. The stakes from Ultuna had earlier been in two different fields, from 1957 to 1971 in Ljungbyholm, from 1971 to 1984 in Vassmolösa and from 1984 to 1991 in Ultuna.

Table 2. The data for the different stakes

Stake sample No.	Stake No.	SLU* Test No.	Field	Year of start	Year when rejected	Dura-bility years	Concen-tration of the preser-vative	Calculated retention in kg/m³ sapwood
1	4707	4A	Simlångsdalen	1948	1991	43	1,9	12,4
2	650027	28A	Simlångsdalen	1965	1985	20	1,8	11,9
3	670012	37A	Simlångsdalen	1967	1990	23	3,0	18,6
4	4738	4A	Ultuna	1948	1991	43	3,0	20,3
5	11711	19A	Ultuna	1957	1991	34	3,2	20,8
6	11713	19A	Ultuna	1957	1991	34	3,2	22,9
7	11718	19A	Ultuna	1957	1991	34	3,2	20,2

*SLU is The Swedish University of Agricultural Sciences

The density of the top and bottom part of the stakes are shown in Table 3.

Table 3. The basic density prior to treatment and oven-dry density of the boring samples in the different stakes' top- and bottom parts after exposure

Stake sample No.	Basic density kg/m³ (10 % MC)*	Top (T) Bottom (B	Oven-dry density kg/m³
1	513	T	489
1	513	B	497
2	?	T	509
2	?	B	510
3	536	T	549
3	536	B	566
4	495	T	501
4	495	B	505
5	473	T	512
5	473	B	490
6	407	T	447
6	407	B	413
7	473	T	504
7	473	B	509

*We do not know the exact MC in the stakes before treatment. We used 10 % MC.

Table 4. The density in the cross-section for leaching tests in the stakes' top- (T), middle- (M) and bottom (B) parts

Stake sample No.	Basic density kg/m^3 (10 % MC)*	Top (T) Middle (M) Bottom (B	Oven-dry density kg/m^3
1	513	T	487
		M	433
		B	487
2	?	T	486
		M	473
		B	479
3	536	T	572
		M	559
		B	527
4	495	T	509
		M	473
		B	482
5	473	T	491
		M	461
		B	464
6	407	T	427
		M	408
		B	410
7	473	T	481
		M	475
		B	466

*We do not know the exact MC in the stakes before treatment. We used 10 % MC.

Based on these oven-dry densities, we analysed the Cu-, Cr- and As-content and calculated the salt retention based on each metal, see Table 5.

Table 5. Retention of salt in the stakes' top- and bottom part based on each metal

Stake sample No	Top (T) Bottom (B)	Original retention kg/m^3	Content based on Cu content kg/m^3	Content based on Cr content kg/m^3	Content based on As content kg/m^3	Resid Cu as % of original retention	Resid Cr as % of original retention	Resid As as % of original retention
1	T	12,4	9,1	12,6	11,2	73,8	101,9	90,0
1	B	12,4	11,0	12,9	10,6	88,9	104,3	85,7
2	T	11,9	8,0	9,0	6,8	67,3	76,0	57,2
2	B	11,9	9,3	9,5	7,2	78,3	80,0	60,7
3	T	18,6	15,4	14,2	13,9	82,7	76,5	74,8
3	B	18,6	14,2	14,9	13,4	76,4	80,1	72,1
4	T	20,3	19,3	20,5	18,2	95,1	100,9	89,4
4	B	20,3	17,7	18,1	19,0	87,3	89,0	93,5
5	T	20,8	15,4	17,0	16,0	74,0	81,8	76,9
5	B	20,8	14,4	12,8	14,0	69,2	61,7	67,2
6	T	22,9	16,4	16,7	16,1	71,5	72,7	70,1
6	B	22,9	14,3	14,3	15,0	62,5	62,6	65,5
7	T	20,2	16,6	15,4	16,1	82,0	76,2	79,9
7	B	20,2	13,4	14,1	14,0	66,5	69,7	69,5

Table 6. Amount of Cu, Cr and As leached from the stakes in the top-, middle- and bottom-part.

Stake sample No.	Test field	Top (T) Middle (M) Bottom (B)	Leached mg Cu/g sample	Leached mg Cr/g sample	Leached mg As/g sample
1	Simlångsdalen	T	0,038	0,011	0,262
		M	0,025	0,007	0,123
		B	0,035	0,007	0,224
2	Simlångsdalen	T	0,051	0,010	0,158
		M	0,034	0,008	0,110
		B	0,025	0,004	0,172
3	Simlångsdalen	T	0,092	0,015	0,382
		M	0,026	0,006	0,213
		B	0,028	0,005	0,259
4	Ultuna	T	0,075	0,015	0,464
		M	0,009	0,002	0,176
		B	0,009	0,002	0,211
5	Ultuna	T	0,125	0,020	0,642
		M	0,011	0,002	0,129
		B	0,007	0,001	0,156
6	Ultuna	T	0,099	0,016	0,576
		M	0,011	0,002	0,208
		B	0,012	0,002	0,205
7	Ultuna	T	0,079	0,016	0,509
		M	0,013	0,002	0,126
		B	0,007	0,002	0,115

Discussion of the results

As seen in Tables 4 and 5 the densities calculated as the oven-dry density in the exposed stakes differ between the borings and the cross-section samples and from the basic density of the stakes before treatment. This is because different sized samples were used and the exact moisture content in the samples before treatment was not known. The basic density uses the wet volume, while the oven-dry density uses the dry volume.

In most cases the density decreases after exposure. This is to be expected.

Because of the reduction in the density of the stakes, metals with a low leaching can have a content higher than 100 %, see chromium in Table 5 stake samples 1 and 4.

From the results in Table 5, we see that the leaching during exposure in ground contact differs from stake to stake. The average content of remaining metal in % of original retention is for copper 76,8 %, for chromium 81,0 % and for arsenic 75,2 %. That gives an average leaching equal to 25 % of the salt. The analysed samples, however, have a great volume compared to the exposed area, see the discussion to the two studies. The number of years the stakes have been exposed and the original retention do not seem to have great influence on the leaching, see Figure. 2.

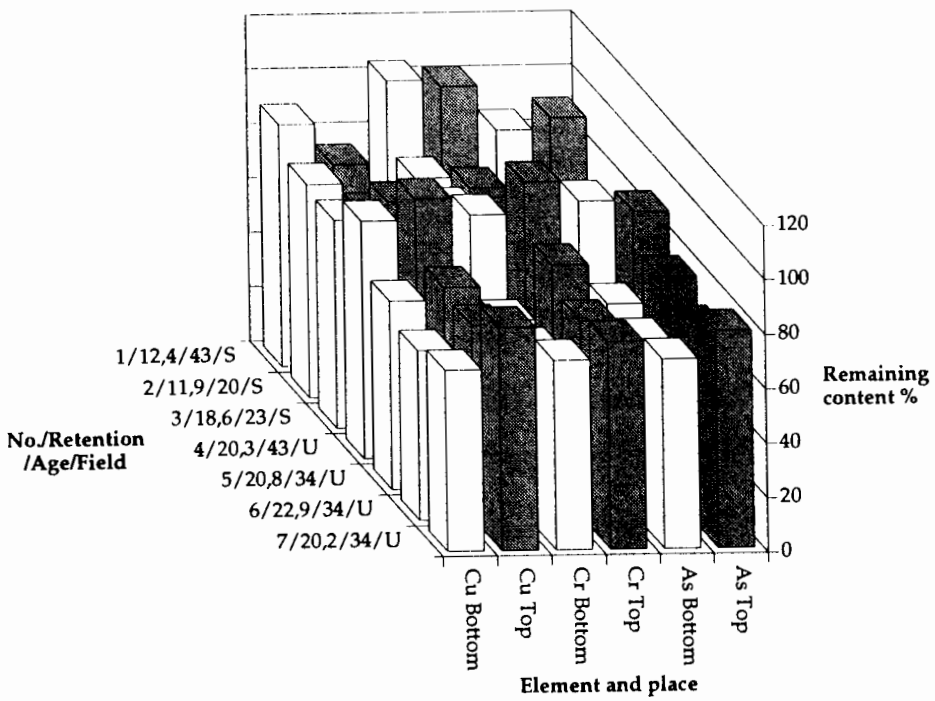


Figure 2. Diagram of the remaining amount of copper, chromium and arsenic in the top and bottom part of the stakes. S=Simlångsdalen and U=Ultuna.

The top part of the stakes normally have most preservative left.

The results from the leaching show some interesting effects. The remaining amounts of preservative are more or less the same for the different fields. But when we leach the samples from the different stakes, we find that the stakes from Simlångsdalen lost the same amount of metal from the top and bottom part, while the middle (the decayed part) lost less. In the stakes from Ultuna, however, the amounts leached from the top part of the stakes were more than double of those from the middle and bottom parts.

The preservative is the same, the retention is the same, the wood species is the same, but the test fields differ. We have so far not found any explanation for this great difference in leaching. We will later have to look into the acidity of the rain and the earth composition. The samples from Ultuna were moved between three different fields. Will this have influenced the leaching?

Conclusions

Stakes exposed from 20 to 43 years in test fields, have during exposure lost on average 25 % of the original retention of preservative. The top and bottom part of the stakes from one of the test fields (Simlångsdalen) have still experienced mild leaching (Average: 0,04 mg Cu/g sample, 0,008 mg Cr/g sample and 0,211 mg As/g sample). The stakes from Ultuna have a greater losses from the top part compared with the middle and bottom parts (Average from the top part: 0,095 mg Cu/g sample, 0,017 mg Cr/g sample and 0,548 mg As/g sample. Average from the middle and bottom part: 0,01 mg Cu/g sample, 0,002 mg Cr/g sample and 0,166 mg As/g sample).

Study 2

Background

Swedish authorities are concerned about the diffuse spread of preservatives from treated wood by leaching during service. There is, however, a lack of knowledge in this area. Many laboratory leaching tests have been published showing different results due to leaching procedures. Furthermore, these tests involve small samples and the results can not be translated to leaching from heavier constructions. Analyses have also been carried out on field test stakes (Jin 1993) and some analyses have been carried out on poles after different service times (Nurmi 1993).

To improve our knowledge about leaching during service studies must be made in different climates, different soils, with treated wood where the initial retention and perhaps preservative gradient in the wood is known. The size of the treated wood is also important for the total leaching during service.

To add to our knowledge a study was carried out at the Swedish Wood Preservation Institute using old stakes rejected from test fields in Sweden.

Aim

The aim of the study was to find

1. the total loss of preservative from some salt treated stakes exposed in test fields until rejected
2. the remaining preservative

Material and methods

Pine stakes (*Pinus sylvestris)* with dimensions 20x50x500 mm were treated with Boliden K33, a CCA preservative, see Table 1. The retention was measured by weighing the stakes before and after impregnation with a solution of known concentration. The stakes were exposed in three different fields, Simlångsdalen in the southern part of Sweden, Ultuna outside Uppsala and Bogesund near Stockholm, until they were so decayed that they were rejected.

When rejected, the stakes were broken into two pieces, one from in ground and from one above gound. The two pieces were dried, weighed and ground separately. The content of copper, chromium and arsenic was analysed by the Swedish National Testing and Research Institute using X-ray fluorescence.

The total amount of copper, chromium and arsenic was calculated for the freshly treated stakes as well as for the two pieces after exposure. The differences have been calculated as the loss of preservative to the environment. The stakes were so decayed that some of the wooden material in the ground-line zone has been lost and the remaining wood volume was less than the volume of the freshly treated stakes. The remaining content of preservative in the remaining parts of the stakes have also been calculated.

Results

The weight loss is shown in Table 7 and the total loss of copper, chromium and arsenic is 50% , -4% and 36% on average, see Table 8. The remaining per cent of copper, chromium and arsenic in the two parts of the rejected stakes are 53% copper, 112% chromium and 68% arsenic, see Table 9. Looking at the top and bottom part of the stakes the leaching is equal for three of the stakes while it is much higher in the top part of two of the stakes exposed in Simlångsdalen.

Table 7. Total weight loss of rejected field test stakes treated with CCA

S take nr	Exposure field	Age (years)	Retention Kg/m^3	Initial dry weight (g)	Weight after exposure (g)	Weight loss (g)
1	S	24	10	256	241	15
2	U	35	23	216	208	8
3	B	33	25	255	241	14
4	S	44	21	241	217	24
5	S	44	12	259	232	27

S = Simlångsdalen U = Ultuna B = Bogesund

Tabell 8. Total loss of copper, chromium and arsenic from rejected field test stakes

Stake nr	Initial amount (g)			Final amount (g)			Total loss (%)		
	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
1 A				0,16	0,34	0,26			
1 B				0,14	0,32	0,25			
Total	**0,59**	**0,69**	**1,11**	**0,30**	**0,66**	**0,51**	**49**	**4,3**	**54**
2 A				0,49	0,84	0,96			
2 B				0,34	0,63	0,68			
Total	**1,33**	**1,56**	**2,51**	**0,84**	**1,47**	**1,64**	**38**	**6,0**	**34**
3 A				0,35	0,93	1,03			
3 B				0,41	1,08	1,11			
Total	**1,49**	**1,74**	**2,81**	**0,76**	**2,01**	**2,14**	**49**	**-16**	**24**
4 A				0,11	0,55	0,51			
4 B				0,48	0,98	1,20			
Total	**1,24**	**1,45**	**2,33**	**0,59**	**1,53**	**1,71**	**52**	**-5,6**	**26**
5 A				0,09	0,45	0,34			
5 B				0,20	0,44	0,43			
Total	**0,70**	**0,82**	**1,32**	**0,28**	**0,89**	**0,77**	**60**	**-8,7**	**42**

Table 9. Content of copper, chromium and arsenic before and after exposure and remaining components after exposure

Stake nr	Initial amount (% W/W)			Final amount (% W/W)			Remaining (%)		
	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
1 A	0,23	0,27	0,43	0,12	0,26	0,20	52	97	46
1 B	0,23	0,27	0,43	0,13	0,29	0,23	56	108	53
2 A	0,62	0,72	1,16	0,44	0,75	0,86	71	104	74
2 B	0,62	0,72	1,16	0,35	0,65	0,71	57	90	61
3 A	0,59	0,69	1,10	0,29	0,78	0,86	49	113	78
3 B	0,59	0,69	1,10	0,34	0,89	0,91	58	130	83
4 A	0,51	0,60	0,97	0,14	0,68	0,64	27	113	66
4 B	0,51	0,60	0,97	0,35	0,72	0,88	68	120	91
5 A	0,27	0,32	0,51	0,07	0,37	0,28	26	117	55
5 B	0,27	0,32	0,51	0,18	0,40	0,39	66	126	77

Discussion

The samples were small field test stakes and the total leaching from these stakes was probably much greater per volume than would be from heavier constructions. The end-grain effect with more leaching is also more dominant in small dimension samples.

The initial retention of preservatives (kg/m^3 and % w/w) was only calculated by weighing the stakes before and after impregnation with a solution of known concentration. No chemical analyses were carried out. This causes some uncertainty about the initial amounts of copper, chromium and arsenic in the stakes.

After exposure, the density of the stakes was lower than in the freshly treated stakes. The analyses after exposure were calculated as % w/w. This can explaine the negative loss of chromium from the stakes, Table 8.

We have found no good explanation re the high losses of preservative from the top parts of stake 4 and 5 exposed in Simlångsdalen.

Discussion of the different result from studies 1 and 2

In the two studies described in this document we have used different methods to find the remaining amount of preservative. In study 1 we took out a part of the stake and analysed it for the content of Cu, Cr and As. In study 2 we ground the whole stake and analysed it for the content of Cu, Cr and As. As seen the remaining amounts of preservative found differ a lot even if the wood species is the same, the preservative is the same and the test fields are the same. But the samples used for analysis were different in the two studies and also the methods of analysis were different.

In study 1 we took a small sample from the stake. This sample has only a little surface that has been exposed, while in the study 2 the whole stake was analysed and therefore has a greater exposed surface. During exposure the leaching will be greater from the surface than from within the sample.

The field stakes have a greater surface area to volume ratio because of their dimentions. Treated wood in use will usually have a smaller surface area to volume ratio.

In the following Table we compare the samples analysed in the two studies and a 10 metre pole with a diameter of 20 cm.

Table 10 Comparison of exposed surfaces and volumes

Sample	Surface cm^2	Volume cm^3	Surface/Volume
Stake study 2 (100 % sapwood)	720,00	500,00	1,44
Disc study 1 (100 % sapwood)	5,09	50,89	0,10
Pole 10 m long and 20 cm diameter (50 % sapwood)	63 460,17	157 079,63	0,40

As seen from Table 10 the samples analysed in study 1 have a surface to volume ratio nearer to that of a pole than the sample analysed in study 2. The results from study 2 therefore show much higher leaching than would happen from a pole during use.

Acknowledgement

The assistance of Bjørn Nossen, NTI, with laboratory work and as a discussion partner is greatfully acknowledged and so is Östen Bergman, SLU, for providing us with test stakes.

References

Evans, F. G. 1978
The leaching of copper, chromium and arsenic from CCA-impregnated poles stored for ten years in running water.
IRG/WP/3122
Stockholm 1978

Evans, F. G. 1987
Leaching from CCA-impregnated wood to food, drinking-water and silage.
IRG/WP/3433
Stockholm 1987

Jin, Lehong and Preston, Allan 1993
Depletion of preservatives from treated wood: Results from laboratory, fungus cellar and field tests.
International Research Group on Wood Preservation IRG/WP 93-50001

Nurmi, A. 1993
A comparative study of CCA type C and B treated poles in service.
IRG/WP/93-50001, pages 91 - 100
2nd International symposium of Wood Preservation
Cannes, 1993

Leaching from field test stakes II

The distribution in and leaching from different parts of test stakes

Fred G Evans, Bjørn Nossen, Marie-Louise Edlund

The International Research Group on Wood Preservation
Document IRG/WP 94-50026, 1994

Leaching from field test stakes II

The distribution in and leaching from different parts of test stakes.

Fred G. Evans*, Bjørn Nossen*, Marie-Louise Edlund**

* The Norwegian Institute of Wood Technology, Box 113, Blindern, N-0314 Oslo, Norway

**Ödeens Ingenjörsbyrå HB, Oxeltunet 4, S-181 48 Lidingö, Sweden

Summary

Field test stakes treated with Boliden K33 (copper, chromium and arsenic) and Cuprinol Tryck (CT86) (copper and N-alkylbenzyldimethylammoniumchloride) respectively were exposed in ground contact at two different test fields in Sweden and rejected due to decay after 2 to 28 years. Stakes treated with the same preservatives were also exposed during 7 years above ground. The test stakes have been analysed regarding remaining preservatives in different parts of the stakes.

As a reference, unexposed stakes were analysed regarding retention and gradient of the two preservatives in the stakes.

There was a gradient in the concentration of preservatives in the unexposed stakes, the gradient being greater for CT86 than for CCA.

The remaining preservatives in stakes treated with CCA and CT86 differ depending on preservative used and how they were exposed in the field. Least preservative was found in the end grain and there was an indication of a redistribution of preservatives from the inner part of the stakes to the outer part. Leaching from stakes exposed horizontally above ground was not less than that from stakes in ground contact.

Background

In Document No IRG/WP 93 - 50013 (Evans 1993) two different studies on leaching from CCA-treated field test stakes were presented. The results differed due to method of analysis and the results focused on the importance of sampling and methods of analysis as well as the necessity of being careful when evaluating leaching results.

During discussions on the paper the question was raised whether the initial gradient of preservative in the stakes was the reason for the different results.

The results in Document No IRG/WP 93 - 50013 also showed different leachability of the remaining preservative in stakes exposed in different fields. Whether this was just accidental could not be determined from the few stakes analysed. Complementary analyses to clarify this matter were therefore carried out in this study.

In Sweden practically all use of wood treated with preservatives containing chromium and arsenic is banned for constructions above ground as per 1 January 1994. Several chromium and arsenic free preservatives are available. CT86, however, is the preservative that has been used for several years and where experience and field test results are known. As CT86 is one of the preservatives that to a great extent will be used in above ground constructions in Sweden, it would be of interest to know the distribution and leaching characteristics for this preservative in the treated wood.

Aim

The aim of this study was to determine:

1. The distribution of preservatives in the stakes before and after exposure.
2. Leaching of preservatives from stakes exposed in different fields in ground contact and above ground, by analysing the remaining preservative.
3. How to carry out sampling to obtain a true picture of leaching.

Material and methods

General

Field test stakes treated with Boliden K33 (copper, chromium and arsenic) and Cuprinol Tryck CT86 (copper and N-alkylbenzyldimetylammoniumchloride) respectively were exposed in ground contact in two different test fields in Sweden and rejected due to decay after 2 to 28 years. Test stakes treated with the same preservatives were exposed during 7 years above ground. The test stakes have been analysed regarding leaching and remaining preservatives.

As a reference unexposed stakes were analysed regarding retention and gradient of the two preservatives in the stakes.

Stakes

The exposed stakes were Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) sapwood with dimensions 20 x 50 x 500 mm with length along the grain. The stakes in this study were decayed in the ground line zone, but fairly sound above and under this zone.

The stakes exposed above ground were exposed 7 years, and were still sound when sampled.

The unexposed stakes were Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) sapwood, all but one with dimensions 25 x 50 x 500 mm and one with dimensions 20 x 50 x 500 mm.

Until 1986, test stakes in the Nordic countries had dimensions 20 x 50 x 500 mm and all older test stakes are of this size following the NWPC-standard (NWPC 1971). However, since 1986 the tests are carried out according to EN 252 where the dimension shall be 25 x 50 x 500 mm. For several years both dimensions were used in the Nordic fields. Apart from the dimensions of the stakes and reference preservatives the test procedure is practically the same following the older NWPC- standard or EN 252.

Exposure

Stakes tested in ground contact were exposed in two different fields, Simlångsdalen in the southern part of Sweden and Ultuna near Uppsala, north of Stockholm.

The field in Simlångsdalen has a sandy soil and a high precipitation, approximately 1000 mm per year. The field in Ultuna consists of clay and the precipitation is about 500 mm per year.

The stakes out of ground were exposed horizontally on a roof of a building in the southern part of Stockholm, where the annual precipitation is similar to that in Ultuna.

Preservatives

The stakes treated with Boliden K33 had an initial retention of about 12 kg/m^3 sapwood. The preservative had the formulation seen in Table 1.

Table 1 Formulation of K33

CuO	14,8 %
CrO_3	26,6 %
As_2O_5	34,0 %
H_2O	24,6 %
	100,0 %

Stakes treated with CT86 had an initial retention of 18 or 28 kg/m^3 sapwood. The formulation is presented in Table 2.

Table 2 Formulation of CT86

Tetraamincopper-dihydrocarbonate	38,0 - 44,0%
N-alkylbenzyldimetyl-ammoniumchloride	4,8%
H_2O	51,2 - 57,2%
	100%

Analyses of samples from stakes

From the unexposed stakes and the field test stakes, samples were cut out as seen in Figure 1 for analyses and leaching tests.

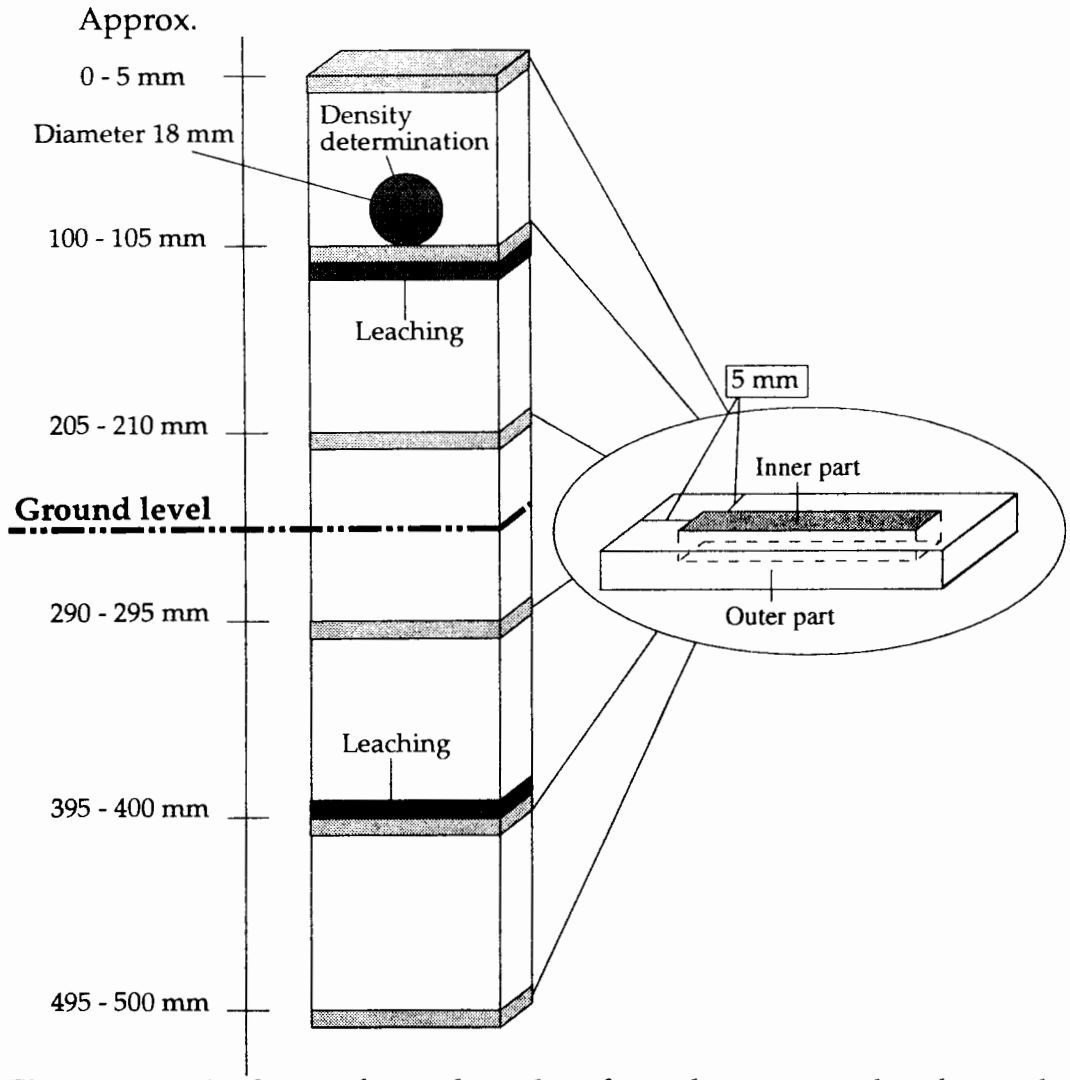


Figure 1. Analyses of samples taken from the unexposed stakes and stakes exposed in ground contact.

Cross-sections with a thickness of approximately 5 mm were cut from the ends of the stakes and 100 resp. 200 mm from the ends. These cross-sections were cut into inner and outer parts before analyses.

From stakes exposed in Simlångsdalen and Ultuna, cross-sections for leaching tests were cut with a thickness of approximately 5 mm taken 100 mm from each end.

For unexposed stakes we assumed that the gradient was the same from each end of the stake and therefore analysed only the samples from one half of the stake.

The stakes exposed above ground were cut into upper and lower parts, see Figure 2. Also here we assumed that the leaching was the same from each end and analysed only one half of the stakes.

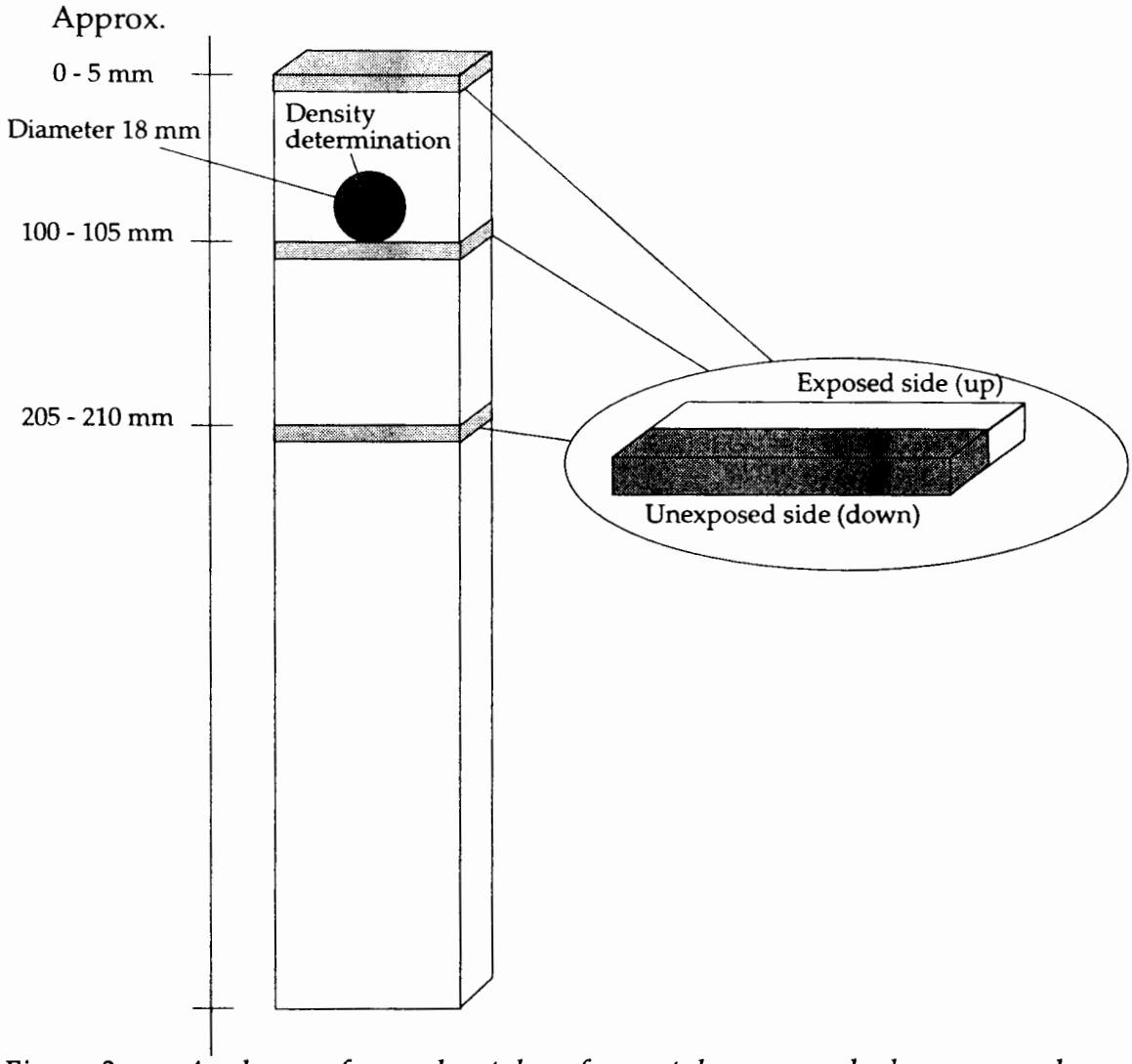


Figure 2. Analyses of samples taken from stakes exposed above ground .

Analyses of preservatives

All the samples were analysed for copper, or copper, chromium and arsenic content. The samples were milled and dried for 24 hours. A weighed amount of the milled wood was digested in a solution of concentrated sulphuric acid and hydrogen peroxide (1:2) and mixed with nitric acid and perchloric acid (AWPA A7-75 and AWPA A11-83). The solution was diluted and analysed in a Perkin-Elmer 1100B Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS). The contents of copper, chromium and arsenic are calculated as percent (w/w).

Calculating the initial retention and leaching

All stakes were treated with preservatives of known concentrations. The stakes were weighed before and after impregnation, and the average retention for each stake was calculated.

The distribution of the preservative was determined for each preservative by the analyses of unexposed stakes. We assume that the distribution of the preservatives was the same in all stakes after treatment and before exposure.

The results of the chemical analyses of the exposed stakes were compared to the calculated initial retention and distribution of the preservative, and the percentage of the remaining amount of copper, chromium and arsenic was calculated.

Leaching of cross-section samples

The whole cross-section sample was put in water (taken from a nearby creek) in an Erlenmeyer flask. The amount of water to dried sample was 25:1 (w/w). The pH of the water was 5,7. The flasks were lightly shaken twice a day. After 48 hours the water was filtered and analysed for copper, chromium and arsenic content using AAS.

The remaining amount of preservative before the leaching procedure is that of the adjacent sample. The loss of preservative after the leaching procedure is calculated as percentage of the remaining amount before leaching.

Determination of the density

In the upper part of all exposed stakes a bore sample was taken and used for density determination, see Figure 1 and 2. The samples were dried in an oven at 103 °C for 24 hours to constant weight and weighed to the nearest mg. The content of salt (approximately 75 % of the original retention) was subtracted from the weight.

Results

Distribution of preservatives in the stakes

Unexposed stakes

The relative distributions of the preservative components in the unexposed stakes are presented in Tables 3 and 4. The retention calculated from the initial weights and the analysed amounts of preservatives (% w/w) in the different samples are presented in the Appendix, pages 15 and 16.

Table 3 The distribution of the elements copper, chromium arsenic in unexposed CCA-treated stakes.

Stake no.	Total retention kg/m³	% element in the stake calculated from the retention Cu	Cr	As	Samples taken in mm from one end*	The outer part % of calculated Cu	Cr	As	The inner part % of calculated Cu	Cr	As
1	11,62	0,27	0,31	0,50	0 - 5	159	210	217	134	193	167
					100 - 105	92	121	102	81	88	76
					205 - 210	95	128	101	86	98	77
2	11,17	0,27	0,32	0,50	0 - 5	164	256	178	129	241	155
					100 - 105	94	115	91	92	113	83
					205 - 210	92	105	106	77	73	69
3***	11,96	0,29	0,33	0,54	0 - 5	113	143	134	131	138	129
					100 - 105	97	105	104	89	94	88
		0,27 **	*0,33* **	*0,54* **	205 - 210	93	94	103	79	67	76

* *Only half the stake samples in fig. 1 are analysed, since we expect the same distribution from each end.*

** *Average result from analysing three samples after milling the whole stake. This is a control for the calculated retention.*

*** *This stake (20 x 50 x 500 mm) was used as reference to exposed stakes in tables 5 and 6.*

The retention of CCA in the end samples is about 1,5 times as high as the retention in the rest of the stake. The retention in the outer and the inner part of the cross-section differs by about 20 %.

Table 4 The distribution of copper in unexposed CT86-stakes.

Stake no.	Total retention kg/m³	% element calculated from the retention Cu	Samples taken in mm from one end.*	The outer part % of calculated Cu	The inner part % of calculated Cu
4	18,32	0,37	0 - 5	294	215
			100 - 105	89	67
			205 - 210	82	60
5	17,08	0,34	0 - 5	383	224
			100 - 105	116	72
			205 - 210	118	62

* *Only half the stake samples in fig. 1 is analysed, since we expect the same distribution from each end.*

In the CT86-treated stakes the gradient is higher. In the end samples the retention is about three times as high as in the rest of the stake, and the retention in the outer part is about 1,5 times as high as in the inner part.

The distribution pattern in these unexposed stakes is assumed to be relevant for the initial distribution in the exposed stakes.

Leaching during exposure

Stakes exposed in ground contact

The remaining amount of the different components expressed as percentage of the assumed initial retention along the stakes is presented in Tables 5, 6 and 7. The retention calculated from the initial weights and the analysed amounts of preservatives in the different samples are presented in Appendix, pages 17 - 22.

Table 5 The distribution of the remaining elements in % of assumed initial amount (see table 3) in CCA-stakes exposed in ground contact in Simlångsdalen.

Stake no.	Total retention	% element calculated from the total retention			Samples taken in mm from	The outer part % of expected			The inner part % of expected		
	kg/m³	Cu	Cr	As	the top	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
6	12,43	0,26	0,31	0,49	0 - 5*	*8*	*117*	*44*	*8*	*117*	*44*
					205 - 210	73	130	74	100	110	70
					290 - 295	57	133	72	72	104	58
					395 - 400	64	116	71	86	95	68
					495 - 500	41	126	73	37	111	70
7	11,52	0,29	0,34	0,54	0 - 5*	*8*	*93*	*28*	*8*	*93*	*28*
					100 - 105	64	112	66	107	101	73
					205 - 210	47	122	57	93	118	68
					290 - 295	52	123	62	89	130	73
					395 - 400	57	102	65	85	99	67
					495 - 500	41	134	75	41	116	71
8	11,14	0,25	0,30	0,47	0 - 5*	*7*	*128*	*42*	*7*	*128*	*42*
					100 - 105	64	123	73	100	73	60
					205 - 210	54	137	74	81	97	63
					290 - 295	55	150	77	79	105	66
					395 - 400	58	129	86	74	78	56
					495 - 500	34	159	91	31	124	71
9	11,14	0,25	0,30	0,47	0 - 5*	*9*	*140*	*59*	*9*	*140*	*59*
					100 - 105	73	125	78	98	71	66
					205 - 210*	*75*	*108*	*67*	*75*	*108*	*67*
					290 - 295	71	150	81	98	111	81
					395 - 400	90	144	95	90	95	73
					495 - 500	51	140	89	46	115	78
10	12,20	0,31	0,36	0,58	0 - 5*	*7*	*122*	*47*	*7*	*122*	*47*
					100 - 105	59	123	61	88	77	59
					205 - 210	50	144	59	84	98	56
					290 - 295	66	145	77	80	89	55
					395 - 400	80	132	81	79	84	53
					495 - 500	59	106	93	47	114	71

* *These samples are analysed as one cross-section because it was impossible to separate the outer and inner part.*

In the CCA-treated stakes exposed in Simlångsdalen (Table 5) about 50 % of the arsenic, 10 % of the copper and practically all chromium remained in the upper 5 mm of samples. In the lower end samples, exposed in ground, about 70-80 % arsenic, 50 % copper and all chromium remained. From the rest of the stakes 60-70 % of copper and chromium remained. It was no great difference between leaching from the inner and outer part of the cross-sections.

Table 6 The distribution of the remaining elements in % of assumed initial amount (see table 3) in CCA-stakes exposed in ground contact in Ultuna.

Stake no.	Total retention	% element calculated from the total retention			Samples taken in mm from	The outer part % of expected			The inner part % of expected		
	kg/m³	Cu	Cr	As	the top	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
11	14,80	0,36	0,42	0,68	0 - 5	53	110	58	52	104	58
					100 - 105	106	95	88	105	86	101
					205 - 210	103	109	91	90	102	86
					290 - 295	102	122	84	92	104	77
					395 - 400	102	110	84	95	92	82
					495 - 500	121	160	132	89	128	104
12	14,32	0,32	0,38	0,61	0 - 5	59	133	69	55	136	63
					100 - 105	120	114	109	97	80	93
					205 - 210	111	124	103	55	67	51
					290 - 295	106	122	94	58	74	49
					395 - 400	114	127	102	89	84	74
					495 - 500	116	147	110	97	125	108
13	12,80	0,29	0,34	0,54	0 - 5*	*95*	*124*	*72*	*95*	*124*	*72*
					100 - 105	98	96	53	94	124	83
					205 - 210	102	108	83	101	119	86
					290 - 295	94	116	76	91	113	75
					395 - 400	94	106	78	78	79	61
					495 - 500	107	119	90	92	114	88
14	12,80	0,29	0,34	0,54	0 - 5*	*72*	*124*	*68*	*72*	*124*	*68*
					100 - 105	114	104	91	84	74	74
					205 - 210	99	115	86	86	113	76
					290 - 295	111	149	89	106	131	88
					395 - 400	104	115	86	88	89	70
					495 - 500	108	133	106	81	126	93

* *These samples are analysed as one cross-section because it was impossible to separate the outer and inner part.*

In the outer part of the CCA-treated stakes exposed in Ultuna (Table 6) the remaining amount of copper and chromium is practically 100 % and of arsenic 80-90 % of the assumed initial retention. In the inner part the remaining copper is about 80-90 % and arsenic 70-90 %. The leaching from the upper end samples was higher.

Table 7 The distribution of the remaining copper in % of assumed initial amount (see table 4) in CT86-stakes exposed in ground contact in Simlångsdalen.

Stake no.	Total retention kg/m³	% element calculated from the total retention Cu	Samples taken in mm from the top	The outer part % of expected Cu	The inner part % of expected Cu
15	17,24	0,30	0 - 5	20	30
			100 - 105	94	110
			205 - 210	103	113
			290 - 295	*	*
			395 - 400	73	86
			495 - 500	73	87
16	17,76	0,33	0 - 5	17	22
			100 - 105	83	102
			205 - 210	131	117
			290 - 295	*	*
			395 - 400	73	79
			495 - 500	24	37

* *It was impossible to cut samples from this part of the stakes because of rot.*

Stakes treated with CT86 have only been exposed in Simlångsdalen. The loss of copper from the upper end samples (Table 7) was 80 %; from the rest of the stake above ground line 10-20 % and under ground line about 30 %.

Stakes exposed above ground

The remaining amount of different components expressed as percentage of the assumed initial retention along the stakes are presented in Tables 8 and 9. The retention calculated from the initial weights and the analysed amounts of preservatives in the different samples are presented in the Appendix, pages 22 and 23.

Table 8 The distribution of the different elements in % of expected amount (see table 3) in stakes exposed above ground in Stockholm.

Stake no.	Total retention kg/m³	% element calculated from the total retention Cu	Cr	As	Samples taken in mm from one end*	The exposed side in % of expected Cu	Cr	As	The unexposed side in % of expected Cu	Cr	As
17	12,96	0,31	0,36	0,58	0 - 5	17	80	46	24	84	56
					100 - 105	52	81	52	89	105	69
					205 - 210	46	119	60	86	122	72
18	11,52	0,24	0,28	0,45	0 - 5	15	71	45	21	82	60
					100 - 105	55	72	45	95	110	75
					205 - 210	56	96	55	127	127	90

* *Only half the stake samples in fig. 1 are analysed, since we expect the same distribution from each end.*

Table 9 The distribution of the remaining copper in % of assumed initial amount (see table 4) in CT86-stakes exposed above ground contact in Stockholm.

Stake no.	Total retention kg/m³	% element calculated from the total retention Cu	Samples taken in mm from one end*	The exposed side in % of expected Cu	The unexposed side in % of expected Cu
19	28,64	0,57	0 - 5	11	13
			100 - 105	69	100
			205 - 210	57	80
20	27,36	0,58	0 - 5	11	14
			100 - 105	59	82
			205 - 210	66	96

* *Only half the stake samples in fig. 1 are analysed, since we expect the same distribution from each end.*

From the exposed upper side of the stakes the loss of preservatives is more comprehensible than loss from the lower side, and the end samples have lost more preservatives than the rest of the stakes.

Leaching from the cross-section samples

The results of the leaching experiments for cross-sections are presented in Table 10.

Table 10 The amount of elements in % of remaining content after exposure in Simlångsdalen (S) and Ultuna (U) that leached from a cross-section of the stake above and below ground level.

Stake no.	Field	Total retention kg/m³	% element of remaining content* in sample that leached above ground Cu	Cr	As	% element of remaining content* in sample that leached below ground Cu	Cr	As
6	S	12,43	3,3	0,5	5,2	0,9	0,2	4,0
7	S	11,52	1,6	0,2	2,5	0,2	0,1	2,0
8	S	11,14	2,7	0,4	4,1	0,8	0,1	3,5
9	S	11,14	2,5	0,4	4,4	0,4	0,1	3,0
10	S	12,20	2,4	0,3	4,2	0,3	0,0	2,4
11	U	14,80	3,3	0,5	9,5	0,2	0,1	2,8
12	U	14,32	4,3	0,8	9,9	0,3	0,1	2,8
13	U	12,80	1,7	0,5	12,9	0,2	0,1	2,0
14	U	12,80	2,1	0,5	7,9	0,4	0,1	2,6

* *Remaining content is calculated from the sample taken 100 - 105 and 395-400 mm from the top (see tables 5 and 6).*

The loss of CCA during the leaching procedure is very low from the sample exposed under ground line; less than 1 % of copper and chromium and 2-3 % of arsenic. From the cross-section exposed over ground line the leaching is higher from stakes exposed in Ultuna than from those exposed in Simlångsdalen.

The copper leaching from CT86 is higher than that from CCA, Table 11.

Table 11 The amount of copper in % of remaining content after exposure in Simlångsdalen (S) that leached from a cross-section of the CT86-stake above and below ground level.

Stake no.	Field	Total retention kg/m³	% element of remaining content* in sample that leached above ground Cu	% element of remaining content* in sample that leached below ground Cu
15	S	17,24	18,5	11,5
16	S	17,76	7,4	11,3

* *Remaining content is calculated from the sample taken 100 - 105 and 395-400 mm from the top (see table 7).*

Density

The density of the stakes before and after exposure is measured on bore cores, and the result is seen for each stake in the Appendix.

Discussion of the results

The distribution of preservatives in the unexposed stakes was different for CCA and CT86, and even in these small dimensions there is a gradient both along and perpendicular to the grain. The gradient was greater in CT86 than in the CCA-treated stakes, and with an extremely high retention in the end grain.

For CT86 only copper was analysed. The distribution of the co-biocide is not known.

The amount of copper from CT86 analysed in the different samples along the stakes differs between stakes, and it can be assumed that there is an uneven distribution in the total stake. This may be an explanation to the observations on strange decay patterns in CT86-treated field test stakes in ground contact.

The densities of the above ground line parts of the stakes after exposure were measured. In some cases the measured density is greater than the initial density calculated from size and weight of the stakes before treatment. The uncertainty in the figures can be explained by the difficulties in measuring the volume of the bore cores taken, and the fact that the moisture content of the stakes before treatment, when the volume was measured, was not exactly known. However, the results of the density measurements show that there cannot have been any greater loss of wood due to decay in the analysed zones of the stakes.

The loss of preservatives from CCA-treated stakes was higher in stakes exposed in Simlångsdalen than in Ultuna. There is also a loss of preservatives from the inner part of the stakes, indicating that there is a redistribution of preservatives within the stakes during exposure.

In Simlångsdalen the ground is sandy soil with a pH around 4,5 and the precipitation is high. In Ultuna the ground is clay, containing iron, aluminium and calcium, and with a higher pH than in Simlångsdalen. The pH in combination with iron and aluminium that combine with arsenic to insoluble compounds reduce the leaching from the stakes. This may be the explanation of the high amount of remaining preservative found in the outer part of the stakes from Ultuna.

The loss of copper from CT86-treated stakes was extremely high from the ends. Even these stakes indicate a redistribution of preservatives from the inner to the outer part of the stakes during leaching.

The fixation of remaining preservatives was determined in the leaching test carried out on samples above and under ground line from field test stakes exposed in Simlångsdalen and Ultuna. For CCA, the results that differ greatly are those for above ground line in the Ultuna stakes. These agree with the results from an earlier study (Evans, 1993).

The differences between Simlångsdalen and Ultuna can also here be explained by aluminium content in the clay. Aluminium may migrate into the stakes and fix the arsenic.

The leaching from the end grain of the stakes exposed above ground was very high, 90 % for copper from CT86 (Table 9) and 80 % of the copper, 20 % of the chromium and about 50 % of the arsenic from CCA (Table 9). In the rest of the stake the leaching was higher from the exposed upper part than from the lower part, probably because the upper part is more exposed to rain, and that there might be a distribution of preservatives to the lower part of the stake.

The leaching may be critical for the durability of above ground constructions of treated timber. The leaching pattern we found will not be simulated in the artificial leaching procedure EN84. The result will therefore in our opinion supports a requirement for field test of new preservatives, in ground contact as well as above, and not just a few laboratory tests as suggested in the new European standard EN 599.

It seems extremely difficult to carry out sampling to get a true picture of leaching. This will differ from case to case depending on preservative used, dimension of the treated wood and how it has been exposed.

Conclusions

There is a gradient in the concentration of preservatives in the unexposed stakes and the gradient is greater for CT86 than for CCA.

The leaching of preservatives from stakes treated with CCA and CT86 differs depending on preservative used and field of exposure. The leaching is greatest from the end grain and it also indicates a redistribution of preservatives from the inner part of the stakes to the outer part. The leaching from stakes exposed horizontally above ground is not less than from stakes in ground contact.

As the distribution of preservatives differs due to preservative used and conditions of exposure, no recommendations can be given based on this study on how sampling shall be carried out to give a representative result.

Acknowledgement

The authors want to thank The Swedish Wood Preservation Institute who has paid for this investigation. The assistance of Dr. Östen Bergman, The Swedish University of Agricultural Sciences, for providing us with test stakes and for being a discussion partner is gratefully acknowledged.

References

AWPA A7-75:
Standard wet ashing procedure for preparing wood for chemical analysis. Standards 1984 American Wood-Preservers' Association.

AWPA A11-83:
Standard method for analysis of treated wood and treating solutions by Atomic Absorption Spectroscopy, Standards 1984 American Wood-Preservers' Association.

EN 84: Wood preservatives. Accelerated ageing of treated wood prior to biological testing. Leaching procedure.

EN 252: Field test method for determining the relative protective effectiveness of a wood preservative in ground contact. European Committee for standardisation (CEN).

EN 599: Durability of wood and wood-based products – Performance of preventive wood preservatives as determined by biological tests.

Evans, F. G. and Edlund, M-L 1993:
Leaching from field test stakes. Results from two different methods of analysis. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP 93 - 50013. Stockholm 1993.

NWPC 1971:
NWPC Standard No 1.4.2.1. Testing of wood preservatives. Mycological test. Field test - a field test with stakes. Nordic Wood Preservation Council 1971.

The analysed data in % (w/w) for the different compounds.

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
1	K33	617	11,62	25 x 50 x 500	Unexposed	0

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,4265	0,6613	1,0909	0,3605	0,6057	0,8403
100 - 105 mm	0,2461	0,3803	0,5148	0,2173	0,2764	0,3840
205 - 210 mm	0,2543	0,4041	0,5094	0,2304	0,3089	0,3887
0 - 500 mm (calculated)	0,2690	0,3146	0,5028			

Sample	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,2377	0,3146	0,4706	538	530

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
2	K33	635	11,17	25 x 50 x 500	Unexposed	0

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,4472	0,8136	0,9030	0,3509	0,7676	0,7855
100 - 105 mm	0,2567	0,3674	0,4622	0,2492	0,3594	0,4233
205 - 210 mm	0,2512	0,3342	0,5414	0,2083	0,2336	0,3532
0 - 500 mm (calculated)	0,2720	0,3181	0,5084			

Sample	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,2469	0,3511	0,4281	529	505

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
3	K33	1530	11,96	20 x 50 x 500	Unexposed	0

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,3243	0,4790	0,7189	0,3764	0,4609	0,6889
100 - 105 mm	0,2790	0,3524	0,5569	0,2537	0,3144	0,4700
205 - 210 mm	0,2654	0,3134	0,5497	0,2274	0,2258	0,4076
0 - 500 mm (analysed)	0,2737	0,3272	0,5407			
0 - 500 mm (calculated)	0,2863	0,3348	0,5351			

Sample	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,2658	0,3391	0,4997	519	513

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
4	CT86	30B	18,32	25 x 50 x 500	Unexposed	0

Distance from end	Outer part Cu (%)	Inner part Cu (%)
0 - 5 mm	1,1034	0,8071
100 - 105 mm	0,3346	0,2513
205 - 210 mm	0,3062	0,2234
0 - 500 mm (calculated)	0,3749	

Sample	Cu (%)	Density measured (kg/m3)	Densitet calculated (kg/m3)
Bore core	0,2281	467	482

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
5	CT86	30D	17,08	25 x 50 x 500	Unexposed	0

Distance from end	Outer part Cu (%)	Inner part Cu (%)
0 - 5 mm	1,2898	0,7563
100 - 105 mm	0,3905	0,2434
205 - 210 mm	0,3979	0,2102
0 - 500 mm (calculated)	0,3369	

Sample	Cu (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,2959	506	500

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
6	K33	74169	12,43	20 x 50 x 500	Simlångsd.	19

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,0261*	*0,5073*	*0,2841*	*0,0261*	*0,5073*	*0,2841*
100 - 105 mm	0,2169	0,3623	0,3980	0,2696	0,2751	0,3821
205 - 210 mm	0,1774	0,3738	0,3719	0,2086	0,2273	0,2634
290 - 295 mm	0,1384	0,3813	0,3643	0,1499	0,2162	0,2187
395 - 400 mm	0,1633	0,3762	0,3635	0,2004	0,2742	0,2917
495 - 500 mm	0,1212	0,5558	0,4804	0,1275	0,4712	0,4425
0 - 500 mm (calculated)	0,2626	0,3071	0,4910			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2659	0,3396	0,3981	0,2034	0,2996	0,3381

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	552	581

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	3,3	0,5	5,2	0,9	0,2	4,0

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
7	K33	650035	11,52	20 x 50 x 500	Simlångsd.	28

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,0286*	*0,4400*	*0,2004*	*0,0286*	*0,4400*	*0,2004*
100 - 105 mm	0,1795	0,3977	0,3670	0,2721	0,3188	0,3465
205 - 210 mm	0,1256	0,3837	0,3124	0,2117	0,2672	0,2770
290 - 295 mm	0,1374	0,3884	0,3425	0,2032	0,2941	0,2972
395 - 400 mm	0,1590	0,3624	0,3644	0,2156	0,3117	0,3151
495 - 500 mm	0,1329	0,6457	0,5419	0,1558	0,5380	0,4910
0 - 500 mm (calculated)	0,2873	0,3360	0,5369			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,1689	0,3413	0,3171	0,2051	0,3102	0,3297

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	534	492

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	1,6	0,2	2,5	0,2	0,1	2,0

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
8	K33	750316	11,14	20 x 50 x 500	Simlångsd.	18

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	*0,0218*	*0,5307*	*0,2619*	*0,0218*	*0,5307*	*0,2619*
100 - 105 mm	0,1584	0,3830	0,3566	0,2246	0,2021	0,2489
205 - 210 mm	0,1260	0,3796	0,3588	0,1631	0,1928	0,2264
290 - 295 mm	0,1282	0,4133	0,3737	0,1582	0,2092	0,2376
395 - 400 mm	0,1422	0,4002	0,4242	0,1650	0,2161	0,2333
495 - 500 mm	0,0974	0,6718	0,5782	0,1036	0,5051	0,4302
0 - 500 mm (calculated)	0,2523	0,2950	0,4716			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2652	0,2964	0,3419	0,1741	0,3003	0,3365

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	548	521

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	2,7	0,4	4,1	0,8	0,1	3,5

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
9	K33	750318	11,14	20 x 50 x 500	Simlångsd.	18

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,0271*	*0,5818*	*0,3703*	*0,0271*	*0,5818*	*0,3703*
100 - 105 mm	0,1797	0,3898	0,3847	0,2201	0,1974	0,2747
205 - 210 mm*	*0,1644*	*0,2644*	*0,2921*	*0,1644*	*0,2644*	*0,2921*
290 - 295 mm	0,1670	0,4147	0,3914	0,1968	0,2213	0,2921
395 - 400 mm	0,2203	0,4472	0,4659	0,2010	0,2635	0,3006
495 - 500 mm	0,1457	0,5889	0,5655	0,1542	0,4687	0,4746
0 - 500 mm (calculated)	0,2523	0,2950	0,4716			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2944	0,3149	0,3848	0,1879	0,2997	0,3312

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	525	521

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	2,5	0,4	4,4	0,4	0,1	3,0

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
10	K33	750324	12,20	20 x 50 x 500	Simlångsd.	18

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,0272*	*0,6233*	*0,3597*	*0,0272*	*0,6233*	*0,3597*
100 - 105 mm	0,1795	0,4698	0,3656	0,2413	0,2628	0,3018
205 - 210 mm	0,1433	0,4876	0,3518	0,2060	0,2386	0,2473
290 - 295 mm	0,1906	0,4927	0,4604	0,1971	0,2188	0,2407
395 - 400 mm	0,2409	0,5026	0,4867	0,2177	0,2865	0,2691
495 - 500 mm	0,2075	0,5487	0,7233	0,1933	0,5671	0,5329
0 - 500 mm (calculated)	0,3099	0,3624	0,5792			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2740	0,3241	0,3494	0,2338	0,3424	0,4135

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	501	464

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	2,4	0,3	4,2	0,3	0,0	2,4

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
11	K33	850187	14,80	20 x 50 x 500	Ultuna	8

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,2178	0,6712	0,5329	0,2477	0,6062	0,5097
100 - 105 mm	0,3739	0,4256	0,6214	0,3373	0,3439	0,6047
205 - 210 mm	0,3462	0,4326	0,6353	0,2592	0,2913	0,4421
290 - 295 mm	0,3425	0,4846	0,5858	0,2651	0,2982	0,3978
395 - 400 mm	0,3601	0,4922	0,5921	0,3073	0,3681	0,4876
495 - 500 mm	0,4977	0,9746	1,1988	0,4236	0,7511	0,9070
0 - 500 mm (calculated)	0,3632	0,4247	0,6784			

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,3798	0,4067	0,6323	0,3425	0,4221	0,5836

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	497	500

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	3,3	0,5	9,5	0,2	0,1	2,8

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
12	K33	850193	14,32	20 x 50 x 500	Ultuna	8

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,2170	0,7223	0,5639	0,2352	0,7107	0,4917
100 - 105 mm	0,3793	0,4552	0,6895	0,2784	0,2835	0,4956
205 - 210 mm	0,3334	0,4392	0,6405	0,1414	0,1703	0,2358
290 - 295 mm	0,3176	0,4343	0,5828	0,1498	0,1900	0,2276
395 - 400 mm	0,3598	0,5063	0,6453	0,2550	0,3005	0,3934
495 - 500 mm	0,4272	0,7978	0,8974	0,4122	0,6543	0,8440
0 - 500 mm (calculated)	0,3245	0,3795	0,6064			

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,3559	0,3743	0,6187	0,2799	0,3506	0,4510

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	525	526

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	4,3	0,8	9,9	0,3	0,1	2,8

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
13	K33	820091	12,80	20 x 50 x 500	Ultuna	11

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,3299*	*0,5894*	*0,5112*	*0,3299*	*0,5894*	*0,5112*
100 - 105 mm	0,2761	0,3402	0,2975	0,2405	0,5894	0,3940
205 - 210 mm	0,2731	0,3401	0,4580	0,2307	0,2699	0,3520
290 - 295 mm	0,2514	0,3672	0,4186	0,2096	0,2563	0,3066
395 - 400 mm	0,2644	0,3775	0,4355	0,1986	0,2490	0,2901
495 - 500 mm	0,3500	0,5738	0,6507	0,3485	0,5318	0,6138
0 - 500 mm (calculated)	0,2887	0,3376	0,5395			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2782	0,2907	0,4298	0,2112	0,2837	0,3388

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	562	523

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	1,7	0,5	12,9	0,2	0,1	2,0

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
14	K33	820094	12,80	20 x 50 x 500	Ultuna	11

Distance from end	Outer part			Inner part		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm*	*0,2520*	*0,5915*	*0,4811*	*0,2520*	*0,5915*	*0,4811*
100 - 105 mm	0,3201	0,3701	0,5137	0,2161	0,2354	0,3487
205 - 210 mm	0,2653	0,3636	0,4766	0,1967	0,2571	0,3108
290 - 295 mm	0,2978	0,4698	0,4945	0,2437	0,2981	0,3608
395 - 400 mm	0,2914	0,4104	0,4852	0,2256	0,2809	0,3296
495 - 500 mm	0,3545	0,6423	0,7698	0,3063	0,5858	0,6467
0 - 500 mm (calculated)	0,2887	0,3376	0,5395			

* The whole cross-section is analysed.

Sample	Above ground			In ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Bore core	0,2623	0,2908	0,4311	0,2461	0,3056	0,3651

Sample	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core above ground	569	523

Sample	Leached above ground			Leached in ground		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
Cross section	2,1	0,5	7,9	0,4	0,1	2,6

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
15	CT86	880001	17,24	25 x 50 x 500	Simlångsd.	2

Distance from end	Outer part Cu (%)	Inner part Cu (%)
0 - 5 mm	0,2070	0,2003
100 - 105 mm	0,2917	0,2302
205 - 210 mm	0,3083	0,2067
290 - 295 mm		
395 - 400 mm	0,2244	0,1806
495 - 500 mm	0,7457	0,5775
0 - 500 mm (calculated)	0,3010	

Sample	Cu above ground (%)	Cu in ground (%)	Density measured (kg/m3)	Densitet calculated (kg/m3)
Bore core	0,2436	0,2056	648	565

Sample	Leached above ground Cu (%)	Leached in ground Cu (%)
Cross section	18,5	11,5

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
16	CT86	880009	17,76	25 x 50 x 500	Simlångsd.	2

Distance from end	Outer part Cu (%)	Inner part Cu (%)
0 - 5 mm	0,1971	0,1595
100 - 105 mm	0,2854	0,2377
205 - 210 mm	0,3294	0,2390
290 - 295 mm		
395 - 400 mm	0,2506	0,1828
495 - 500 mm	0,2666	0,2724
0 - 500 mm (calculated)	0,3341	

Sample	Cu above ground (%)	Cu in ground (%)	Density measured (kg/m3)	Densitet calculated (kg/m3)
Bore core	0,2508	0,2417	525	524

Sample	Leached above ground Cu (%)	Leached in ground Cu (%)
Cross section	7,4	11,3

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
17	K33	31	12,96	20 x 50 x 500	Roof	7

Distance from end	Side up			Side down		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,0644	0,4085	0,3537	0,0898	0,4252	0,4271
100 - 105 mm	0,1517	0,2953	0,2909	0,2582	0,3812	0,3914
205 - 210 mm	0,1230	0,3576	0,3198	0,2332	0,3675	0,3828
0 - 500 mm (calculated)	0,3089	0,3612	0,5772			

Sample	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,2394	0,3165	0,3756	563	515

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
18	K33	32	11,52	20 x 50 x 500	Roof	7

Distance from end	Side up			Side down		
	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Cu (%)	Cr (%)	As (%)
0 - 5 mm	0,0434	0,2782	0,2639	0,0615	0,3198	0,3506
100 - 105 mm	0,1238	0,2019	0,1959	0,2130	0,3073	0,3242
205 - 210 mm	0,1162	0,2218	0,2252	0,2636	0,2933	0,3702
0 - 500 mm (calculated)	0,2380	0,2783	0,4450			

Sample	Cu (%)	Cr (%)	As (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,1608	0,2338	0,2622	614	595

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
19	CT86	19	28,64	20 x 50 x 500	Roof	7

Distance from end	Side up Cu (%)	Side down Cu (%)
0 - 5 mm	0,1845	0,2126
100 - 105 mm	0,3423	0,4966
205 - 210 mm	0,2651	0,3731
0 - 500 mm (calculated)	0,5723	

Sample	Cu (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,4490	479	492

Stake no.	Preser-vative	Stake no. field	Retention kg/m3	Dimension (mm)	Field	Exposure time (years)
20	CT86	20	27,36	20 x 50 x 500	Roof	7

Distance from end	Side up Cu (%)	Side down Cu (%)
0 - 5 mm	0,1727	0,2267
100 - 105 mm	0,2969	0,4124
205 - 210 mm	0,3076	0,4484
0 - 500 mm (calculated)	0,5778	

Sample	Cu (%)	Density measured (kg/m3)	Density calculated (kg/m3)
Bore core	0,4269	464	466

Urlakning från fältförsöksstavar - fördelning i och urlakning från olika delar av försöksstavar

Sammanfattning

Nya regler i Sverige för användningen av virke behandlat med krom- och arsenikbaserade medel har gjort att användningen av krom- och arsenikfria medel, främst ammoniakaliska kopparmedel, ökat. Det är därför av intresse, inte minst för svenska användare, att öka kunskapen om dessa medel och undersöka beständigheten och miljöpåverkan genom urlakning.

En källa till ökad kunskap rörande urlakning finns i de fältförsök för impregnerat trä som pågått sedan 1940-talet i Sverige. Stavar med känd upptagning av träskyddsmedel exponeras i markkontakt tills de är så angripna av rötsvampar att de förlorat all sin hållfasthet. Livslängden beräknas som medelvärde för 10 till 20 stavar. Analyser av utdömda stavar ger en uppfattning om hur mycket av träskyddsmedlen som lakas ut under naturlig exponering innan skyddet går förlorat. Man kan även jämföra urlakning från trä impregnerat med olika typer av medel. Stavarna är emellertid av klenare dimension än det virke som används i olika konstruktioner i praktiken, och man kan räkna med att den procentuella urlakningen är mindre från grövre dimensioner, där den exponerade ytan är mindre i förhållande till volymen.

För att undersöka urlakningen från impregnerat trä har Norsk Treteknisk Institutt på uppdrag av Svenska Träskyddsinstitutet under 1994 analyserat ett antal s k fältförsöksstavar impregnerade med två olika typer av träskyddsmedel. Exponerade stavar har analyserats med avseende på mängd och fördelning av resterande träskyddsmedel. Som referens har oexponerade stavar analyserats för att kartlägga fördelningen av träskyddsmedel i nyimpregnerade stavar.

I undersökningen ingick fältförsöksstavar impregnerade med ett CCA-medel, Boliden K33, (koppar, krom, arsenik) och ett s k ACQ-medel, Cuprinol Tryck 86 (CT86) (koppar, N-alkylbensyldimetylammoniumklorid) exponerade i markkontakt och utdömda p g a röta. Dessutom ingick stavar impregnerade med samma medel exponerade ovan mark i 7 år. De senare var vid inspektionstillfället fortfarande fria från synliga rötangrepp.

Resultaten visar att träskyddsmedlen inte är jämnt fördelade i stavarna efter impregnering och att skillnaden mellan de yttre och inre delarna av de undersökta stavarna är större i stavar impregnerade med CT86 än i stavar impregnerade med CCA.

Urlakningen under exponeringen skiljer sig dels med hänsyn till vilket medel stavarna var impregnerade med, dels med hänsyn till hur de exponerats. Urlakningen av CCA var större från stavar exponerade i markkontakt i Simlångsdalen än i Ultuna. Inga stavar impregnerade med CT86 var exponerade i Ultuna.

Även ovan mark skedde urlakning från både CCA- och CT86-impregnerade stavar. Urlakningen var större från ovansidan än från undersidan av de horisontellt exponerade stavarna. Största urlakningen skedde från ändvirket som efter impregneringen hade högsta upptagningen.

Resultaten tyder på att det sker en viss omfördelning av träskyddsmedel i det impregnerade virket vid exponering.

Försöksresultaten bekräftar tidigare gjorda iakttagelser att urlakningen av träskyddsmedel är beroende av använt medel, omgivande miljö samt förhållandet mellan exponerad yta och volym av det impregnerade träet. Det är därför vanskligt att dra slutsatser om urlakning av träskyddsmedel från impregnerat trä under brukstiden baserade på resultat från laboratorieförsök eller från enstaka fältförsök där små prover exponerats. Det är dock rimligt att anta att den procentuella urlakningen är betydligt mindre från de flesta konstruktioner av impregnerat virke än från försöksstavar p g a liten exponerad yta i förhållande volymen.

En slutsats man kan dra från undersökningen är att det är viktigt att få till stånd fältmetoder även för provning av träskyddsmedel som skall användas för impregnering av virke ovan mark. Den fördelning av träskyddsmedel i virke efter impregnering och det urlakningsmönster under exponering som framkommit i detta försök är svåra att simulera i laboratorieprovningar. En rättvis bedömning av ett träskyddsmedels effektivitet under praktiskt bruk kräver någon form av fältförsök.

Analys av kreosotstolpar i Simlångsdalen efter 40 års exponering i fält

Analysis of creosote posts after 40 years of exposure

Gerd Bergqvist, Sirpa Holmroos

Vattenfall Utveckling AB
Rapport nr M205-252.92, 1994

Från	Rapportdatum	Rapport nr.
Elkraftteknik	1994-02-01	M205 - 252.92
Författare Sirpa Holmroos, tel 021-166966	Rapportens tillgänglighet	Projekt nr. 32322
Beställare Sten-Eric Westin, MD Vattenfall AB 162 87 VÄLLINGBY	Teknisk granskning Gerd Bergqvist	
	Godkänd Anders Holm	
Sökord	Antal textblad	Antal bilagsblad

Rubrik **ANALYS AV KREOSOTSTOLPAR I SIMLÅNGSDALEN EFTER 40 ÅRS EXPONERING I FÄLT**

Sammanfattning

The Western European Institute for Wood Preservation (WEI) startade i början på 1950-talet långtidsprovning av impregnerade stolpar på tre försöksfält i Europa. Av dessa återstår endast försöksfältet i Simlångsdalen.

Syftet med detta projekt har varit att klarlägga vilka komponenter som finns kvar i kreosotimpregnerade stolpar efter långtidsexponering och vilka komponenter som har lakats ut till omgivningen.

Tre stolpar impregnerade med tre olika kreosotoljor från försöksfältet i Simlångsdalen har använts som undersökningsmaterial i projektet. Halt och sammansättning av kreosot i olika delar av stolparna har bestämts för att studera hur kreosotkomponenterna har fördelats i stolparna efter 40 års exponering i fält.

P g a att undersökningsmaterialet är litet gäller slutsatserna endast för de undersökta stolparna.

Kreosotförlusterna har efter 40 års exponering i fält varit störst i stolpen innehållande högsta andelen lågkokande komponenter. Förlusterna är större i det översta nivåskiktet i samtliga stolpar. Stolparna har förlorat större delen av de lågkokande komponenterna (kokpunkt <270°C) t ex naftalen och 2-metylnaftalen. Komponenter med kokpunkt >315°C utgör den högsta andelen av den kvarvarande kreosoten i stolparna.

För de undersökta stolparna är det framför allt fenantren och antracen (kokpunkt = 340°C) som finns kvar i höga halter.

Marken under och alldeles intill stolparna vilkas upptag av kreosot vid impregneringen blev högre än planerat innehöll högre halter av framför allt de tyngre komponenterna fluoranten, pyren och krysen.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. BAKGRUND	2
2. SYFTE	2
3. VAL AV STOLPAR	3
4. MATERIAL OCH METODER	5
4.1. Provtagning	5
4.1.1. Stolpprov	5
4.1.2. Markprov	6
4.1.3 Oljeprov	6
4.2. Analys av stolpprov	7
4.2.1. Fördelning kärnved-splintved, kontroll av impregneringsmedlets inträngning	7
4.2.2. Bestämning av densitet, fuktkvot och kreosothalt	7
4.2.3. Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter	7
4.3. Analys av kreosotolja	8
4.3.1. Bestämning av destillationskurva	8
4.3.2 Simulerad destillation	9
4.3.3. Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter	9
4.4. Analys av markprov	10
4.4.1. Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter	10
5. RESULTAT OCH DISKUSSION	11
5.1. Analys av stolpprov	11
5.1.1. Kontroll av oljans inträngning i splintveden	11
5.1.2. Densitet och fuktkvot	13
5.1.3. Kvarvarande halt kreosot	14
5.1.4. Kvarvarande kreosotkomponenter	16
5.2. Kreosotens sammansättning	18
5.3 Analys av markprov	25
5.3.1. Kreosothalt	25
6. SLUTSATSER	27
7. REFERENSER	28

BILAGA 1. Bestämning av destillationskurva. Jämförelse mellan traditionell destillation och simulerad destillation 29

1. BAKGRUND

The Western European Institute for Wood Preservation (WEI) startade i början av 1950-talet långtidsprovning av kreosotimpregnerade stolpar på tre försöksfält i Europa. Av dessa återstår idag endast försöksfältet i Simlångsdalen.

Till försöket i Simlångsdalen användes sex olika kreosotoljor med skilda destillationskarakteristika och halter av s k sura beståndsdelar. 40 stolpar impregnerades med varje olja.

De ursprungliga kreosotoljorna, upptagningsdata för varje stolpe och samtliga stolpar finns bevarade, vilket har inneburit en unik möjlighet att göra materialbalanser efter 40 års fältprovning.

Tidigare liknande försök har genomförts i USA på kreosotimpregnerade stolpar som varit i drift i 26 år (Baileys and Webb, 1987). Försöket i USA ligger till grund för tillvägagångsättet i denna undersökning.

2. SYFTE

Syftet med projektet har varit att klarlägga vilka komponenter som finns kvar i kreosotimpregnerade stolpar efter långtidsexponering och vilka komponenter som har lakats ut till omgivningen.

Det är av tekniskt intresse vid utveckling av modifierade kreosottyper att fastställa vilka komponenter som kan bidra till det långsiktiga skyddet mot rötangrepp och av miljöintresse att fastställa vilka komponenter som lakas ut i omgivningen.

Halt och sammansättning av kreosot i olika delar av stolparna har bestämts för att studera hur kreosotkomponenterna fördelas i stolparna efter 40 års exponering i fält.

Halt och sammansättning av kreosot i marken intill stolparna har bestämts för att studera urlakningen av kreosotkomponenter från stolparna.

3. VAL AV STOLPAR

Sex olika kreosotoljor användes vid försöken i Simlångsdalen. Tre stolpar impregnerade med oljorna av typ 1, 2 och 5 valdes till denna undersökning.

I tabell 1 redovisas destillationskarakteristika för oljorna bestämda 1952. Kreosotoljan av typ 1 är en typisk WEI-Typ B olja medan typ 2 och 5 är extremer (se tabell 2).

Olja 1: Tysk olja innehållande 3% fenoler, 39% lågkokande komponenter (kokpunkt<270°C), 45% komponenter i kokintervallet 270-355°C och en kvarvarande rest på 14,9% vid 400°C.

Olja 2: Tysk olja innehållande 3% fenoler, 26% lågkokande komponenter (kokpunkt<270°C), 38% komponenter i kokintervallet 270-355°C och en kvarvarande rest på 35% vid 400°C.

Olja 5: Fransk olja innehållande 10% fenoler, 54% lågkokande komponenter (kokpunkt<270°C), 35% komponenter i kokintervallet 270-355°C och en kvarvarande rest på 11% vid 400°C.

TABELL 1. DESTILLATIONSKARAKTERISTIKA (Bestämt 1952)

Temp. (°C)	**Olja 1** (vol%)	**Olja 2** (vol%)	**Olja 5** (vol%)
-210	-	-	1,6
210-235	7,4	3,8	21,0
235-255	20,9	13,0	21,3
255-270	11,1	9,0	10,2
270-295	12,8	10,8	12,1
295-315	10,2	7,0	11,2
315-335	11,6	8,0	7,3
335-355	10,4	12,3	4,1
återstod	14,9	34,9	10,6
förlust	0,7	0,6	0,6

TABELL 2. JÄMFÖRELSE AV DESTILLATIONSKARAKTERISTIKA

	WEI-Typ B Specifikation (vol%)	**Olja 1** (vol%)	**Olja 2** (vol%)	**Olja 5** (vol%)
Destillat till				
235°C	< 20	7,4	3,8	21,0
300°C	40-60	54,8	38,4	69,0
355°C	70-90	84,4	64,5	88,8

I tabell 3 redovisas upptagningsdata för stolparna valda till undersökningen.

Ur tabellen framgår att upptagningen av kreosotolja i stolpe 1.1 och 4.1 vid impregneringen blev högre än planerat. Upptagningen hade planerats till 10,9 kg för stolpe 1.1 och 9,0 kg för stolpe 4.1 men blev i realiteten 16,2 kg för 1.1 och 13,0 kg för 4.1.

Upptagningen är bestämd som stolparnas viktförändring vid impregneringen. Den sanna upptagningen är troligen högre p g a att fukt avgår från stolparna vid impregneringen.

TABELL 3. UPPTAGNINGSDATA FÖR IMPREGNERINGEN 1952

Stolpe	**Olja**	**Planerad upptagning per stolpe** (kg)	**Uppmätt upptagning per stolpe** (kg)	**Uppmätt upptagning per stolpe** (kg/m^3 totalvolym)
1.1	1	10,89	16,2	148,8
2.1	2	12,47	12,0	96,2
4.1	5	9,00	13,0	144,5

4. MATERIAL OCH METODER

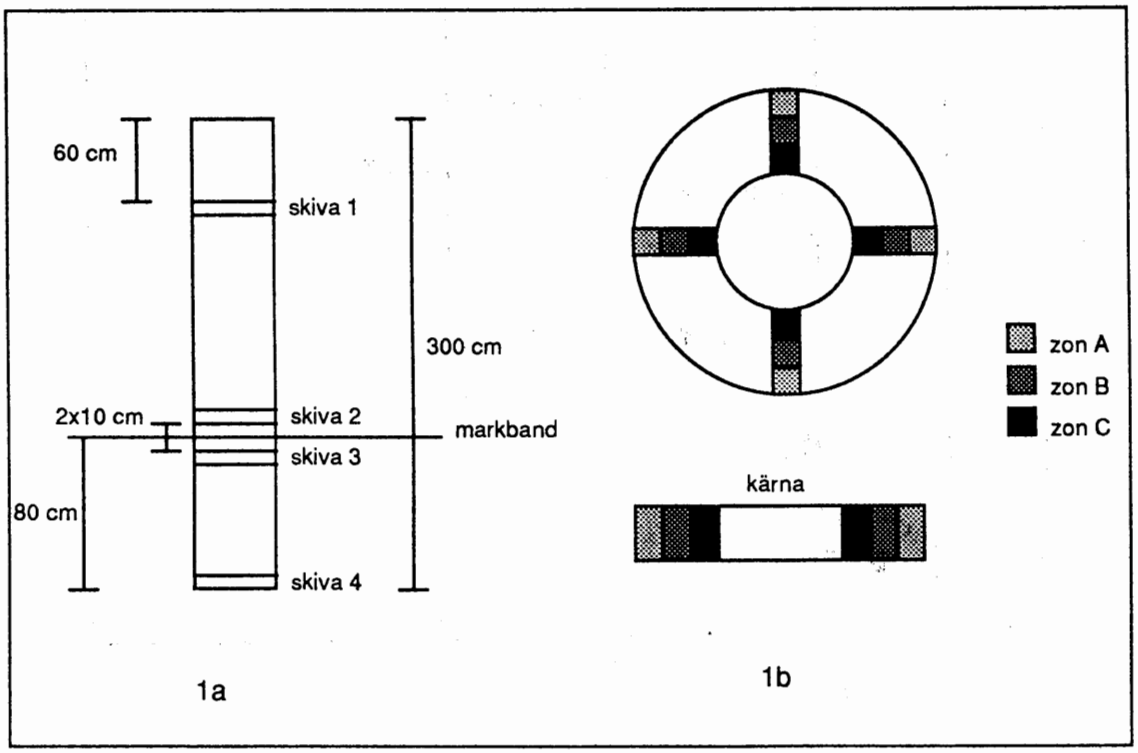
4.1 PROVTAGNING

4.1.1 Stolpprov

Stolparna drogs upp ur marken med lyftkran och transporterades hela till laboratoriet där den fortsatta provtagningen genomfördes enligt figur 1.

För varje stolpe sågades provskivor (10 cm tjocka) ut i fyra nivåer (fig.1a), två ovan mark, en 10 cm under markbandet och en vid stolpänden. För varje skiva genomfördes en radiell fördelning i tre zoner i splintveden (fig 1b.).

Volymvikten och vattenhalten bestämdes i delprov innefattande alla zoner av splintveden medan kreosothalten bestämdes i delprov av varje zon. Analyserna genomfördes direkt efter provtagningen.



Figur 1. Provtagning stolpprov

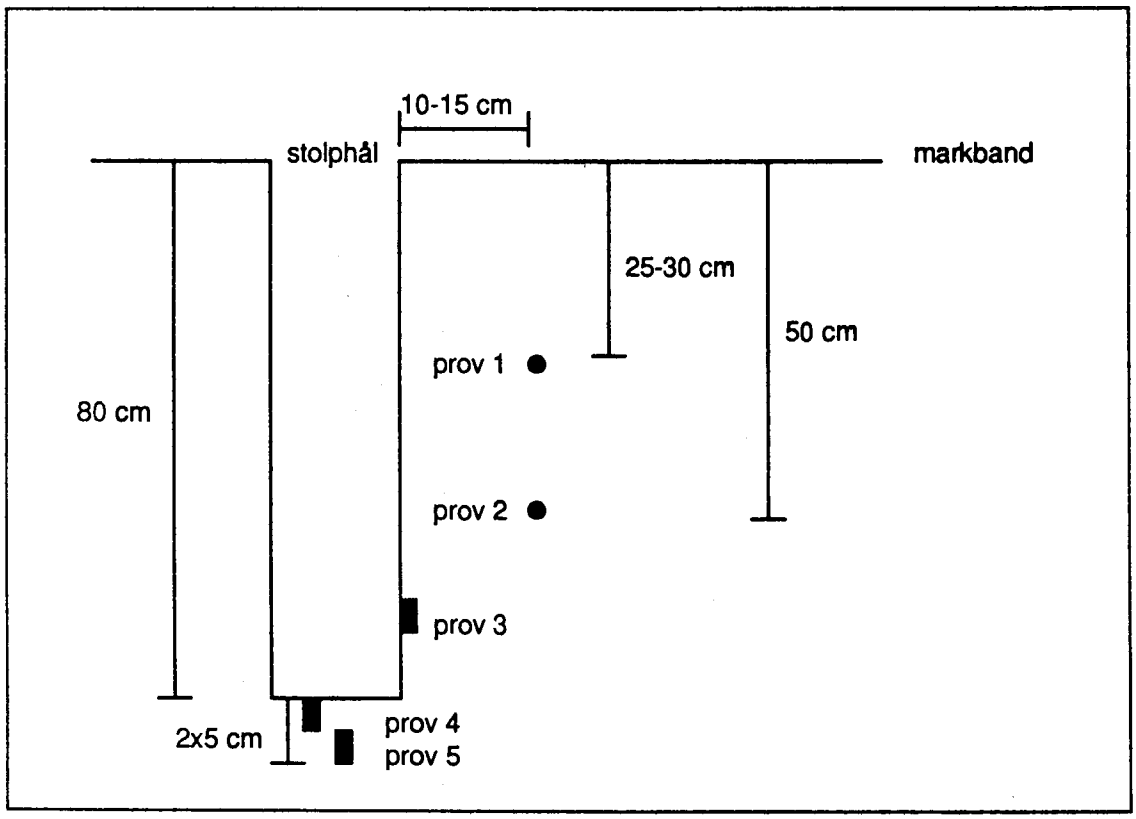
4.1.2 Markprov

Fem markprover togs ut intill varje stolphål enligt figur 2:

Två av proverna togs 10-15 cm från stolphålet vid djupen 25-30 cm (prov 1) och 50 cm (prov 2).

Ett 0,5 cm tjockt prov togs direkt runt stolphålet vid 70 cm djup (prov 3).

Två prover togs under stolphålet vid djupen 0 till 5 cm (prov 4) och 5 till 10 cm (prov 5) mätt från botten av hålet.



Figur 2. Provtagning markprov

4.1.3 Oljeprov

Kreosotoljorna har förvarats i 5-liters plåtdunkar i 40 år. Oljorna fördes över till glasflaskor, som skakades innan delprov togs ut.

4.2 ANALYS AV STOLPPROV

4.2.1 Fördelning kärnved - splintved, kontroll av kreosotoljans inträngning i splintveden

Fördelningen kärnved - splintved bestämdes genom att provskivan färgades med ett reagens (blandning av natriumnitrit och sulfanilsyra) för furukärnved. Kärnveden färgades röd varefter både mätning av splintvedsandelen och kontroll av kreosotoljans penetrering i splintveden kunde göras.

Splintveden undersöktes visuellt med avseende på eventuella rötangrepp.

4.2.2 Bestämning av densitet, fuktkvot och kreosothalt

En stav av provskivan, 1 cm x 1 cm x radien på splintveden, sågades ut och mättes med skjutmått. Staven vägdes både före och efter att kreosot och vatten extraherats ut med toluen genom soxhletextraktion. Torr-rådensiten beräknades genom att vikten för staven när den var torr dividerades med volymen av staven när den var fuktig.

Vattnet samlades i en graderad vattenfälla, vattenmängden avlästes och fuktkvoten i proven beräknades.

Kreosothalten i proven bestämdes genom att differensen mellan densiteten för provet före extrahering och vattenhalten respektive densiteten efter extraheringen beräknades.

4.2.3 Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter

Kvantitativa bestämningar av kreosotkomponenter genomfördes på zonerna var för sig genom att ett representativt prov på ca 20 g togs ut från varje zon av splintveden runt hela kärnan.

De uttagna proverna extraherades enligt prEN/TC 38.122 (1992) d.v.s soxhletextraktion med toluen som extraktionsmedel. Extraktionsmedlet byttes i många fall ut ett flertal gånger. Extraheringen pågick tills en färglös extraktionslösning erhållits vilket medförde extraktionstider på flera dagar.

Lösningsmedlet avdunstades i rumstemperatur och kvarvarande extrakt analyserades med avseende på 10 st huvudkomponenter i kreosot (tabell 4) på gaskromatograf med flamjonisationsdetektor (GC-FID) (PERKIN-ELMER modell: Autosystem 9000).

Följande parametrar användes i GC analysen:

kolonn: dimension: 30 m x 0,320 mm; filmtjocklek: 1,0 µm; vätskefas: DB-5
injektionstemperatur: 250°C (splitless)
ugnstemperatur: 70-270°C (8°/ min)
detektortemperatur: 350°C
bärgas: kvävgas (flödestryck: 20 Psi)

TABELL 4. HUVUDKOMPONENTER I KREOSOT

FÖRENING	KOKPUNKT$_1$ (°C)
Naftalen	218
2-Metylnaftalen	241
Acenaften	279
Dibensofuran	287
Fluoren	293-295
Fenantren	340
Antracen	340
Fluoranten	382
Pyren	393
Krysen	448

1. Värden från Handbook of Chemistry and Physics, 1971 -72, 52nd ed., Chemical Rubber Publishing CO., Cleveland, Ohio.

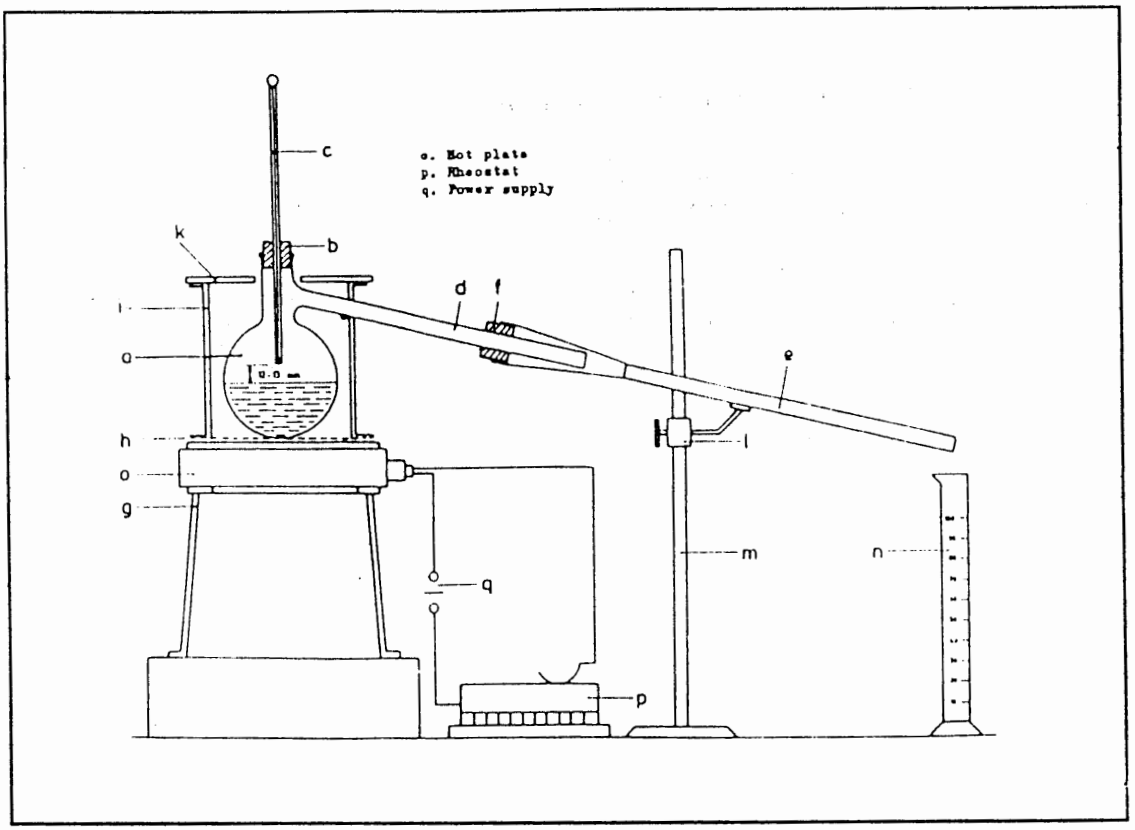
4.3 ANALYS AV KREOSOTOLJA

4.3.1 Bestämning av destillationskurva

Bestämning av destillationskurvan genomfördes enligt DIN 52 161 som är en standardmetod rekommenderad av WEI.

Destillationsflaskan innehållande oljan värmdes försiktigt på en kokplatta först på låg värme för att undvika att vattnet som alltid finns närvarande sprätter och sedan så att destillatet samlades upp med en dropphastighet på 80-120 droppar/minut i en mätcylinder som möjliggjorde direktavläsning av mängden destillat vid olika temperaturer.

I figur 3 visas försöksuppställningen.



Figur 3. Bestämning av destillationskurva, försöksuppställning

4.3.2 Bestämning av destillationskurva genom simulerad destillation

Den simulerade destillationen genomfördes på en gaskromatograf med flamjonisations-detektor (GC-FID). Analysparametrarna var desamma som för analysen av huvudkomponenter i kreosot (se sid 7).

Det finns ett linjärt samband mellan kreosotkomponenternas kokpunkter och deras retentionstider i GC analysen. Detta gör att en destillationskurva kan konstrueras genom att den totala arean av topparna mellan olika retentionstider i kromatogrammet, vilka motsvarar verkliga kokpunkter, kan beräknas som % av totala responsen dvs totala halten extraherade kolväten.

4.3.3 Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter

Oljorna analyserades med avseende på 10 st huvudkomponenter i kreosot (tabell 4) på GC-FID (sid 7).

4.4 ANALYS AV MARKPROV

4.4.1 Kvantitativ bestämning av kreosotkomponenter

Ca 25-30 g torrt (torkat i rumstemperatur) prov extraherades på samma sätt som stolpproven, dvs soxhletextraktion med toluen som lösningsmedel.

Lösningsmedlet avdunstades i rumstemperatur och kvarvarande extrakt analyserades med avseende på 10 st huvudkomponenter i kreosot (tabell 4) på GC-FID (sid 7).

5. RESULTAT OCH DISKUSSION

5.1 ANALYS AV STOLPPROV

5.1.1 Kontroll av oljans inträngning i splintveden

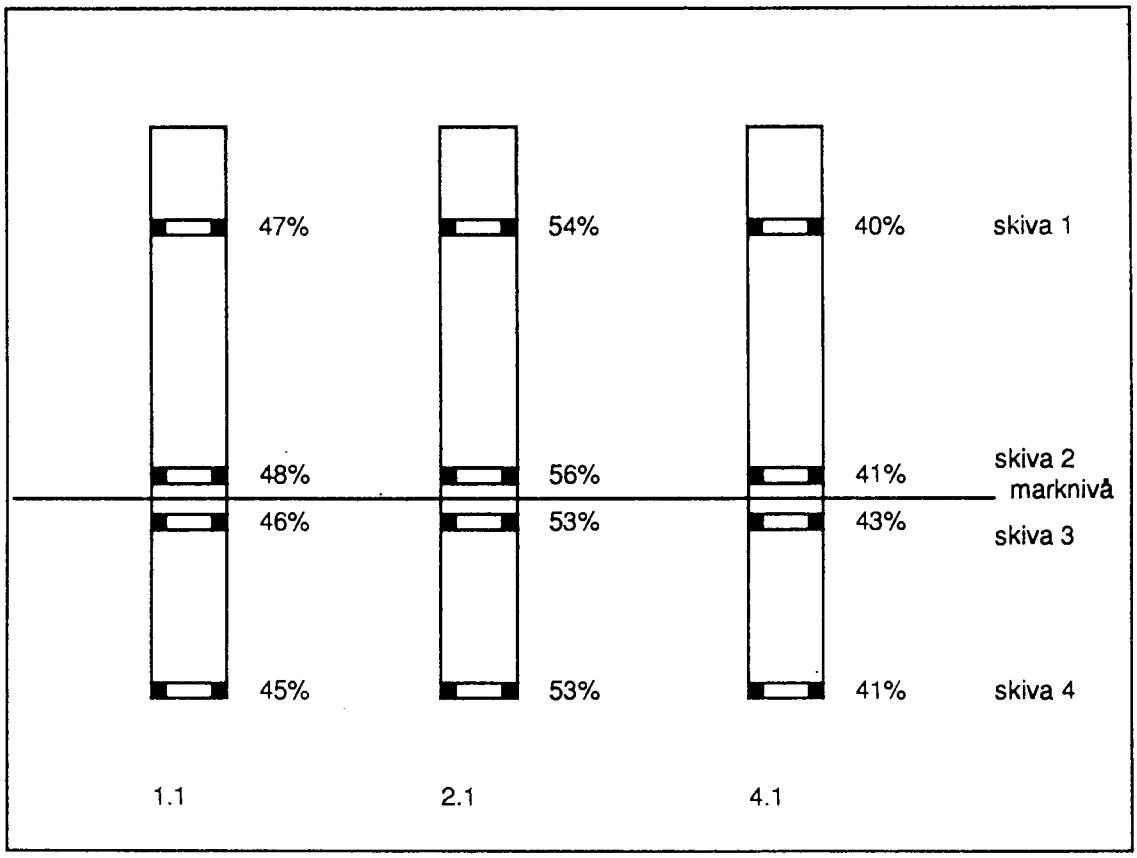
Samtliga prov av stolparna uppvisade 100% penetration av splintveden.

Av figur 4 framgår hur andelen splintved varierade dels mellan stolparna dels mellan nivåskikten i stolparna.

Den genomsnittliga andelen splintved (medelvärdet av de fyra provskivorna) var högst, 54% i stolpe 2.1 jämfört med 46% i stolpe 1.1 och 41% i stolpe 4.1.

Inga synliga rötskador påvisades.

Stolparna i Simlångsdalen har inspekterats vart annat år. I tabell 5 redovisas resultaten från inspektionen 1992 (Bergman, 1992).



Figur 4. Andelen splintved i de olika nivåskikten i stolparna

TABELL 5. BEDÖMNING AV RÖTSTYRKA 1992

Stolpe	Bedömning av rötstyrka	Rötindex
1.1	0	0
2.1	0	0
4.1	1	25

Rötindex: *0 = Friskt - inget synligt angrepp*
25 = Svagt angrepp (rötstyrka 1)
50 = Måttligt angrepp (rötstyrka 2)
75 = Svårt angrepp (rötstyrka 3)
100 = Mycket svårt angrepp (rötstyrka 4)

5.1.2 Densitet och fuktkvot

I tabell 6 redovisas hela stolparnas rå-densiteter bestämda 1952 respektive torr-rådensiteter och fuktkvoter i splintveden i alla nivåprover av stolparna bestämda 1992. Inga fuktkvotsbestämningar genomfördes 1952.

Normala torr-rådensiteter för furu varierar mellan ca 380 och 500 kg/m^3 och densiteten sjunker högre upp i trädet. Torr-rådensiteterna bestämda 1992 varierade från 410 till 558 kg/m^3 med de lägsta densiteterna i skiktet 10 cm under markbandet.

Vid fuktkvoter under 30 viktsprocent (% m/m) krymper träet vilket medför högre densiteter. Den höga densiteten i de översta nivåskiktet (skiva 1) i stolpe 4.1 kan delvis förklaras av att träet har krympt till följd av den låga fuktkvoten (6,0%).

Fuktkvoterna varierade kraftigt både mellan stolparna och mellan nivåskikten i stolparna. Fuktkvoten var som väntat högst i nivåskiktet under marknivån (skiva 4) och i markbandet (skiva 3) med en medelfuktkvot på 36% för skiktet under marknivån och 32% för skiktet i markbandet (alla stolpar).

TABELL 4. DENSITET OCH FUKTKVOT

Stolpe	Rå-densitet hela stolpen, bestämd 1952 (kg/m^3)	Torr-rådensitet bestämd 1992 (kg T.S/m^3)				Fuktkvot bestämd 1992 (vikt%)			
		skiva				skiva			
		1	2	3	4	1	2	3	4
1.1	565	500	506	482	533	33	22	38	41
2.1	569	483	495	410	494	14	16	18	39
4.1	667	558	484	478	495	6,0	27	39	29

5.1.3 Kvarvarande halt kreosot

Kvarvarande halt kreosot i splintveden i de olika nivåskikten i varje stolpe bestämdes.

I tabell 7 redovisas resultaten från bestämningarna vilka kan jämföras med upptagningen kreosot 1952 som beräknats med antagande att fuktkvoten i stolparna var 30 % vid impregneringstillfället. Upptagningen av kreosot i splintveden har beräknats utifrån mätningarna 1992 av andelen splintved i stolparna.

I figur 5 illustreras grafiskt jämförelsen kvarvarande halter kreosot med upptagningen 1952; kvarvarande halter anges som procent av upptagningen.

Jämförelsen är något vansklig p g a att kvarvarande kreosot i nivåskikten jämförs mot en genomsnittlig upptagning för hela stolpen. Dessutom finns många osäkerhetsfaktorer som t ex att fuktkvoten vid impregneringstillfället schablonmässigt har satts till 30 %, att det sker en fuktavgång vid impregneringen som medför att värdet på upptagningen av kreosotolja är något osäker samt osäkerhet vid provtagning och analys.

Av figur 5 framgår att:

- kvarvarande halt kreosot är klart störst i det understa nivåskiktet (skiva 4) i samtliga stolpar. De relativa halterna är mer än 100 % av det genomsnittliga upptaget för stolparna.

- stolpe 4.1 som impregnerades med olja 5 som innehöll högsta andelen (54 %) av lågkokande komponenter (kokpunkt<270°C) har haft de största kreosotförlusterna.

- kreosotförlusterna har varit störst i det översta nivåskiktet (skiva 1) och för stolpe 1.1 och 2.1 näst störst i skiktet strax under markytan (skiva 3).

Att kreosothalten är störst i det understa nivåskiktet kan förklaras av att kreosoten p g a tyngdkraftens påverkan rinner nedåt men framför allt beror dessa höga halter med all sannolikhet på s k ändeffekter då proverna under marknivån togs ut vid stolpändarna. Vid impregneringen får stolpänden såväl en radiell som en axiell penetrering av kreosotoljan. P g a vedcellernas anatomi går den axiella penetreringen lättare och medför därmed betydligt högre halter kreosot i stolpänden.

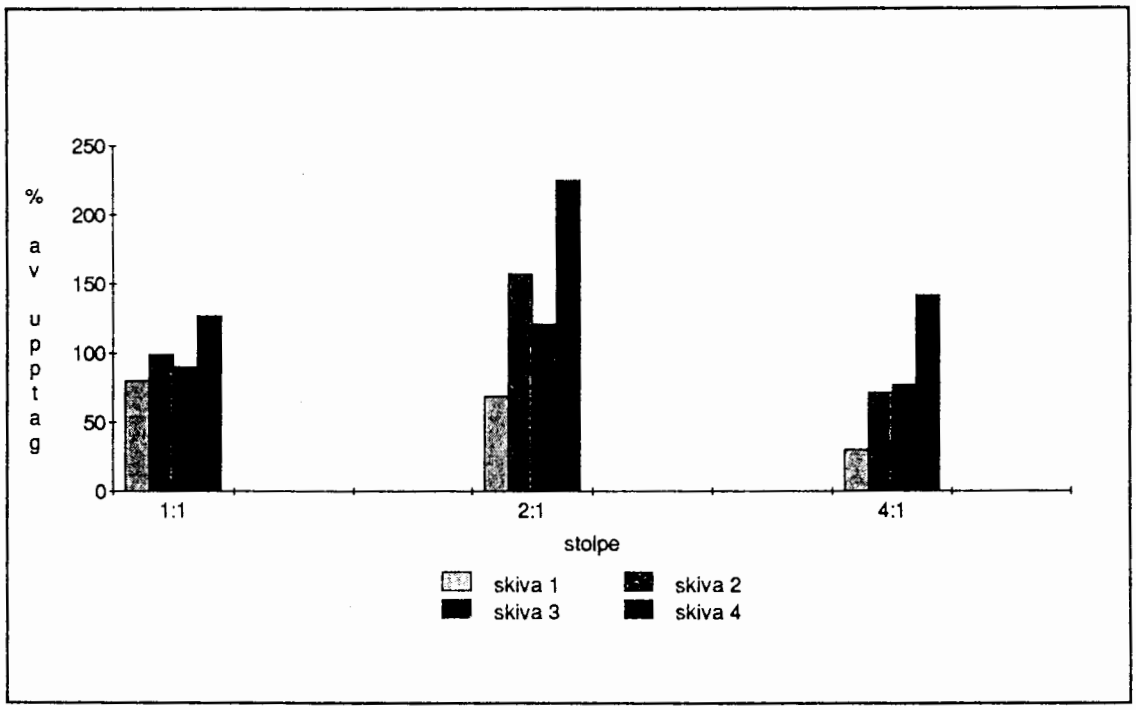
Att stolpe 4.1 som impregnerades med oljan innehållande högsta andelen lågkokande komponenter har haft de största kreosotförlusterna var väntat då de lågkokande komponenterna dels p g a av att de har en liten molekylstorlek vandrar relativt lätt i träet och dels p g a att de är lättflyktiga avdunstar och lakas ut från stolpen.

De större kreosotförlusterna i det översta nivåskiktet (skiva 1) kan bero på att kreosoten som påverkas av tyngdkraften urlakas från skiktet och, framför allt, att de lågkokande komponenterna avdunstat. Den övre delen av stolpen är mer utsatt för t.ex luftgenomströmningar som påverkar avdunstningen.

De större kreosotförlusterna strax under markbandet (skiva 3) jämfört med strax över markbandet (skiva 2) kan tyda på att urlakningen till marken är större än avdunstningen till luften.

TABELL 7. FUNNA KREOSOTHALTER I STOLPARNA

Stolpe	Upptag kreosot, 1952 i splintveden (kg/m³ splintved) hela stolpen	Kvarvarande kreosot, 1992 i splintveden (kg/m³ splintved) skiva			
		1	2	3	4
1.1	323	258	321	291	411
2.1	178	122	279	216	400
4.1	352	107	250	270	501



Figur 5. Kvarvarande relativa halter kreosot

5.1.4 Kvarvarande kreosotkomponenter

Varje zon (3 zoner) av splintveden i alla nivåskikt i samtliga stolpar analyserades med avseende på kvarvarande halter av 10 st kreosotkomponenter (tabell 4). I tabell 8 presenteras resultaten från analyserna.

Samtliga komponenter finns i högst halter i skiktet under markytan vid stolpänden (skiva 4) vilket som tidigare nämndes delvis beror på tyngdkraftens påverkan men framför allt av s k ändeffekter under impregneringsprocessen.

De lågkokande komponenterna (kokpunkt < 270°C) naftalen och 2-metylnaftalen finns i mycket låga halter i alla nivåskikt utom skiktet under marknivån (skiva 4) med de lägsta halterna i den yttersta zonen (zon A) av splintveden. De låga halterna kan förklaras av att komponenterna är lättflyktiga och avdunstar till luften och under markytan lakas ut till marken. Dessutom är molekylerna små vilket medför att de vandrar relativt lätt i stolpen.

De högkokande komponenterna (kokpunkt > 360°C) fluoranten, pyren och krysen återfinns i lägre halter i den innersta zonen (zon C) i samtliga nivåskikt i stolpe 2.1 och i skiva 2 och 3 i stolpe 1.1 vilket bekräftar det faktum att upptagningen avtar in mot kärnan. De större molekylerna har svårare att tränga in, man får en filtreringseffekt. Inträngningen påverkas bl a av splintvedens tjocklek och av dess permeabilitet. Andelen splintved var större i stolpe 2.1, 54 % jämfört med 46 % i 1.1 och 41 % i 4.1.

Halterna av acenaften och dibensofuran är lägre i den yttersta zonen (zon A) i samtliga nivåskikt/stolpar. Dessa komponenter är relativt små och lättflyktiga (kokpunkt < 290°C) varför de på samma sätt som naftalen och 2-metylnaftalen vandrar lättare i stolpen än de tyngre komponenterna och urlakas/avdunstar från den yttre zonen av splintveden.

Halterna av fenantren och antracen (kokpunkt = 340°C) är höga i stolparna och för stolpe 1.1 och 4.1 utgör de de högsta halterna av de analyserade kvarvarande komponenterna i stolparna.

Komponenter i kokintervallet från ca 280-355°C anses svara för att långsiktigt skydda träet mot rötangrepp medan komponenter med kokpunkt > 355°C anses verka som fixeringsmedel för substanser för att hålla fast dessa bättre i träet (Hillner och Streckert, 1992)

Stolpe 2.1 har haft en stor urlakning av komponenter med kokpunkt < 355°C från skiket strax under markytan (skiva 3).

TABELL 8 KVARVARANDE KREOSOTKOMPONENTER I DE UNDERSÖKTA STOLPARNA, HALTER I g/kg T.S.

	Komponent	Skiva 1			Skiva 2			Skiva 3			Skiva 4		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1.1	Naftalen	< 0,005	0,034	0,082	< 0,005	< 0,005	0,025	0,010	0,040	0,61	6,1	20	16
	2-Metylnaftalen	0,036	0,26	0,40	0,041	0,25	0,096	0,74	2,7	2,3	4,0	8,8	7,5
	Acenaften	0,76	2,4	4,1	2,2	9,8	6,9	3,8	10	8,2	11	15	15
	Dibensofuran	0,82	2,3	3,1	1,4	3,5	2,2	2,7	5,4	4,4	8,2	12	12
	Fluoren	1,4	3,5	5,0	5,0	3,5	4,5	4,6	8,0	5,7	12	14	14
	Fenantren + Antracen	11	13	16	22	16	6,4	13	17	12	34	37	41
	Fluoranten	5,0	4,4	5,4	14	12	6,3	13	7,9	7,0	15	14	14
	Pyren	2,9	2,7	3,2	7,3	6,6	4,0	7,1	5,2	4,2	8,8	8,4	8,4
	Krysen	1,1	0,77	0,93	2,9	1,7	1,1	2,2	1,4	1,1	2,4	2,1	2,1
2.1	Naftalen	0,12	0,38	1,2	< 0,005	0,29	4,6	< 0,005	< 0,005	0,056	1,0	0,77	2,1
	2-Metylnaftalen	0,28	0,96	1,2	< 0,01	0,62	2,4	< 0,01	< 0,01	0,27	1,6	0,90	1,3
	Acenaften	1,8	4,1	4,6	2,0	6,4	5,6	0,052	0,082	2,0	5,3	3,1	3,7
	Dibensofuran	1,4	3,0	3,5	0,41	2,7	3,6	0,14	0,21	0,98	3,8	2,0	3,0
	Fluoren	1,9	3,6	3,6	2,0	4,4	4,2	0,25	0,53	1,2	5,2	2,7	3,9
	Fenantren + Antracen	9,2	11	10	6,1	9,3	10	0,53	0,30	2,0	14	6,9	9,1
	Fluoranten	16	13	11	26	25	15	17	13	11	23	18	18
	Pyren	9,6	9,1	7,2	16	16	10	13	8,5	7,2	16	13	12
	Krysen	1,6	1,4	1,1	2,6	2,1	1,3	2,1	1,2	1,0	2,2	2,1	1,8
4.1	Naftalen	0,082	0,28	0,23	< 0,005	0,18	0,027	< 0,005	0,006	0,22	0,045	2,8	5,3
	2-Metylnaftalen	0,13	0,23	0,24	< 0,01	0,045	0,38	0,026	0,044	0,49	0,77	2,6	3,3
	Acenaften	0,28	2,2	1,7	1,1	5,4	14	0,60	0,40	3,7	13	18	18
	Dibensofuran	0,32	2,1	1,7	0,56	2,1	4,3	0,43	0,54	2,0	4,9	7,6	8,4
	Fluoren	0,25	1,6	1,3	0,88	3,4	6,2	0,88	0,88	2,0	8,2	9,6	10
	Fenantren + Antracen	2,6	6,0	6,6	3,9	8,6	11	1,2	1,3	3,4	18	19	17
	Fluoranten	1,4	2,0	2,4	3,6	5,1	6,8	3,9	3,3	3,1	10	7,3	7,4
	Pyren	0,91	1,6	1,7	2,6	4,0	5,1	3,5	2,5	2,5	7,6	5,7	5,6
	Krysen	0,17	0,32	0,28	0,56	0,70	1,0	0,60	0,41	0,54	1,8	0,97	1,3

5.2 KREOSOTENS SAMMANSÄTTNING

I tabell 9A presenteras den ur stolparna extraherade kreosotens sammansättning bestämd på gaskromatograf med flamjonisationsdetektor (GC-FID) och utvärderad som en simulerad destillation vilken kan jämföras med analyser genomförda på samma sätt av kreosotkomponenter i oljorna som förvarats i 40 år (tabell 9B). Figur 6-16 ger en grafisk illustration av tabellerna 9A och 9B.

Jämförelsen av kreosotsammansättningen mellan den ur stolparna extraherade kreosoten och motsvarande förvarade kreosotolja visar att den största andelen av de lågkokande komponenterna (kokpunkt < 270°C) som utgör en stor del av kreosoten i oljorna har försvunnit. Även komponenter i kokintervallet 270-315°C har till viss del förlorats från den yttersta zonen (zon A) av splintveden.

Kreosotkomponenter med kokpunkt > 315°C har ökat i andel till följd av förlusterna av de lågkokande komponenterna.

Andelen komponenter i kokintervallet 315-355°C är lägre strax under markytan (skiva 3) jämfört med övriga nivåskikt men relativt jämnt fördelat mellan zonerna i alla nivåskikt.

Komponenterna med kokpunkt > 355°C finns i lägre andel under markytan (skiva 4) jämfört med övriga nivåskikt och den innersta zonen (zon C) av splintveden innhåller för det mesta en lägre andel än de yttre zonerna.

I figur 17 visas ett kromatogram av extraherad kreosot från stolpe 4.1, delprov av zon B, skiva 4.

I tabell 10 jämförs analyser av kreosotoljornas destillationsförlopp genomförd 1952 med analyser genomförda 1992 av de förvarade kreosotoljornas destillationsförlopp.

Av tabellen framgår att kreosotoljornas destillationsförlopp bestämda 1952 och 1992 i stort stämmer överens. De skillnader som finns kan bero, förutom på skillnader i analysgenomförande, på att kreosotoljorna har förändrats efter 40 års förvaring.

I bilaga 1 jämförs destillationskurvor bestämda med en traditionell metod (kokning-förångning-kondensering) och destillationskurvor bestämda som en simulerad destillation.

TABELL 9A EXTRAHERADE KREOSOTENS SAMMANSÄTTNING BESTÄMT SOM EN SIMULERAD DESTILLATION, ANGETT I % AV TOTALT EXTRAHERADE KOLVÄTEN

Stolpe (Olja)	Kokpunkt (°C)	Skiva 1			Skiva 2			Skiva 3			Skiva 4		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1.1 (1)	< 270	0	3,3	4,3	0,9	4,8	6,7	4,5	12	13	12	20	20
	270-315	9	24	28	13	30	35	21	33	32	25	25	27
	315-355	48	44	40	37	29	24	28	31	26	35	35	31
	>355	43	30	28	50	36	34	47	24	29	28	20	22
2.1 (2)	<270	2,4	6,2	12	0,6	3,4	16	0	0,4	3,8	5,9	4,8	8,2
	270-315	8,7	18	21	5,6	17	20	0	2,4	13	16	13	15
	315-355	20	23	22	12	15	17	0,6	2,4	8,4	20	13	16
	>355	69	52	45	82	65	48	99	95	75	58	69	60
4.1 (5)	<270	13	17	18	3,1	3,5	8,1	4,4	3,9	11		15	17
	270-315	10	27	22	18	34	44	22	24	45		42	36
	315-355	34	33	34	27	31	22	16	20	18		24	27
	>355	43	23	26	52	32	26	58	53	27		20	21

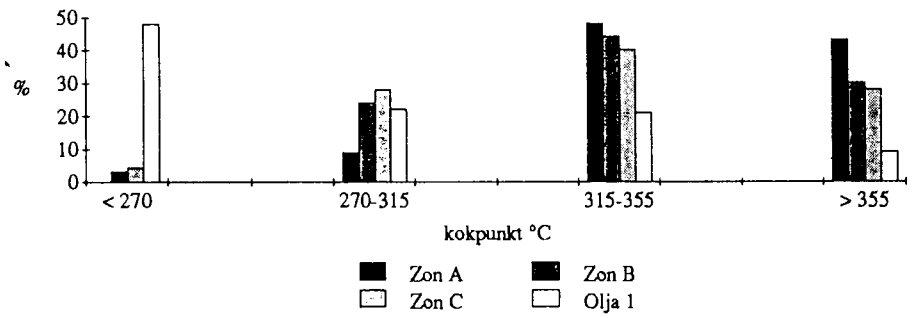
TABELL 9B KREOSOTOLJORNAS SAMMANSÄTTNING EFTER 40 ÅRS FÖRVARING BESTÄMT SOM EN SIMULERAD DESTILLATION, ANGETT I % AV TOTALA HALTEN KOLVÄTEN

Temp (°C)	OLJA		
	1	2	5
< 270	48	38	58
270-315	22	18	25
315-355	21	17	12
>355	9,2	27	4,7

FIGUR 6-16. JÄMFÖRELSE MELLAN DEN UR STOLPARNA EXTRAHERADE KREOSOTENS SAMMANSÄTTNING OCH FÖRVARADE KREOSOTOLJANS SAMMANSÄTTNING, ANGETT I % AV TOTALT EXTRAHERADE KOLVÄTEN.

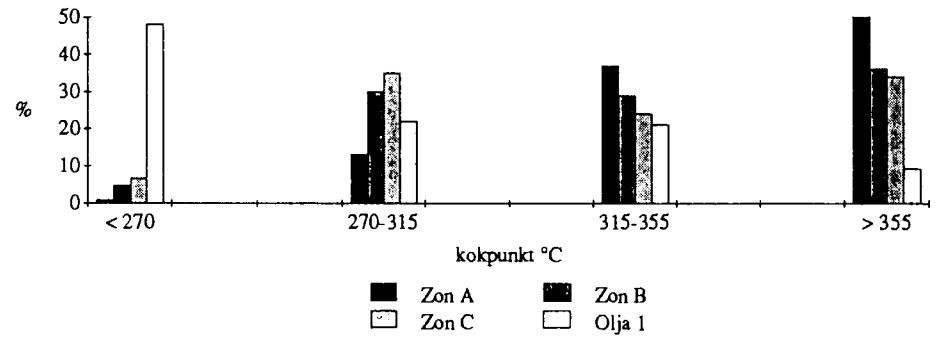
Figur 6

Stolpe 1.1, skiva 1



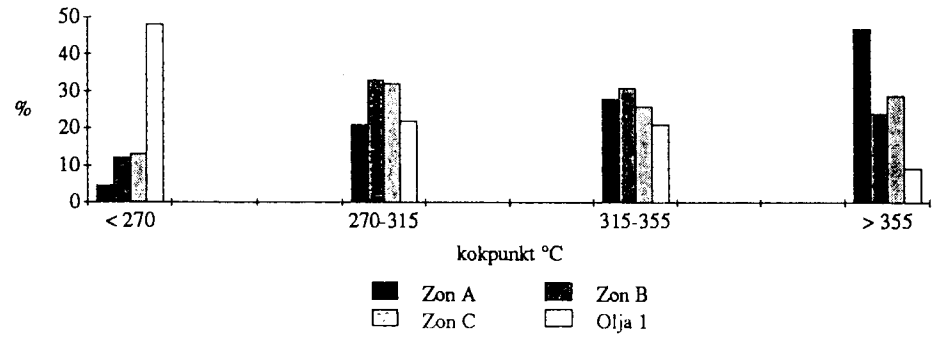
Figur 7

Stolpe 1.1 , skiva 2

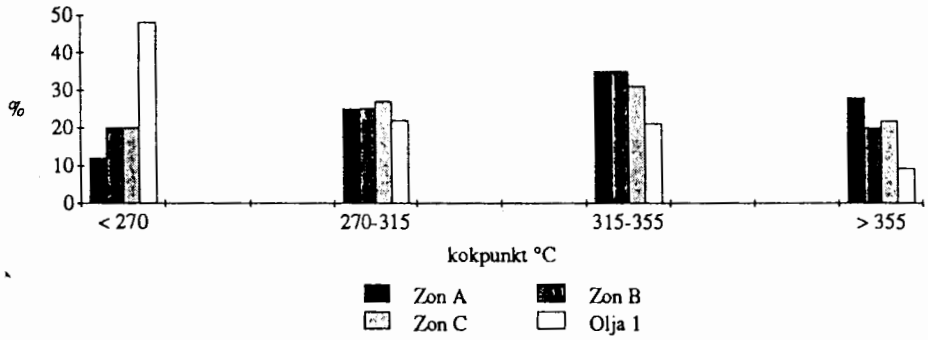


Figur 8

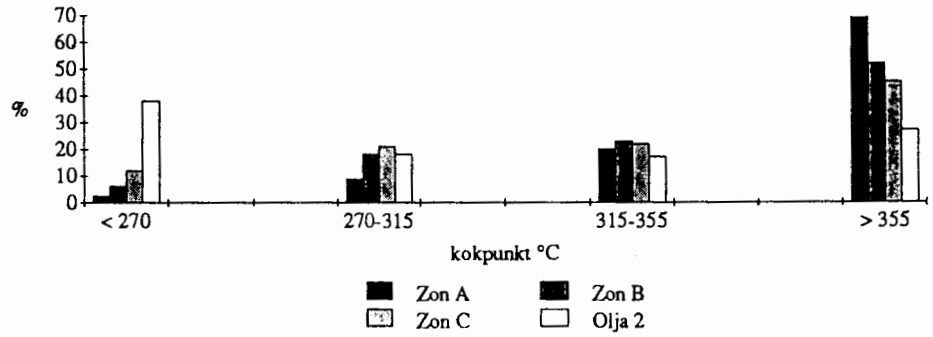
Stolpe 1.1, skiva 3



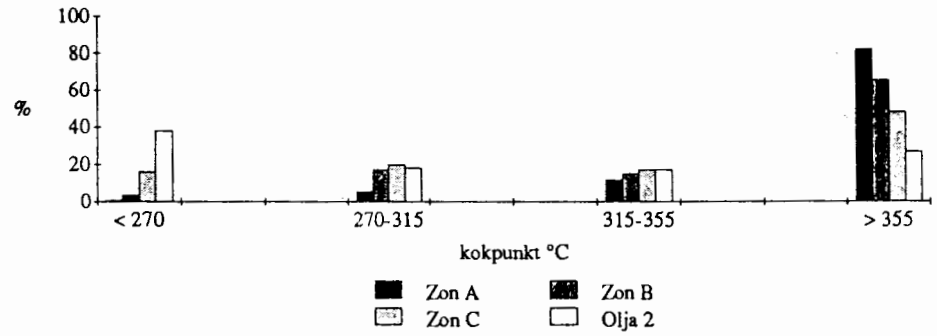
Figur 9
Stolpe 1.1, skiva 4



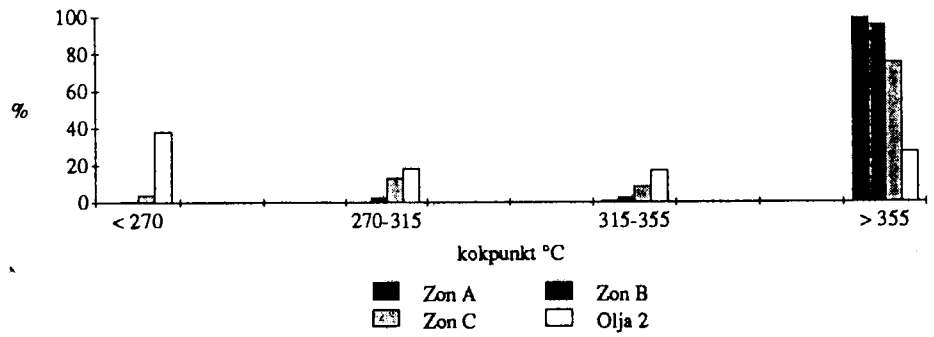
Figur 10
Stolpe 2.1, skiva 1



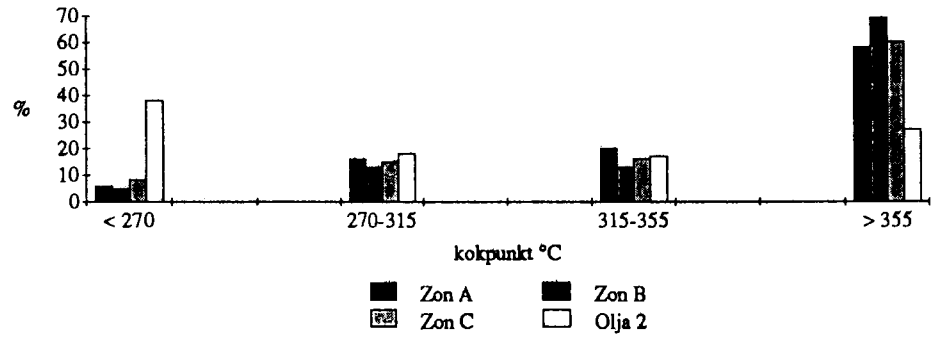
Figur 11
Stolpe 2.1, skiva 2



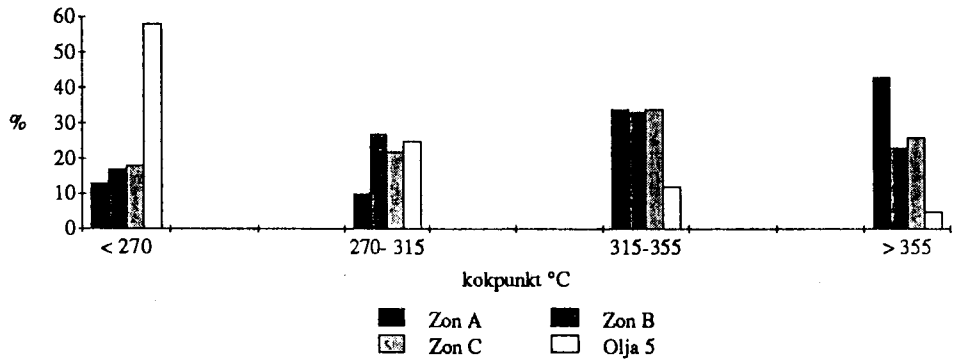
Figur 12
Stolpe 2.1, skiva 3



Figur 13
Stolpe 2.1, skiva 4

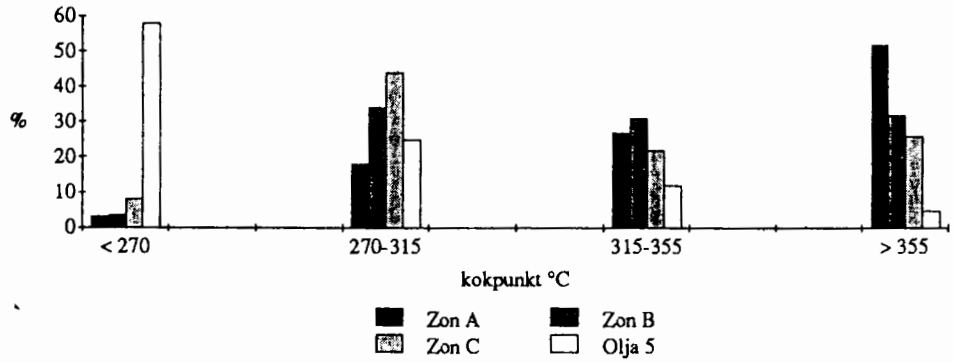


Figur 14
Stolpe 4.1, skiva 1



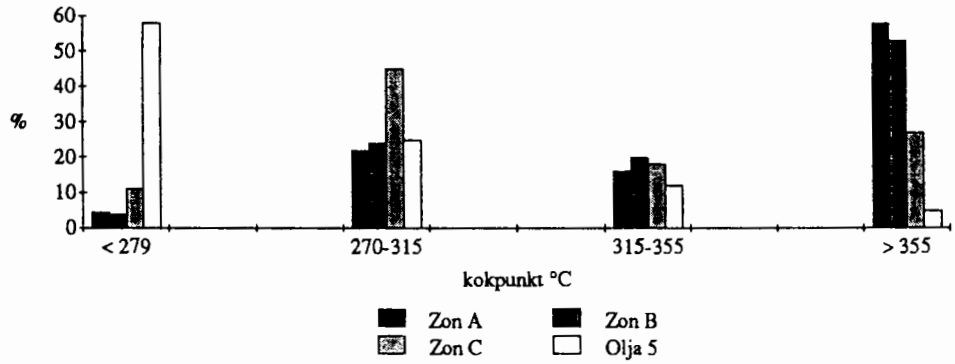
Figur 15

Stolpe 4.1, skiva 2



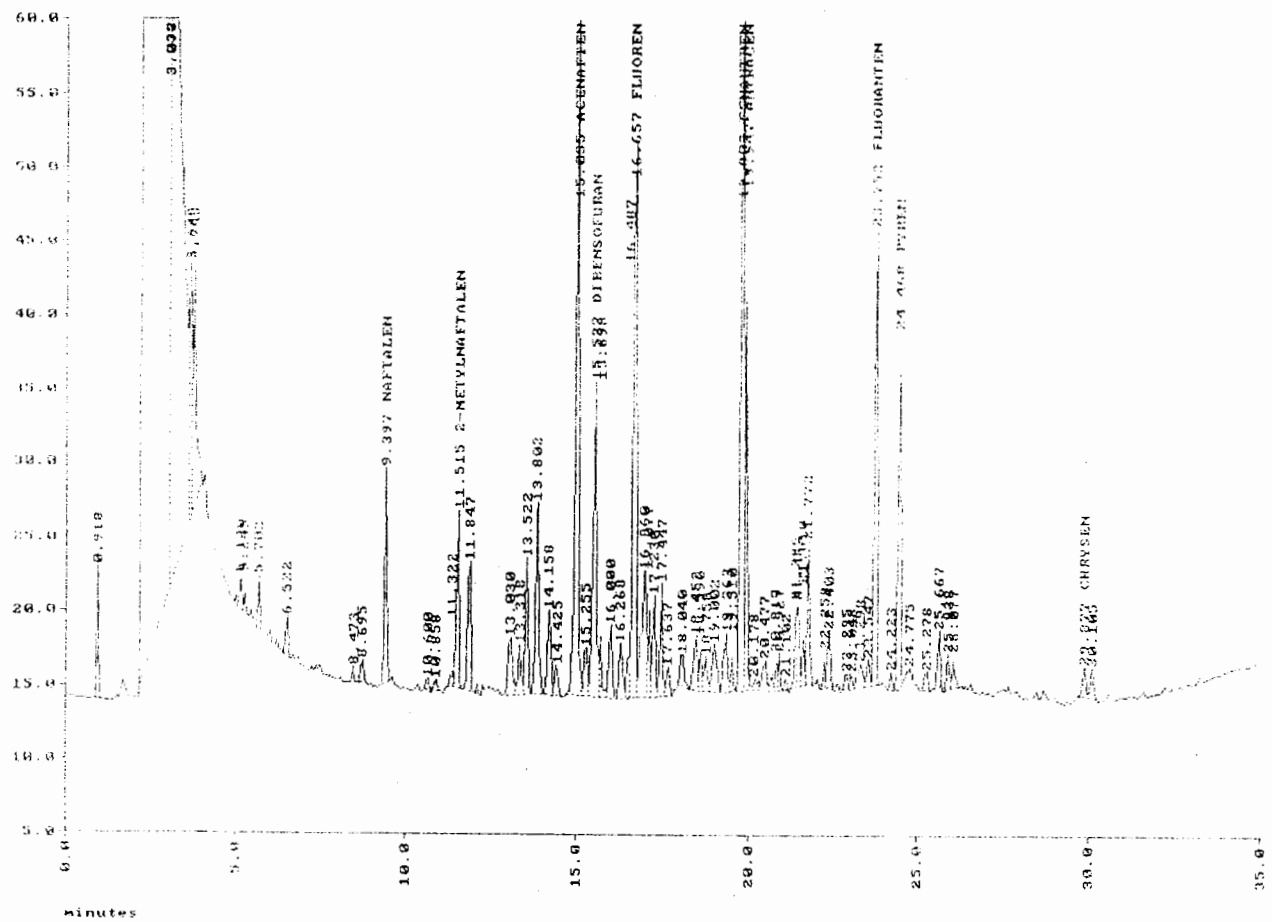
Figur 16

Stolpe 4.1, skiva 3



TABELL 10 JÄMFÖRELSE AV DESTILLATION GENOMFÖRD 1952 MED DESTILLATION GENOMFÖRD 1992 PÅ DE URSPRUNGLIGA KREOSOTOLJORNA

TEMP (°C)	OLJA					
	1		2		5	
	1952	1992	1952	1992	1952	1992
	(vol %)		(vol %)		(vol %)	
<270°C	39	36	26	28	54	54
270-315	23	32	18	21	23	28
315-355	22	20	20	18	11	12
>355	16	12	36	32	12	6



Figur 17. Kromatogram av extraherad kreosot från stolpe 4.1, prov av zon B, skiva 4.

5.3 ANALYS AV MARKPROV

5.3.1 Kreosothalt

I tabell 11 redovisas kreosothalterna i marken under och vid stolparna.
Av tabellen framgår att marken under och intill stolpe 1.1 och 4.1 innehåller högst halter kreosot. Den större utlakningen till marken kan bero på att dessa stolpar hade större upptagning av kreosot vid impregneringen än vad som var planerat och att "överskottet" lakas lättare ut.

Av tabell 11 framgår också att de lågkokande komponenterna (kokpunkt < 270°C) naftalen och 2-metylnaftalen saknas i marken. Dessa föreningar bryts ned relativt snabbt i marken där förutsättningen för nedbrytning av organiska ämnen är mycket gynnsam.

Marken innehåller ett stort antal och många arter mikroorganismer och svampar jämfört t ex med vatten. Tillgången på syre är mycket högre i mark och nedbrytningen sker ofta lättare i syrerik miljö.

I ett laboratorietest enligt Tabak (Linusson, 1992) studerades nedbrytbarheten för bl a naftalen och 2-metylnaftalen i jord. Med initialkoncentrationer på 0,5 resp 25 mg/kg för båda ämnena gick det efter 10 dagars inkubering att detektera mindre än 10% av initialkoncentrationerna och efter 20 dagar var koncentrationen nere vid detektionsgränsen 0,02 mg/kg jord.

Marken intill (provpunkt 3) och 0-10 cm under (provpunkt 4 och 5) stolparna 1.1 och 4.1 är kontaminerad av kreosot medan marken 25 cm från stolparna vid djupen 25 (provpunkt 1) resp. 50 cm (provpunkt 2) innehåller låga halter kreosot. Normala halter av polyaromatiska kolväten i mark ligger mellan 1-10 mg/kg (Linusson, 1992).

Den kontaminerade marken består framför allt av de tyngre föreningarna, fluoranten, pyren och krysen vilka vid förhöjda halter (10 mg/l hushållsavloppsvatten, se Linusson, 1992) har låg biologisk nedbrytbarhet jämfört med t ex naftalen.

TABELL 11 KREOSOTKOMPONENTER I MARKEN OMKRING STOLPARNA, HALTER I mg/kg T.S.

PROV-PUNKT	KOMPONENT	STOLPE		
		1.1	2.1	4.1
1	Fluoranten	1,0		
	Pyren	1,2		
	Krysen	0,99		
	Totalt	3,2	< 1	< 1
2	Pyren	1,2		
	Totalt	1,2	< 1	< 1
3	Acenaften			1,9
	Fluoren	66		
	Dibensofuran	50		
	Fenantren	51	1,1	
	Antracen	102	1,3	2,1
	Fluoranten	2500	10	7,8
	Pyren	1800	10	10
	Krysen	520	4,5	2,8
	Totalt	5000	27	25
4	Acenaften			1,9
	Dibensofuran			16
	Fluoren	65		13
	Fenantren	75	0,7	12
	Antracen	65		31
	Fluoranten	993	3,6	170
	Pyren	820	4,2	197
	Krysen	260	1,8	10
	Totalt	2300	10	470
5	Dibensofuran			33
	Fluoren	36		22
	Fenantren			23
	Antracen	50		90
	Fluoranten	760		310
	Pyren	530		292
	Krysen	146		62
	Totalt	1500	< 1	850

6. SLUTSATSER

Slutsatserna nedan gäller endast för de undersökta stolparna.

Efter 40 års exponering i fält har kreosotförlusterna varit störst i stolpen innehållande den högsta andelen lågkokande komponenter och förlusterna är störst i det översta nivåskiktet i stolparna.

Stolparna har förlorat större andelen av de lågkokande komponenterna (kokpunkt > 270°C) t ex naftalen och 2-metylnaftalen. Dessa komponenter återfanns i lägst halter i den yttersta zonen av splintveden.

Förlusterna av de lågkokande komponenterna kan förklaras dels av att dessa komponenter p g a att de har en liten molekylstorlek vandrar relativt lätt i stolpen och dels p g a att de är lättflyktiga avdunstar och lakas ut förhållandevis lätt från stolpen.

De större kreosotförlusterna i det översta nivåskiktet kan dels bero på att kreosoten som påverkas av tyngdkraften urlakas från skiktet och dels att framför allt de lågkokande komponenterna avdunstar i större utsträckning högre upp i stolpen som är mer utsatt för t ex luftgenomströmningar.

Komponenter i kokpunktsintervallet 315-355°C samt komponenter med kokpunkt > 355°C utgör den högsta andelen av den kvarvarande kreosoten i stolparna efter 40 års exponering i fält. För de undersökta stolparna är det framför allt fenantren och antracen (kokpunkt = 340°C) som finns kvar i höga halter.

Komponenter med kokpunkt > ca 360°C anses verka som fixeringsmedel för övriga substanser för att hålla fast dessa bättre i träet medan komponenter i kokintervallet från ca 270-360°C anses svara för långtidsskyddet (Hillner och Streckert, 1992).

Marken under och intill stolparna vilkas upptagning av kreosot vid impregneringen blev högre än planerat innehöll högre halter framför allt av de tyngre komponenterna fluoranten, pyren och krysen.

7. REFERENSER

Baileys and Webb, 1987. 1958 Cooperative Creosote Project - XII: an Analysis of Creosotes from Posts after 26 Years in Test. AMERICAN WOOD-PRESERVERS' ASSOCIATION (1987) 163-171.

Bergman, 1992. Bedömning av rötfaktor i Simlångsdalen 1992. Institutionen för virkeslära. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Hillner och Streckert, 1992. Steinkohlenteer-Imprägnieröle für den Holzschutz. Föredrag från Holzschutz-Tagung 7-8 okt. 1992.

Linusson, 1992. Slam. Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen. Naturvårdsverket Rapport 4085 (1992) 48-49.

prEN/TC 38.122 Sept. 1992. Wood preservation - Creosote and creosoted timber - Methods of sampling and analysis - Part 2 : Procedure for sampling creosoted timber and extraction of cresosote from the sample. CEN European Committee for Standardization.

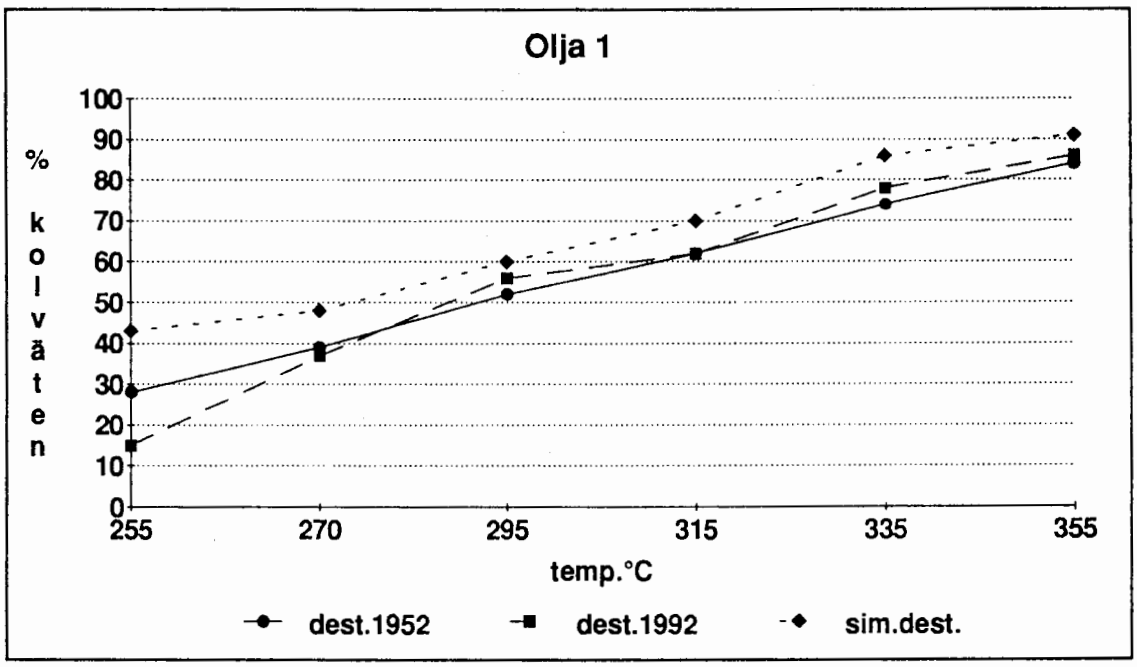
BILAGA 1

BESTÄMNING AV DESTILLATIONSKURVA. JÄMFÖRELSE MELLAN TRADITIONELL DESTILLATION (KOKNING) OCH SIMULERAD DESTILLATION (GC-BESTÄMNING)

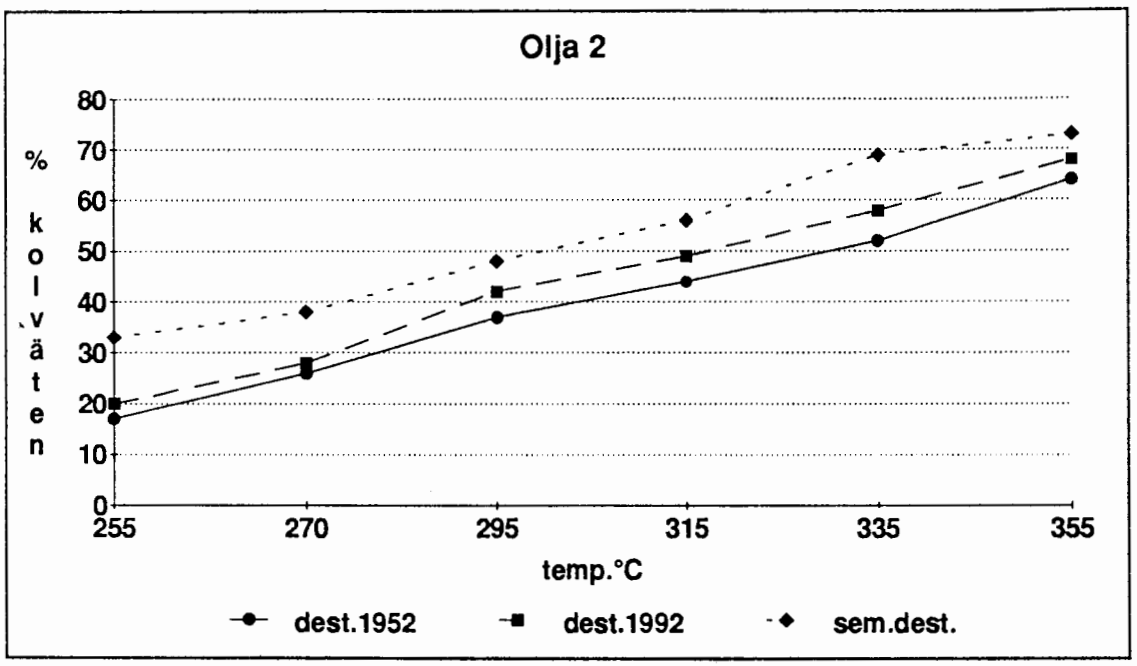
I figur 1-3 jämförs destillationskurvor bestämda med en traditionell metod dvs kokning-förångning-kondensering (sid 8) och destillationskurvor bestämda som en simulerad destillation (sid 9) för kreosotoljorna 1, 2 och 5.

Jämförelsen visar en relativt god överensstämmelse mellan metoderna.

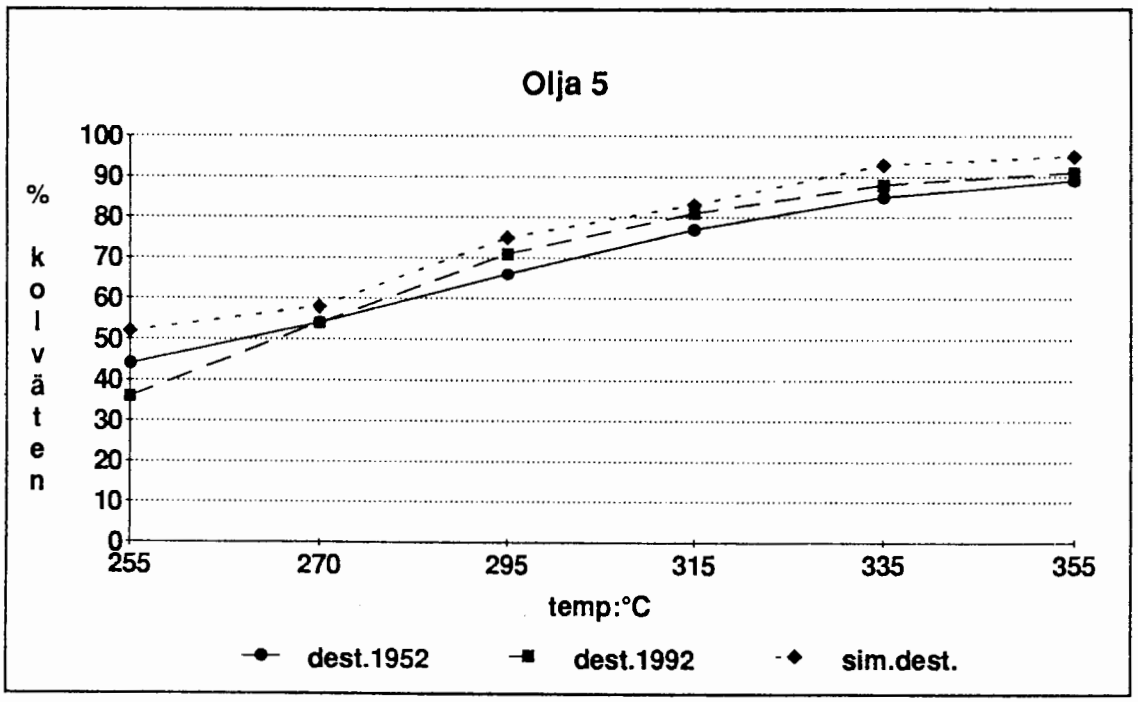
Den simulerade destillationen ligger genomgående något högre än den traditionella destillationen.



Figur 1. Olja 1. Jämförelse av destillationskurva mellan traditionell destillation och simulerad destillation.



Figur 2. Olja 2. Jämförelse av destillationskurva mellan traditionell destillation och simulerad destillation.



Figur 3. Olja 5. Jämförelse av destillationskurva mellan traditionell destillation och simulerad destillation.

ANALYSIS OF CREOSOTE POSTS AFTER 40 YEARS OF EXPOSURE

Gerd Bergqvist and Sirpa Holmroos
Vattenfall Utveckling AB
Box 886
S-721 23 VÄSTERÅS SWEDEN

This paper is a condensed English version of "Analys av kreosotstolpar i Simlångsdalen efter 40 års exponering i fält", by Bergqvist and Holmroos 1994.

SUMMARY *

In the early 1950s The Western European Institute for Wood Preservation (WEI) started a program for testing creosote and salt treated posts in three exposure sites in Europe. Of these only the site in Simlångsdalen in south western Sweden remains today.

The purpose with this investigation was to demonstrate which creosote components are still retained in the posts after 40 years of exposure and which components have migrated or evaporated.

Three posts, impregnated with three different creosotes, from the site in Simlångsdalen have been studied. The retention, composition and distribution of creosote in the posts have been determined and compared with data on the original creosote.

After 40 years of exposure creosote loss is greatest in the post impregnated with creosote containing the highest fraction of low-boiling constituents. The loss is greatest in the top sections of all three posts. The concentrations of low-boiling compounds (b.p. < 270 °C), e.g. naphthalene and 2-methylnaphthalene are very low. The residual creosotes have the greatest percentage of high-boiling constituents (> 315 °C), especially phenanthrene and anthracene (b.p. 340 °C).

The soil close to those posts which were "over-loaded" with creosote during the treatment process, contains increased concentrations primarily of the heavier components fluoranthene, pyrene and chrysene.

The small number of posts analyzed limits the possibility to generalize the conclusions.

INTRODUCTION

The WEI testing program used six creosotes with different distillation ranges and concentrations of tar acids (Groenou 1964, 1980). Each creosote was used to treat 40 posts. Samples of the original creosotes, the retention data for each post and all posts in Simlångsdalen still exist, which has provided an unique possibility to make material balances after 40 years of exposure. The posts have been inspected with respect to decay every 2nd year during the 40 years of exposure.

For the development of modified creosotes it is technically interesting to identify those components which contribute to long-term protection and from an environmental point of view it is interesting to identify those components which migrate into the surrounding soil and evaporate.

*This summary has been issued as IRG Document IRG/WP 94-50035, 1994

The retention and composition of creosote has been determined in different parts of the posts. The concentration and composition of creosote has been determined in the soil close to the posts.

MATERIALS AND METHODS

Three posts were chosen for the study. They were treated with creosotes called Öl I (post 1.1), Öl II (post 2.1) and Öl V respectively (post 4.1) in 1952. Table 1 shows the retention data.

TABLE 1 RETENTION AFTER TREATMENT IN 1952

POST	OIL	TOTAL RETENTION/POST		
		PLANNED (kg)	MEASURED (kg)	MEASURED (kg/m^3)
1.1	I	10,89	16,2	148,8
2.1	II	12,47	12,0	96,2
4.1	V	9,00	13,0	144,5

Post samples

The posts were transported to the laboratory, where samples were taken as illustrated in Figure 1. From each post 100 mm sections were sawn off at four levels (Figure 1 a). The sapwood in each section was divided into three zones of the same width (Figure 1 b).

Soil samples

Five soil samples were taken in circular sections close to each post as illustrated in Figure 2.

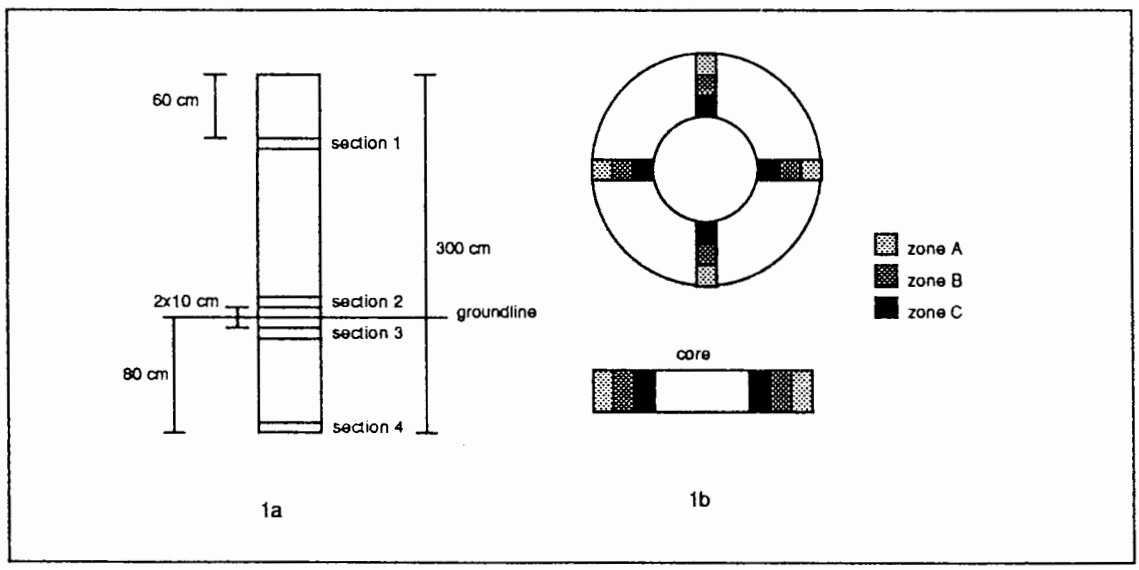


Figure 1. Post sections and assay zones

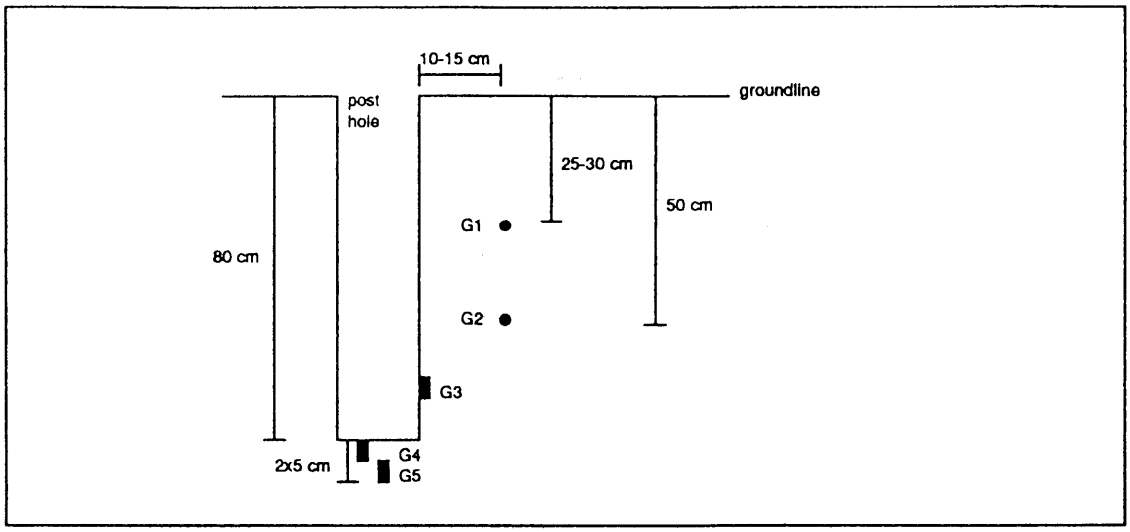


Figure 2. Sampling of soil

Penetration determination

The heartwood borderline was determined with a mixture of sodium nitrate and sulfanilic acid which gives the heartwood a orange-red colour. The penetration of creosote into the sapwood could then be estimated.

Decay rating

The extent of decay was graded according to the rating in Table 2.

TABLE 2 . DECAY RATING USED

CONDITION	GRADING OF DECAY	INDEX OF DECAY
Sound - no decay	0	0
Slight decay	1	25
Moderate decay	2	50
Severe decay	3	75
Very severe decay	4	100

Bergman, 1992

Quantitative analysis of creosote in post samples

Quantitative analyses of creosote components were performed for each zone. A representative sample (approximately 20 g) was taken from each sapwood zone. The samples were chipped and extracted according to prEN/TC 38.122 (1992), i.e. Soxhlet extraction with toluene. The solvent was evaporated and the residue analysed for 10 main creosote components (Table 3) with a gas chromatograph equipped with a flame ionization detector and a 30 m capillary column (GC-FID, Perkin-Elmer Model Autosystem 9000).

TABLE 3. MAIN COMPONENTS OF CREOSOTE

COMPONENT	BOILING POINT (°C)
Naphthalene	218
2-Methylnaphthalene	241
Acenaphthene	279
Debenzofuran	287
Fluorene	293-295
Phenanthrene	340
Anthracene	340
Fluoranthene	382
Pyrene	393
Chrysene	448

Data from Handbook of Chemistry and Physics, 1971 -72, 52nd ed., Chemical Rubber Publishing CO., Cleveland, Ohio

Quantitative analysis of creosote in soil samples

25-30 g sample was dried at room temperature and analysed in the same way as the post samples.

RESULTS AND DISCUSSION

Penetration determination

Figure 3 shows how the ratio sapwood/total wood volume varies between posts and between sections.

There was complete penetration of creosote in the sapwood of all sections.

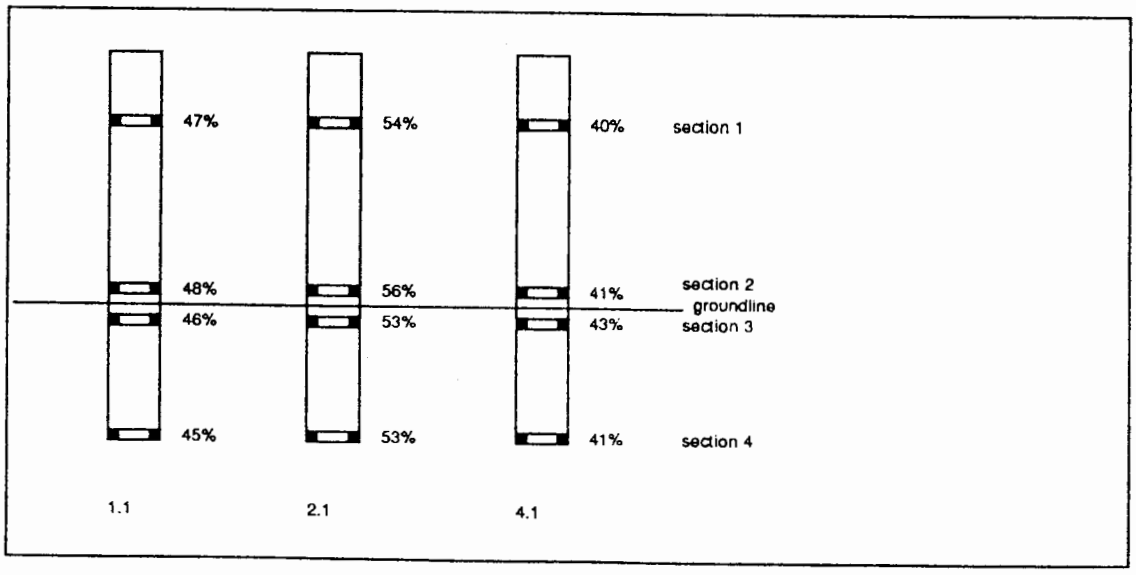


Figure 3. Ratio sapwood/total wood volume

Decay inspection

Table 4 shows the results of the inspection. Posts 1.1 and 2.1 were sound but post 4.1 showed slight decay.

TABLE 4. DECAY INSPECTION OF THE POLES 1992

POLE	GRADING OF DECAY	INDEX OF DECAY
1.1	0	0
2.1	0	0
4.1	1	25

Quantitative analysis of creosote components in post samples

Table 5 shows results of the analyses. Section 4 (the bottom section) had the highest content of all the analysed creosote components. This suggests that the creosote migrates down the post and accumulates in the bottom section but it is also due to end effects during the treatment process, since creosote can penetrate the butt both radially and axially.

The low-boiling compounds (b.p. < 270 °C) naphthalene and 2-methylnaphthalene were present in very low concentrations in all sections except bottom sections (4). The lowest concentrations were found in the surface zones (A). One explanation could be that these compounds are volatile and mobile and evaporate to the air or migrate to the soil below the groundline.

The high-boiling compounds (b.p. > 360°C), fluoranthene, pyrene and chrysene were present in low concentrations in the inner zones (C) in all sections in post 2.1 and in sections 2 and 3 in post 1.1. This is in accordance with the fact that retention decreases towards the core. The larger molecules are hindered by the narrow cell openings which gives a filtering effect. The penetration is dependent on the thickness of the sapwood and its permeability. Post 2.1 had 54 % sapwood compared to 46 % in post 1.1 and 41 % in post 4.1.

The concentrations of phenanthrene and anthracene (b.p. 340°C) were high in the posts. Components in the distillation range 280-355 °C are considered to give long-term protection whereas components with boiling points > 355 °C are considered to be important for the "fixation" of creosote (Hillner and Streckert, 1992).

Comparison between extracted and original creosote

Figures 4-14 show a comparison between the creosote extracted from the posts and the original creosote, kept in metal cans for 40 years. The comparison shows that most of the low-boiling components (b.p. < 270 °C), which are present in rather high amounts in the original oils, are lost. Components in the distillation range 270-315 °C have partly disappeared from the surface zone (A).

The creosote components with boiling points > 315 °C have increased their relative proportion owing to the losses of low-boiling components.

TABLE 5
RETAINED CREOSOTE COMPONENTS (g/kg OF MOISTURE-FREE TREATED WOOD)

POST	COMPONENT	SECTION 1			SECTION 2			SECTION 3			SECTION 4		
	zone	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1.1	Naphthalene	< 0,005	0,034	0,082	< 0,005	< 0,005	0,025	0,010	0,040	0,61	6,1	20	16
	2-Methylnaphthalene	0,036	0,26	0,40	0,041	0,25	0,096	0,74	2,7	2,3	4,0	8,8	7,5
	Acenaphthene	0,76	2,4	4,1	2,2	9,8	6,9	3,8	10	8,2	11	15	15
	Dibenzofuran	0,82	2,3	3,1	1,4	3,5	2,2	2,7	5,4	4,4	8,2	12	12
	Fluorene	1,4	3,5	5,0	5,0	3,5	4,5	4,6	8,0	5,7	12	14	14
	Phenanthrene + Anthracene	11	13	16	22	16	6,4	13	17	12	34	37	41
	Fluoranthene	5,0	4,4	5,4	14	12	6,3	13	7,9	7,0	15	14	14
	Pyrene	2,9	2,7	3,2	7,3	6,6	4,0	7,1	5,2	4,2	8,8	8,4	8,4
	Chrysene	1,1	0,77	0,93	2,9	1,7	1,1	2,2	1,4	1,1	2,4	2,1	2,1
2.1	Naphthalene	0,12	0,38	1,2	< 0,005	0,29	4,6	< 0,005	< 0,005	0,056	1,0	0,77	2,1
	2-Methylnaphthalene	0,28	0,96	1,2	< 0,01	0,62	2,4	< 0,01	< 0,01	0,27	1,6	0,90	1,3
	Acenaphthene	1,8	4,1	4,6	2,0	6,4	5,6	0,052	0,082	2,0	5,3	3,1	3,7
	Dibenzofuran	1,4	3,0	3,5	0,41	2,7	3,6	0,14	0,21	0,98	3,8	2,0	3,0
	Fluorene	1,9	3,6	3,6	2,0	4,4	4,2	0,25	0,53	1,2	5,2	2,7	3,9
	Phenanthrene + Anthracene	9,2	11	10	6,1	9,3	10	0,53	0,30	2,0	14	6,9	9,1
	Fluoranthene	16	13	11	26	25	15	17	13	11	23	18	18
	Pyrene	9,6	9,1	7,2	16	16	10	13	8,5	7,2	16	13	12
	Chrysene	1,6	1,4	1,1	2,6	2,1	1,3	2,1	1,2	1,0	2,2	2,1	1,8
4.1	Naphthalene	0,082	0,28	0,23	< 0,005	0,18	0,027	< 0,005	0,006	0,22	0,045	2,8	5,3
	2-Methylnaphthalene	0,13	0,23	0,24	< 0,01	0,045	0,38	0,026	0,044	0,49	0,77	2,6	3,3
	Acenaphthene	0,28	2,2	1,7	1,1	5,4	14	0,60	0,40	3,7	13	18	18
	Dibenzofuran	0,32	2,1	1,7	0,56	2,1	4,3	0,43	0,54	2,0	4,9	7,6	8,4
	Fluorene	0,25	1,6	1,3	0,88	3,4	6,2	0,88	0,88	2,0	8,2	9,6	10
	Phenanthrene + Anthracene	2,6	6,0	6,6	3,9	8,6	11	1,2	1,3	3,4	18	19	17
	Fluoranthene	1,4	2,0	2,4	3,6	5,1	6,8	3,9	3,3	3,1	10	7,3	7,4
	Pyrene	0,91	1,6	1,7	2,6	4,0	5,1	3,5	2,5	2,5	7,6	5,7	5,6
	Chrysene	0,17	0,32	0,28	0,56	0,70	1,0	0,60	0,41	0,54	1,8	0,97	1,3

IGURE 4-14. COMPARISON BETWEEN EXTRACTED AND ORIGINAL CREOSOTE (% of extracted hydrocarbons).

Figure 4
Post 1.1, section 1

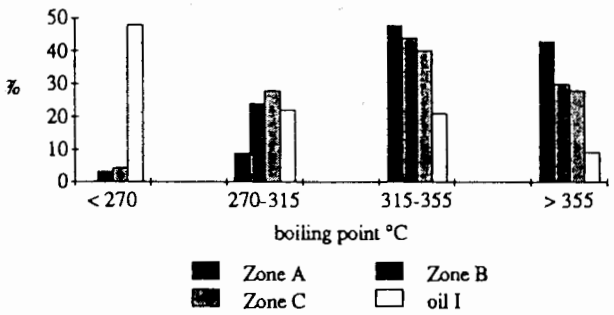


Figure 5
Post 1.1 , section 2

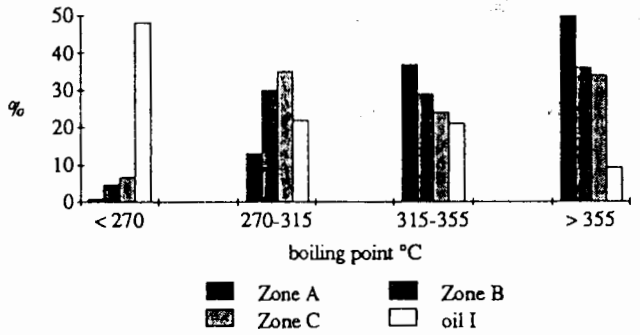


Figure 6
Post 1.1, section 3

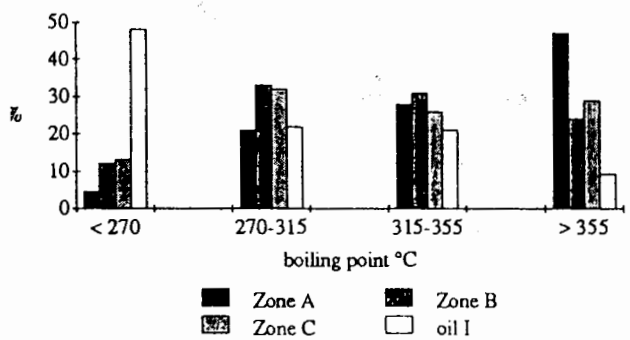
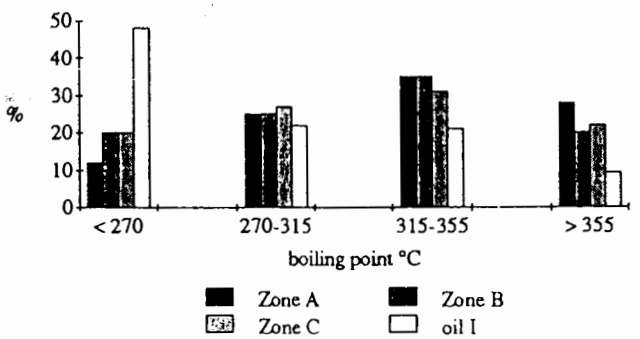


Figure 7
Post 1.1, section 4



S.

Figure 8
Post 2.1, section 1

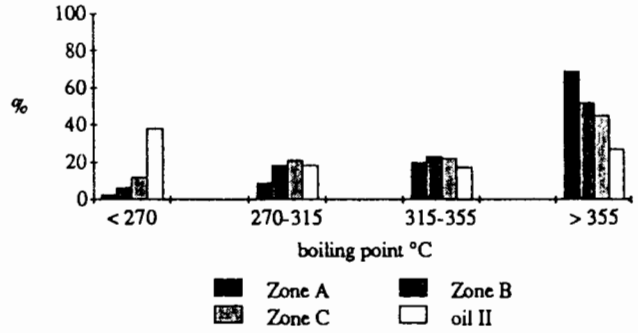


Figure 9
Post 2.1, section 2

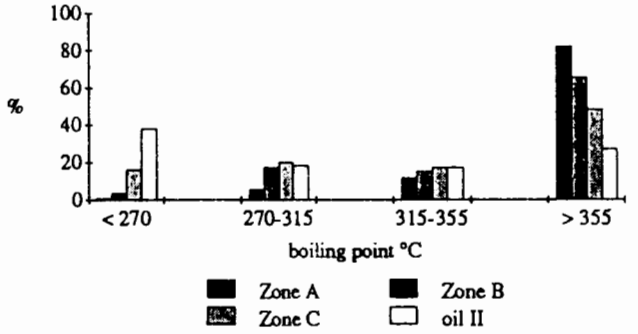


Figure 10
Post 2.1, section 3

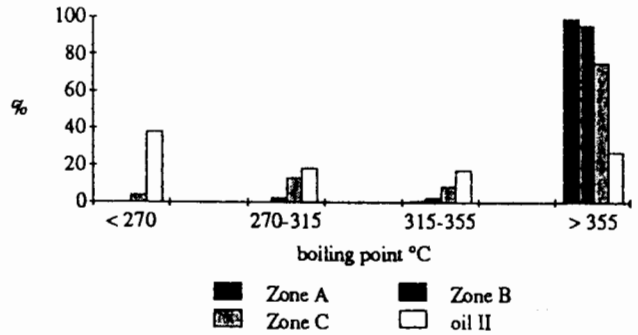


Figure 11
Post 2.1, section 4

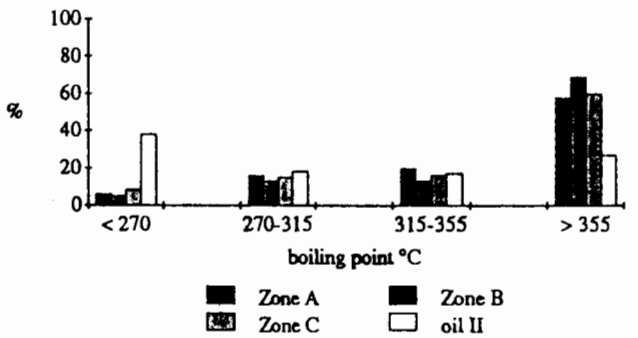


Figure 12
Post 4.1, section 1

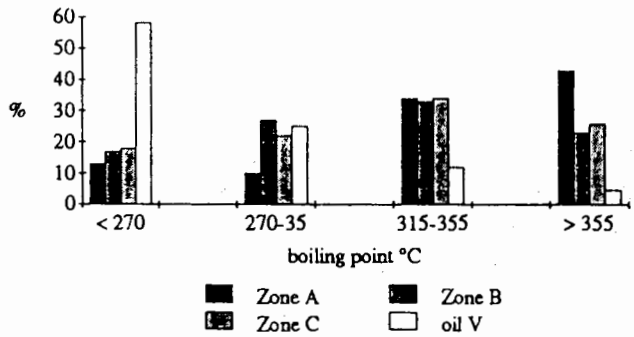


Figure 13
Post 4.1, section 2

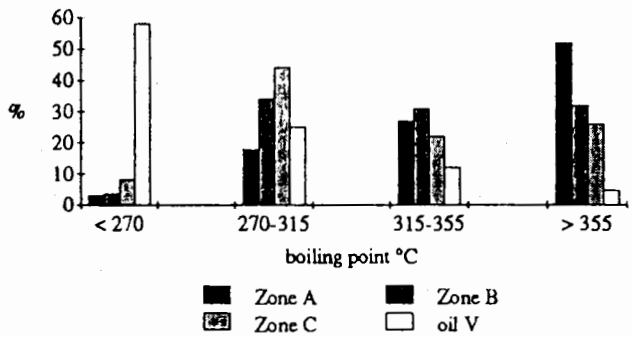
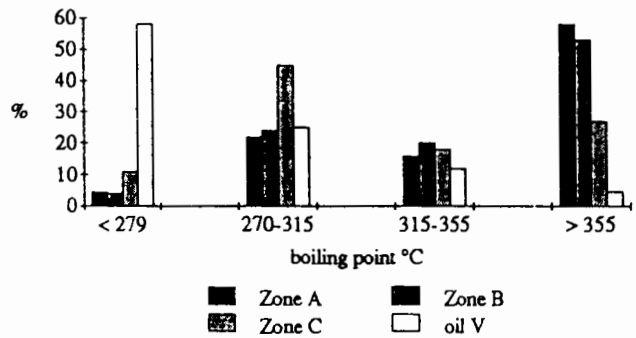


Figure 14
Post 4.1, section 3



Creosote concentrations in soil samples

Table 6 shows the creosote concentrations in soil close to the posts. The highest concentrations were found close to posts 1.1 and 4.1. These two posts had a greater retention than intended during the impregnation process (Table 1). The "excess" oil might migrate into the surrounding soil easier than the rest of the creosote.

The low-boiling components (b.p. < 270 °C) naphthalene and 2-methylnaphthalene could not be found in the soil samples. These compounds are relatively biodegradable in the soil. Conditions are favourable with a large number and many species of bacteria and fungi, and high oxygen content compared to e.g. water.

The biodegradability of e.g. naphthalene and 2-methylnaphthalene in soil was studied in a laboratory test according to Tabak (Linusson, 1992). The initial concentrations were 0,5 resp. 25 kg/kg for the two compounds. After 10 days incubation less than 10 % of the initial concentrations could be detected, and after 20 days the concentrations were at the detection limit 0,02 mg/kg soil.

The soil beside (G3) and below (G4, G5) the posts 1.1 and 1.4 is contaminated with creosote, whereas the ground at a distance of 10-15 cm from the posts contains very low concentrations of creosote at 25 cm (G1) resp. 50 cm (G2) depth. Normal values for polyaromatic hydrocarbons in soil are 1-10 mg/kg (Linusson, 1992).

The contaminated soil contains mainly the heavier compounds fluoranthene, pyren and chrysene. These have a low biodegradability in water compared to naphthalene (Linusson, 1992).

TABLE 6

CREOSOTE CONCENTRATIONS IN THE SOIL CLOSE TO THE POSTS
(mg/kg of moisture-free soil sample)

SECTION	COMPONENT	POSTS		
		1.1	2.1	4.1
1	Fluoranthene	1,0		
	Pyrene	1,2		
	Chrysene	0,99		
	Total	3,2	< 1	< 1
2	Pyrene	1,2		
	Total	1,2	< 1	< 1
3	Acenaphthene			1,9
	Fluorene	66		
	Dibenzofuran	50		
	Phenanthrene	51	1,1	
	Anthracene	102	1,3	2,1
	Fluoranthene	2500	10	7,8
	Pyrene	1800	10	10
	Chrysene	520	4,5	2,8
	Total	5000	27	25
4	Acenaphthene			1,9
	Dibenzofuran			16
	Fluorene	65		13
	Phenanthrene	75	0,7	12
	Anthracene	65		31
	Fluoranthene	993	3,6	170
	Pyrene	820	4,2	197
	Chrysene	260	1,8	10
	Total	2300	10	470
5	Dibenzofuran			33
	Fluorene	36		22
	Phenanthrene			23
	Anthracene	50		90
	Fluoranthene	760		310
	Pyrene	530		292
	Chrysene	146		62
	Total	1500	< 1	850

CONCLUSIONS

This investigation shows that there is a loss of creosote components in posts during 40 years exposure. Low-boiling components evaporate to the air or migrate into the surrounding soil. The results are in accordance with data presented in the 1958 Cooperate Creosote Project (Baileys and Webb, 1987).

Post 4.1 was impregnated with Öl V which contains 54 % components in the distillation range < 270 °C. This post had a very low content of the 10 main creosote components in section 3 (Table 5). It also shows slight decay (Table 4). This result is in accordance with earlier findings (Hillner and Streckert, 1992).

The creosote concentrations were high in the soil close to the two "over-loaded" posts. The post holes had a brown-black surface with creosote smell. At a distance of 10-15 cm the concentrations were at the normal level of 1-10 mg/kg. This means that horizontal diffusion is low for the high-boiling components. Low-boiling components could not be detected in the soil probably due to biodegradation.

The small mumber of posts analyzed limits the possibility to generalize the conclusions.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors want to thank the Swedish Wood Preservation Institute for contributing financially to the project, and Dr Östen Bergman, The Swedish University of Agricultural Sciences, for providing us with the test poles and also being a helpful discussion partner.

REFERENCES

Baileys and Webb, 1987. 1958 Cooperative Creosote Project - XII An Analysis of Creosotes from Posts after 26 Years in Test. American Wood-Preservers´Association (1987) 163-171.

Bergman, 1992. Bedömning av rötfaktor i Simlångsdalen 1992. Institutionen för virkeslära. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

van Groenou 1964. Untersuchungen auf dem Gebiet der Steinkohlenteeröl. Sonderdruck aus Straβenbau und Bautenschutz mit Steinkohlenteer, Juni 1964.

van Groenou 1980. Holz-Zentralblatt Nr. 48 21 April 1980.

Hillner und Streckert, 1992, Steinkohlenteer-Imprägnieröle für den Holzschutz. Holzschutz-Tagung 1992.

Linusson, 1992. Slam. Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen. Naturvårdsverket Rapport 4085 (1992) 48-49.

prEN/TC 38.122 Sept. 1992. Wood preservation - Creosote and creosoted timber. Methods of sampling and analysis - Part 2: Procedure for sampling creosoted timber and extraction of creosote from the sample. CEN European Committée for Standardization.

Losses of preservatives from treated wood during service

Results from a questionnaire

Marie-Louise Edlund

The International Research Group
on Wood Preservation
Document IRG/WP 94-50031, 1994

Losses of preservatives from treated wood during service
Results from a questionnaire

Marie-Louise Edlund, Ödeens Ingenjörsbyrå HB, Oxeltunet 4, S-181 48 Lidingö, Sweden

Summary

From environmental as well as from performance point of view it is of interest to know how much of the preservatives in treated wood that is leached out or evaporated from the wood during service. Many laboratory studies are carried out on leaching from small samples in distilled water or water with different pH. These studies give a good picture of the relative leaching from wood treated with different preservatives, but the results are only true for the actual conditions and not representative for treated wood in service.

In many reports on studies concerning treated wood in service the remaining preservatives are analysed, mainly to get to know if the remaining amount of preservatives can prevent the wood from biological attack. Seldom is the initial preservative retention known and therefore the leached amount is not known.

To get more facts a questionnaire on leaching during service was sent out to all IRG-members in 1991. 29 answers were received, most of them in form published documents but also information from some unpublished studies. Many of the answers concern results from analyses of field test stakes and very few results from analyses of treated timber in constructions. In some cases laboratory studies of leaching are reported in the same documents. Several documents report only on laboratory experiments.

All relevant results are put together in Table 1. Reports only referring to laboratory studies are not included. The reports in Table 1 are in the same order as they were received.

In Table 2 all results concerning CCA are put together. These results give a good picture of the difficulties to draw conclusions on leaching during service.

Received answers and reports on leaching

1 Cooper P A, Ung Y T: Leaching of CCA-C from jack pine sapwood in compost. Technical note. Forest Products Journal 42 (9) 1992

2 Jin L., Archer, K.J. and Preston, A.F.: Depletion and Biodeterioration Studies with Developmental Wood Preservative Formulations. American Wood-Preservers' Association 1992

3 Evaluatie van onderszoek naar de uitloogkarakteristieken van verduurzaamd hout. TNO-rapport B-91-0082

4 Woods, T.L.: Retention and distribution of chlorothalonil and pentachlorophenol in southern yellow pine posts after seven years in the field. American Wood-Preservers' Association 1992

5 Leaching of preservatives components from poles to soil. (Answer to Questionnaire)

6 Losses of preservative from treated wood (Answer to Questionnaire)

7 Sinclair, D.C.R., Smith, G.M., Bruce, A. and Staines, H.J.: Initial results and observations of a model system to assess the efficacy and environmental impact of preservative treated wood. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP 93-50001, pp 39-58, 1993

8 Hainey, S.D., Smith, G.M., Bruce, A., Evans, P.D. and Staines, H.J: Field evaluation of CCA movement in sap-displaced copper chrome arsenic treated softwood poles. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/3539, 1989

9 Klipp, H., Willeitner, H., Brandt, K. and Müller-Grimm, A.: Migration of active ingredients from treated timber into fresh water. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/3669, 1991

10 Willeitner, H, Klipp, H. and Brandt, K.: Praxisbeobachtungen zur Auswaschung von Chrom, Kupfer und Bor aus Fichten-Halbrundhölzern einer Lärmschutzwand. Holz Kurz-Originalia Kb K 305

11 Klipp, H. and Brandt, K.: Auswaschung von Holzschutzmitteln aus behandelten Producten. 19 Holzschutztagen, Rosenheim 1992

12 Hartford, W.H. (Answer to Questionnaire)

13 Smith, D.N. and Cockcroft, R.: The loss and movement of creosote in pressure-treated timber during service. Examination of two creosoted posts after 30 years. Wood Vol 24, pp 232-236, June 1959

14 Evans, P.D: Distribution of copper, chrome and arsenic (CCA) above and at groundline in field exposed CCA treated overhead line supports. Holzforschung Vol 41, No 5, 1987

15 Johnson, B.R. and Foster, D.O.: Preservative loss from stakes treated with ammoniacal copper borate. Forest Product Journal Vol 41, No 9, 1991

16 Ruddick, J.N.R., Jonsson, E.B. and Nilsson, E.M.A.: Utility pole performance: effect of service life on surface hardness and preservative retention of CCA-treated pine poles. Forest Product Journal Vol 41, No 6, 1991

17 Ruddick, J.N.R: Utility pole performance: Pentachlorophenol distribution and content in recovered pine poles. Wood Protection 1 (2) pp 77-83, 1991

18 Inoue, M.: Leaching of arsenic, copper, chromium and antimony from CCA- and phenols-inorganic fluoride treated timber and pole. Forestry and Forest products Research Institute (Japan), Wood Technology Division, Research note 51-6, 1976

19 Amemiya, S. and Shoji, Y.: The stake test at Asakawa Experiment Forest (4) The early changes of the residual creosote oil in the stakes treated with creossote oil. Wood Industry, 28 (4) (Japan)

20 Amemiya, S. and Shoji, Y.: The stake test at Asakawa Experiment Forest (5) Changes of metal residues in the stakes treated with copper sulphate. Wolman salt and Boliden salt during ten exposure years. For. Wood Technol. 6, 1976 (Japan)

21 Shelver, G.D., McQuaid, C.D. and Baecker, A.A.W.: Leaching of CCA from *Pinus patula* during marine trials in the Southern hemisphere. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/4167, 1991

22 Shelver, G.D., McQuaid, C.D., Tarin, M. and Baecker, A.A.W.: Surface accumulation of copper on CCA-impregnated *Pinus patula* stakes during marine preservative trials in the Southern hemisphere. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/4181-92

23 King, B., Smith, G.M., Briscue, P.A. and Baecker, A.A.W.: Influence of surface nutrients in wood on effectiveness and permanence of CCA. Materialen und Organismen 24 Bd 1989, Heft 3, pp 179-192

24 Cooper, P.A.: Leaching of CCA from treated wood: pH effects. Forest Products Journal Vol 41, No 1, pp30-32, 1991

25 Cooper, P.A. and Stokes, D.: Leaching characteristics and fixation of copper dimethyldithiocarbamate treated wood. American Wood-Preservers' Association 1993

26 Cooper, P.A.: Leaching of CCA from treated wood. Proceedings of the eleventh annual meeting of the Canadian Wood Preservation Association, 1990.

27 Evans, F.G.: Leaching from CCA-impregnated wood to food, drinking-water and silage. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/3433, 1987

28 Evans, F.G.: The leaching of copper, chrome and arsenic from CCA-impregnated poles stored for ten years in running water. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP/3122, 1978

29 Evans, F.G., Edlund, M-L.: Leaching from field test stakes. Results from two different methods of analysis. International Research Group on Wood Preservation Document No IRG/WP 93-50013

Abbreviations

Biocides

ACA	ammoniacal copper arsenate
ACZA	ammoniacal copper zinc arsenate
ACTca	ammoniacal copper tricarboxylate
AC	ammoniacal copper carbonate
ACQ	ammoniacal copper carbonate quaternary ammonium compound
AmC	amine copper carbonate
AmCQ	amine copper carbonate quaternary ammonium compound
AmCXB	amine copper complex borate
ACOAc	ammoniacal copper acetate
ACOAcQ	ammoniacal copper acetate quaternary ammonium compound
AQ	ammoniacal quaternary ammonium compound
AmQ	amine quaternary ammonium compound
DDAC	didecyldimethylammonium chloride
CTL	chlorothalonil
PCP	pentachlorophenol
CCA	copper, chromium, arsenic
CC	copper, chromium,
CFK	copper, chromium, fluoride
CCB	copper, chromium, boron

Methods of analysis

AAS	atomic absorption spectrophotometry
ICP	inductively coupled plasma spectroscopy
HPLC	high performance liquid chromatography
IC	ion chromatography
XRF	X-ray Fluorocence

Table 1. Losses of preservatives from treated wood. Results from a questionnaire

Report	1	1	1	1	2a	2a	2a
Treated wood							
Wood species	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine
Dimension	25*25*25 mm	25*25*25 mm	25*25*25 mm	25*25*25 mm			
Preservative	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-C	AC, ACQ, AQ	AmC, AmCQ, AmQ	ACOAc, ACOAcQ
Kind of treatment	Vacuum, short term	Vacuum, short term	Vacuum, short term	Vacuum, short term			
Loading	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3			
...determined by	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC
Exposure							
Ground, out of ground	Natural soil burial	Compost (garden)	Natural above ground	Water soak	AWPA (E11-87)	AWPA (E11-87)	AWPA (E11-87)
Location	Toronto, Ont, Canada	Toronto, Ont, Canada	Toronto, Ont, Canada				
Tropical/subtropical/temperate	Temperate	Temperate	Temperate	22°C			
Type of soil	organic clay loam			distilled water			
Service time	12 months	12 months	12 months	12 months			
Condition	sound	sound	sound				
Sampling							
Position	Total piece	Total piece	Total piece	Total piece			
Sampling method							
Number of replicates	2	2	2				
Analytical method	X-ray	X-ray	X-ray	X-ray			
Results							
Remaining preservative							
..loss of preservative	1,30%	12,70%	1,50%	5,30%	CuO % DDAC %	CuO % DDAC %	CuO % DDAC %
					20 -	35 -	41 -
					15 3,3	32 5,0	44 2,3
					- 3,7	- 4,3	
Remarks		Cu preferentially					
		extracted					

Tabele 1 (cont.)

Report	2b	2b	2c	2c	2c
Treated wood					
Wood species	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine
Dimension	19*5*200	19*5*200	50*19*150 mm	50*19*150 mm	50*19*150 mm
Preservative	ACQ 5:1, 3:1, 2:1, 1:1, 1:3	ACZA, AC, CCA-C	ACQ 2:1	AmCXB	CCA-C
Kind of treatment	Vacuum treatment	Vacuum treatment			
Loading	6,4 kg/m3 resp 9,6 kg/m3	6,4 (only ACZA) resp 9,6 kg/m3	1 kg/m3	1 kg/m3	1 kg/m3
			2 kg/m3	2 kg/m3	2 kg/m3
			4 kg/m3	4 kg/m3	4 kg/m3
...determined by	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC
Exposure					
Ground, out of ground	Soil bed	Soil bed	above ground	Above ground	Above ground
Location			Hilo	Hilo	Hilo
Tropical/subtropical/temperate					
Type of soil					
Service time	9 months	9 months	12 months	12 months	12 months
Condition			sound	Practically sound/sound	sound
Sampling					
Position	End of stake	End of stake	Middle of the sample	Middle of the sample	Middle of the sample
Sampling method					
Number of replicates	5	5	5	5	5
Analytical method	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC
Results					
Remaining preservative					
..loss of preservative	CuO % DDAC %	CuO % Zn % As% Cr%	CuO % co-biocide %	CuO % co-biocide %	CuO % Cr % As %
	27/25 47/46	32/30 27/30 12/35	13 48	17 99	27 24 73
	17/24 43/25	16 -	20 30	18 100	13 18 40
	18/19 38/30	18 16 11	14 27	12 100	8 14 19
	18/15 31/35				
	19/23 60/36				
Remarks					

Tabele 1 (cont.)

Report	2c	2c	2d	2d	2d	2d
Treated wood						
Wood species	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine
Dimension	50*19*150 mm	50*19*150 mm	19*19*450 mm	19*19*450 mm	19*19*450 mm	19*19*450 mm
Preservative	AC	ACOAc	CCA-C	ACQ	ACA	ACTca
Kind of treatment						
Loading	1 kg/m3	1 kg/m3	6,4 kg/m3	6,4 kg/m3	6,4 kg/m3	6,4 kg/m3
	2 kg/m3	2 kg/m3				
	4 kg/m3	4 kg/m3				
...determined by	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IC
Exposure						
Ground, out of ground	Above ground	Above ground	Ground contact	Ground contact	Ground contact	Ground contact
Location	Hilo	Hilo	Hilo	Hilo	Hilo	Hilo
Tropical/subtropical/temperate						
Type of soil						
Service time	12 months	12 months	44 months	44 months	44 months	44 months
Condition	Practically sound					
Sampling						
Position	Middle of the sample	Middle of the sample	Top, middle and bottom	Top, middle and bottom	Top, middle and bottom	Top, middle and bottom
Sampling method						
Number of replicates	5	5	3	3	3	3
Analytical method	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IC
Results						
Remaining preservative						
..loss of preservative	CuO %	CuO %	Cu % Cr % As %	Cu % co-biocide %	Cu % co-biocide %	Cu % co-biocide %
	12	23	20 9 22	19 46	29 90	42 >97
	14	22	Average of the three levels	Average of the three levels	Average of the three levels	Average of the three levels
	13	24				
Remarks						

Tabele 1 (cont.)

Report	3	3	3	3	3	3
Treated wood						
Wood species	Pine	Spruce	Spruce	Spruce	Spruce	Spruce
Dimension	Profiled	Sawn	Roundwood	Roundwood	Roundwood	Roundwood
Preservative	CC	CCA-C	CFK	CFK	CFK	CFK
Kind of treatment						
Loading	7,7 kg/m3	5,3 kg/m3	3,3 kg/m3	3,3 kg/m3	6,4 kg/m3	6,4 kg/m3
...determined by	weighing	weighing	weighing	weighing	weighing	weighing
Exposure						
Ground, out of ground	Above ground	Above ground	Above ground	Above ground	Above ground	Above ground
Location	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands
Tropical/subtropical/temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate
Type of soil						
Service time	6 weeks	6 weeks	6 weeks	6 weeks	6 weeks	6 weeks
Condition						
Sampling						
Position	Analyse of rain water	Analyse of rain water	Analyse of rain water	Analyse of rain water	Analyse of rain water	Analyse of rain water
Sampling method						
Number of replicates						
Analytical method	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS	AAS
Results						
Remaining preservative						
..loss of preservative	Cu % Cr %	Cu % Cr % As %	Cu % Cr %	Cu % Cr %	Cu % Cr %	Cu % Cr %
	1,1 1,3 %	0,4 2,0 0,02	1,3 2,3	0,67 1,2	1,2 1,9	0,22 0,53
Remarks	<1day between	2 days between	0,2 day between	1,1 day between	0,1 day between	5 days between
	treating and exposure	treating and exposure	treating and exposure	treating and exposure	treating and exposure	treating and exposure

Tabele 1 (cont.)

Report	3	4	4	4	4
Treated wood					
Wood species	Pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine
Dimension	Roundwood	Ø=150-175mm, ≈1m long	Ø=150-175mm, ≈1m long	20x20x455 mm	20x20x455 mm
Preservative	CCA-C	CTL	PCP	CTL	PCP
Kind of treatment		Empty cell	Empty cell	Full cell	Full cell
Loading	10,2 kg/m3	0,58 pcf (9,3 kg/m3)	0,63 pcf (10 kg/m3)	2,9 - 3,3 kg/m3	2,3 - 3,3 kg/m3
...determined by	weighing	XRF	XRF	XRF	XRF
Exposure					
Ground, out of ground	Above ground	Ground	Ground	Ground	Ground
Location	Delft, The Netherlands	Michigan Tec Un, Gainesville, FL	Michigan Tec Un, Gainesville, FL	Dorman, Mississippi	Dorman, Mississippi
Tropical/subtropical/temperate	Temperate				
Type of soil					
Service time	6 weeks	7 years	7 years	8 years	8 years
Condition		sound	sound	sound	attacked
Sampling					
Position	Analyse of rain water	Top, ground level, under ground	Top, ground level, under ground	Upper, lower	Upper, lower
Sampling method		cores	cores		
Number of replicates		2/level, devided in 4 zones	2/level, devided in 4 zones		
Analytical method	AAS	XRF	XRF	XRF	XRF
Results					
Remaining preservative		Above g: 5,2 2,6 2,2 2,0 kg/m3	Above g: 5,1 3,2 2,9 3,1 kg/m3		
		Ground: 5,5 2,3 2,4 3,1 kg/m3	Ground: 4,0 2,6 2,7 3,2 kg/m3		
		Under g: 5,8 2,5 2,7 2,4 kg/m3	Under g: 3,5 2,6 3,2 4,0 kg/m3		
..loss of preservative	Cu % Cr % As %			Upper part: 27 %	Upper part: 49 %
	0,03 0,05 <0,01			Lower part: 56 %	Lower part: 72 %
Remarks	<1 day between				
	treating and exposure.				
	Steam fixation				

Tabele 1 (cont.)

Report	4	4	6	9	12
Treated wood					
Wood species	Southern yellow pine	Southern yellow pine	*Pinus sylvestris*	Spruce	Southern yellow pine
Dimension	20x20x455 mm	20x20x455 mm	Poles	Poles, Ø0,1 m, 1m long	Pole stubs
Preservative	CTL	PCP	Rentex	CCB,CCF,Cu-HDO	CCA-A (salt)
Kind of treatment	Full cell	Full cell	Remedial	Full cell	Full cell
Loading	2,9 - 3,3 kg/m3	2,3 - 3,3 kg/m3	3,6 kg/m3(?)	5,0 8,3 9,5 kg/m3 resp	9,6-11,2 kg/m3
...determined by	XRF	XRF		AAS	
Exposure					
Ground, out of ground	Ground	Ground	Ground	out of ground	Ground
Location	Saucier, Mississippi	Saucier, Mississippi	Scotland		Gulfport, Mississippi
Tropical/subtropical/temperate					
Type of soil					Sandy(?)
Service time	8 years	8 years	2 years	11 months	40 years
Condition	Nearly sound	attacked			sound
Sampling					
Position	Upper part, lower part	Upper part, lower part	groundline		
Sampling method			Sawing	Rain water	borings of sapwood
Number of replicates					
Analytical method	XRF	XRF	AAS	AAS	A2, A4 (AWPA)
Results					
Remaining preservative			1,8 kg/m3		92% of total salt
..loss of preservative	Upper part: 45 %	Upper part: 52 %		Cu: 1,0%, 1,4%, 11%	
	Lower part: 40 %	Lower part: 62 %		Cr: 0,2%, 1,4%, -	
Remarks					

Tabele 1 (cont.)

Report	13	13	14	15	16	16
Treated wood						
Wood species	*Pinus sylvsetris*	*Pinus sylvsetris*	*Pinus sylvsetris*	Southern pine	*Pinus resinosa*	*Pinus resinosa*
Dimension	Pole 2m Ø117-138mm	Pole 2m Ø117-138mm	Pole full size	38*89*457 mm	Poles	Poles
Preservative	Creosote	Creosote	CCA	Ammoniacal copper borate	CCA-C	CCA-C
Kind of treatment	Full cell	Empty cell				
Loading	475 kg/m3 sapwood	126 kg/m3 sapwood	?		?	?
...determined by	weighing	weighing				
Exposure						
Ground, out of ground	Ground	Ground	Ground	Ground	ground	
Location	UK	UK	South west UK	Saicier, Mississippi		
Tropical/subtropical/temperate	temperate	temperate	Temperate			
Type of soil	medium loam, overlaying chalk					
Service time	30 years	30 years	23 years	11 years	2 years	7,6 years
Condition	sound	practically sound		Limited attacked		
Sampling						
Position	above, in, under gr line	above, in, under gr line	Above and at grounline	Ground line, above ground	1,25 m above ground	1,25 m above ground
Sampling method	discs	discs	Increment borer	Cross sections	increment core	increment core
Number of replicates			5*2	5	3*23	3*25
Analytical method			AAS		x-ray	x-ray
Results			% w/w			
Remaining preservative	Above: 32-95 kg/m3	Above: 20-60 kg/m3	Cu Cr As		11 kg/m3	12 kg/m3
	Gr.line: 160-290 kg/m3	Gr line: 60-120 kg/m3	0,15 0,33 0,25			
	Under: 335-560 kg/m3	Under: 125-215 kg/m3	0,16 0,44 0,32			
..loss of preservative				Ground: B2O3 95-100%		
				Ground: CuO 2-32%		
				Above gr: B2O3 78-93%		
				Above gr: CuO 0-28%		
Remarks						

Tabele 1. (cont.)

Report	16	16	16	21-22	21-22	21-22
Treated wood						
Wood species	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus patula*	*Pinus patula*	*Pinus patula*
Dimension	Poles	Poles	Poles	500*50*50	500*50*50	500*50*50
Preservative	CCA-C	CCA-C	CCA-A	CCA-C	CCA-C	CCA-C
Kind of treatment				Vacuum-pressure	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure
Loading	?	?	?	31 kg/m3	31 kg/m3	31 kg/m3
...determined by				AAS	AAS	AAS
Exposure						
Ground, out of ground				Marine	Marine	Marine
Location				East of South Africa	East of South Africa	East of South Africa
Tropical/subtropical/temperate				Temperate	Temperate	Temperate
Type of soil				Sea water	Sea water	Estuarine
Service time	1,4 years	9,5 years	37,2 years	18 months	18 months	24 months
Condition						
Sampling						
Position	1,25 m above ground	1,25 m above ground	1,25 m above ground	End and middle	End and middle	End and middle
Sampling method	increment core	increment core	increment core			
Number of replicates	3*16	3*13	3*13	5	5	5
Analytical method	x-ray	x-ray	x-ray	AAS	AAS	AAS
Results						
Remaining preservative	13,5 kg/m3	11,3 kg/m3	7 kg/m3			
..loss of preservative				As%: 80 resp 70	Cu%: 40 resp 4	Cu%: 53 resp 63
Remarks						

Tabele 1. (cont.)

Report	27	27	27	29	29
Treated wood					
Wood species	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*
Dimension					
Preservative	CCA-B (K33)	CCA	Am Cu (Cuprinol Tryck)	CCA-B (K33)	CCA-B (K33)
Kind of treatment	Vakuum-pressure	Vakuum-pressure	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure
Loading	12 kg/m3	15 kg/m3	24 kg/m3	10-25 kg/m3	12-20 kg/m3
...determined by				Weighing	Weighing
Exposure					
Ground, out of ground	Silo	Silo	Silo	Ground	Ground
Location	Norway	Norway	Norway	Sweden	Sweden
Tropical/subtropical/temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate
Type of soil					
Service time	2 seasons	2 seasons	2 seasons	24-44 years	20-43 years
Condition				Decayed	Decayed
Sampling					
Position				Total stake	Top and bottom
Sampling method					Boring
Number of replicates				5 stakes	7 stakes
Analytical method				X ray	AAS
Results					
Remaining preservative	Cu % Cr % As%	Cu % Cr % As%	Cu%: 68		
	55 48 20	68 40 25			
				Cu % Cr % As%	Cu % Cr % As%
..loss of preservative				50 -4 36	23 19 25
Remarks			Royal process, i.e. oil	Rejected field	Rejected field
			treatment after	test stakes	test stakes
			impregnation with AmCu		

Tabell 2. Losses of preservatives from CCA-treated wood.

Report	1	1	1	1
Treated wood				
Wood species	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*
Dimension	25*25*25 mm	25*25*25 mm	25*25*25 mm	25*25*25 mm
Preservative	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-C
Kind of treatment	Vacuum, short term	Vacuum, short term	Vacuum, short term	Vacuum, short term
Loading	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3	5,9 kg/m3
...determined by	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray	solution abs and X-ray
Exposure				
Ground, out of ground	Natural soil burial	Compost (garden)	Natural above ground	Water soak
Location	Toronto, Ont, Canada	Toronto, Ont, Canada	Toronto, Ont, Canada	
Tropical/subtropical/temperate	Temperate	Temperate	Temperate	22°C
Type of soil	organic clay loam			distilled water
Service time	12 months	12 months	12 months	12 months
Condition	sound	sound	sound	
Sampling				
Position	Total piece	Total piece	Total piece	Total piece
Sampling method				
Number of replicates	2	2	2	
Analytical method	X-ray	X-ray	X-ray	X-ray
Results				
Remaining preservative				
..loss of preservative	1,30%	12,70%	1,50%	5,30%
Remarks		Cu preferentially		
		extracted		

Tabell 2. (cont.)

Report	2b	2c	2d	3	3	12
Treated wood						
Wood species	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Southern yellow pine	Spruce	Pine	Southern yellow pine
Dimension	19*5*200	50*19*150 mm	19*19*450 mm	Sawn	Roundwood	Pole stubs
Preservative	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-A (salt)
Kind of treatment	Vacuum treatment					Full cell
Loading	9,6 kg/m3	1 kg/m3	6,4 kg/m3	5,3 kg/m3	10,2 kg/m3	9,6-11,2 kg/m3
		2 kg/m3				
		4 kg/m3				
...determined by	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	weighing	weighing	
Exposure						
Ground, out of ground	Soil bed	Above ground	Ground contact	Above ground	Above ground	Ground
Location		Hilo	Hilo	Delft, The Netherlands	Delft, The Netherlands	Gulfport, Mississippi
Tropical/subtropical/temperate				Temperate	Temperate	
Type of soil						Sandy(?)
Service time	9 months	12 months	44 months	6 weeks	6 weeks	40 years
Condition		sound				sound
Sampling						
Position	End of stake	Middle of the sample	Top, middle and bottom	Analyse of rain water	Analyse of rain water	
Sampling method						borings of sapwood
Number of replicates	5	5	3			
Analytical method	IPC, HPLC	IPC, HPLC	IPC, HPLC	AAS	AAS	A2, A4 (AWPA)
Results						
Remaining preservative						92% of total salt
..loss of preservative	CuO % As% Cr%	CuO % Cr % As %	Cu % Cr % As %	Cu % Cr % As %	Cu % Cr % As %	
	18 16 11	27 24 73	20 9 22	0,4 2,0 0,02	0,03 0,05 <0,01	
		13 18 40	Average of the three levels			
		8 14 19				
Remarks				2 days between treating	<1 day between treating	
				and exposure	and exposure.	
					Steam fixation	

Tabell 2. (cont.)

Report	14	16	16	16	16	16
Treated wood						
Wood species	*Pinus sylvsetris*	*Pinus resinosa*	*Pinus resinosa*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*	*Pinus banksiana*
Dimension	Pole full size	Poles	Poles	Poles	Poles	Poles
Preservative	CCA	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-A
Kind of treatment						
Loading	?	?	?	?	?	?
...determined by						
Exposure						
Ground, out of ground	Ground	ground				
Location	South west UK					
Tropical/subtropical/temperate	Temperate					
Type of soil						
Service time	23 years	2 years	7,6 years	1,4 years	9,5 years	37,2 years
Condition						
Sampling						
Position	Above and at grounline	1,25 m above ground	1,25 m above ground	1,25 m above ground	1,25 m above ground	1,25 m above ground
Sampling method	Increment borer	increment core	increment core	increment core	increment core	increment core
Number of replicates	5*2	3*23	3*25	3*16	3*13	3*13
Analytical method	AAS	x-ray	x-ray	x-ray	x-ray	x-ray
Results	% w/w					
Remaining preservative	Cu Cr As	11 kg/m3	12 kg/m3	13,5 kg/m3	11,3 kg/m3	7 kg/m3
	0,15 0,33 0,25					
	0,16 0,44 0,32					
..loss of preservative						
Remarks						

Tabell 2. (cont.)

Report	21-22	21-22	21-22	27	27	29	29
Treated wood							
Wood species	*Pinus patula*	*Pinus patula*	*Pinus patula*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*	*Pinus sylvestris*
Dimension	500*50*50	500*50*50	500*50*50				
Preservative	CCA-C	CCA-C	CCA-C	CCA-B (K33)	CCA	CCA-B (K33)	CCA-B (K33)
Kind of treatment	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure	Vakuum-pressure	Vakuum-pressure	Vacuum-pressure	Vacuum-pressure
Loading	31 kg/m3	31 kg/m3	31 kg/m3	12 kg/m3	15 kg/m3	10-25 kg/m3	12-20 kg/m3
...determined by	AAS	AAS	AAS			Weighing	Weighing
Exposure							
Ground, out of ground	Marine	Marine	Marine	Silo	Silo	Ground	Ground
Location	East of South Africa	East of South Africa	East of South Africa	Norway	Norway	Sweden	Sweden
Tropical/subtropical/temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate	Temperate
Type of soil	Blue water	Blue water	Estuarine				
Service time	18 months	18 months	24 months	2 seasons	2 seasons	24-44 years	20-43 years
Condition						Decayed	Decayed
Sampling							
Position	End and middle	End and middle	End and middle			Total stake	Top and bottom
Sampling method							Boring
Number of replicates	5	5	5			5 stakes	7 stakes
Analytical method	AAS	AAS	AAS			X ray	AAS
Results							
Remaining preservative				Cu % Cr % As%	Cu % Cr % As%		
				55 48 20	68 40 25		
						Cu % Cr % As%	Cu % Cr % As%
..loss of preservative	As%: 80 resp 70	Cu%: 40 resp 4	Cu%: 53 resp 63			50 -4 36	23 19 25
Remarks						Rejected field	Rejected field
						test stakes	test stakes

HÄLSO- OCH MILJÖRISKER MED CCA-MEDEL

Inledning

Inom ramen för denna del av miljöprojektet har två delprojekt utförts.

Ragnsells Miljörevision AB (numera Ragnsells Miljökonsult AB) har på uppdrag av Träskyddsinstitutet genomfört en jämförande studie mellan de mängder koppar, krom och arsenik som kan nå naturen via impregnerat trä samt den naturliga förekomsten.

I en andra del av projektet har Statens Arbeidsmiljøinstitutt i Oslo på uppdrag av Träskyddsinstitutet och Norsk Treteknisk Institutt gjort en omfattande litteraturstudie rörande hälso- och miljöpåverkan av koppar, krom och arsenik i samband med träimpregnering och användning av impregnerat trä som här redovisas i form av två rapporter.

Koppar, krom och arsenik i det naturliga kretsloppet

Copper, chromium and arsenic in the hydrological cycle

Göran Bergman

Ragnsells Miljörevision AB
Rapport nr 331116, 1992

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Summary

1 BAKGRUND 5

2 FÖREKOMST I SVENSKA JORDAR 6

3 DEPOSITION FRÅN LUFT OCH NEDERBÖRD 7

4 NATURLIG UTTRANSPORT MED GRUND- OCH YTVATTEN 8

5 KOPPAR, KROM OCH ARSENIKS NATURLIGA KRETSLOPP 10
Koppar 10
Krom 10
Arsenik 10
Hydrologiska kretsloppet 11

6 HUR PÅVERKAR FÖRSURNINGEN UTLAKNINGEN AV KOPPAR, KROM OCH ARSENIK ? 16

7 HUR PÅVERKAS MILJÖN AV DE METALLMÄNGDER SOM KOMMER FRÅN IMPREGNERAT TRÄ ? 18

COPPER, CHROMIUM AND ARSENIC IN THE HYDROLOGICAL CYCLE

SUMMARY

Wood preservation with CCA has been performed in Sweden since 1950.
In the 1980:th the National Chemicals Inspectorate in Sweden believed that copper, chromium and arsenic in preserved wood is a risk for the environment.
There has been proposals for limited use and even a prohibition has been diskussed.

Copper, chromium and arsenic are elements that occur naturally in nature and are found in rock and soil. In the earth crust there is on average 300 mg/kg chromium, 100 mg/kg copper and 5 mg/kg arsenic.
In Swedish soils there is 30 - 50 mg/kg copper, 10 - 30 mg/kg chromium and 5 mg/kg arsenic. [1]

The most common wood preservative in Sweden is CCA.
Table 1 showes the quantities of copper, chromium and arsenik used for woodpreservation since 1900.

Table 1. Copper, chromium och arsenic in treated wood. Quantities in tons during 1900 - 1990. (Swedish Wood Preservation Institute 1991).

Metal		tons
Copper	Cu	8000
Chromium	Cr	8000
Arsenic	As	13000

How does acidification affect the leaching of copper, chromium and arsenic ?

Acidification of Swedish soils is an ongoing process, since the ice age. Precipitation that falls on the soil surface has always had a pH below 7 which meens it is acid.
A problem that has been brought up is that heavy metals in the soil could be leached out by acid precipitation and transported to the ground-water.
The conclusion from the facts avaliable is that acidification can affect the leaching of copper, but for chromium and arsenic it is highly unlikely. The copper that potentially could be leached out by the acid rain comes from the natural pool in the soil.

How does copper, chromium and arsenic from CCA-treated wood affect the environment ?

In table 9 a comparison have been made between the natural content of copper, chromium and arsenic in Swedish soils and the total quantity of copper, chromium and arsenic i treated wood.

Table 9 Comparison between background value in Swedish soil of Copper, Chromium and Arsenic and the total quantity of CCA in treated wood..

Substans	Total quantity in Swedish soil	Total quantity in CCA-treated wood 1900 - 1990	
	tons	tons	‰ of back-ground value
Copper	102.000000-170.000000	8000	0,08 - 0,05
Chromium	34.000000-102.000000	8000	0,2 - 0,08
Arsenic	34.000000-68.000000	13000	0,4 - 0.2

The result is that the quantity of copper, chromium and arsenic that teoretically can be brougth to the soil from CCA-treated wood can be neglected compared to the big quantities that is present naturally in Swedish soils.

KOPPAR, KROM OCH ARSENIK I DET NATURLIGA KRETSLOPPET

På uppdrag av Svenska Träskyddsinstitutet har Ragn-Sells Miljörevision AB utfört en studie som innefattar det naturliga kretsloppet för koppar, krom och arsenik samt en bedömning av den eventuella miljöbelastning dessa ämnen kan åstadkomma när de ingår i impregnerat trä.

1 BAKGRUND

Koppar, krom och arsenik är grundämnen som naturligt förekommer i berg- och jordarter.
Krom ingår med i medeltal 300 mg/kg i jordskorpan, koppar med 100 mg/kg och arsenik med 5 mg/kg.
För svenska förhållanden anges en naturlig halt i jord för, koppar 30 - 50 mg/kg, krom 10 - 30 mg/kg och arsenik 10 - 20 mg/kg. [1]

Det vanligaste träskyddsmedlet i vårt land är CCA, som använts sedan 1950-talet. Bokstäverna CCA står för de tre i träskyddsmedlet aktiva grundämnena Copper, Cromium och Arsenic. Koppar- och arsenikföreningar har i viss utsträckning redan tidigare använts som träskyddsmedel.
Den industriella tillverkningen i Sverige av impregnerat trä fick sitt genombrott vid sekelskiftet, och under åren 1900-1990 har de mängder av koppar, krom och arsenik använts som angivits i tabell 1. Mängderna är angivna i ton som ren metall.

Table 1. Copper, chromium och arsenic in treated wood. Quantities in tons during 1900 - 1990. (Swedish Wood Preservation Institute 1991).

Metal		tons
Copper	Cu	8000
Chromium	Cr	8000
Arsenic	As	13000

2 *FÖREKOMST I SVENSKA JORDAR*

Koppar, krom och arsenik är naturligt förekommande grundämnen i naturen. Ämnena ingår i bergarter som bildats under geologiska tidsåldrar som räknas i miljontals år och ingår i det geologiska kretsloppet. Genom de nedbrytande processerna vittrar bergarterna ned i mindre beståndsdelar och bildar jordarter som sedan transporteras med vatten ut i havet.
Den starkaste nedbrytningsprocessen är emellertid den inlandsis som avsmälte från Sverige för ca 10000 år sedan. Inlandsisen har vid sin avsmältning skapat och avlagrat de lösa jordarter som vi idag kan iakttaga i vår omgivning.
Den vanligaste jordarten, morän, täcker ca 75 % av Sveriges totala landyta som är 450 000 km^2. Förutom morän finns det sorterade jordarter såsom grus, sand och lera. Dessa jordarter har i förhållande till morän en liten ytutbredning varför de inte medräknats i nedanstående beräkningar.
Jorddjupet på moränen varierar över Sveriges landyta. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) anger att medeldjupet på moränen är ca 5 m på den jordtäkta ytan.
På SGU pågår en kontinuerlig kartläggning av jordens kemiska sammansättning och man har fastställt en naturlig bakgrundsnivå för ämnena koppar, krom och arsenik. De naturliga bakgrundsnivåerna har fastställts till: koppar 30 - 50 mg/kg, krom 10 - 30 mg/kg och arsenik 10 - 20 mg/kg.
Med underlag av ovanstående uppgifter om yta, jordart (endast morän) och innehållet av de tre ämnena koppar, krom och arsenik kan en mängdberäkning utföras.
Denna beräkning redovisas i tabell 2.

Table 2 Copper, Chromium and Arsenic. Quantities in Swedish soil.

Substans	mg/kg dry substans	Total quantities milj.tons
Copper	30 - 50	102 -170
Chromium	10 - 30	34 -102
Arsenic	10 - 20	34 - 68

3 *DEPOSITION FRÅN LUFT OCH NEDERBÖRD*

Genom nederbörd tillförs Sverige luftburen koppar, krom och arsenik som härstammar främst från utlandet.

I Sverige mäts regelbundet depositionen av olika ämnen av Meteorologiska institutionen vid Stockholms Universitet (MISU).
Från mätningar utförda av MISU vid 9 meteorologiska stationen under åren 1984-1988 kan man erhålla halterna i nederbörden av koppar, krom och arsenik. [2]
För att erhålla ett värde på den totala depositionen måste även torrdepositionen medräknas.
Våtdepositionen är depositionen i regn och snö och torrdepositionen är partikelbunden deposition.
Enligt mätningar utförda under de hydrologiska åren 86/87 och 87/88 vid försöksområdet Noresjön i Södermanland kunde man konstatera att den totala depositionen för arsenik är ca 15 % högre än våtdepositionen. [3]
För koppar är våtdepositionen ungefär lika stor som totaldepositionen då torrdepositionen till stor del ingår i våtdepositionen. [4] Krom uppträder på likartat sätt som koppar och våtdepositionen antas motsvara totaldepositionen.
I nedanstående tabell 3 framgår våtdepositionen av koppar, krom och arsenik över Sverige och den framräknade totala depositionen på hela Sveriges yta.

Table 3 Deposition of Copper, Chromium and Arsenic in Sweden.

Substans	Wet deposition g/ha year	Total deposition in Sweden tons/year
Copper	7 - 23	315 - 1035
Chromium	0,4 - 1,5	18 - 68
Arsenic	0,9 - 5,0	45 - 260

4 NATURLIG UTTRANSPORT MED GRUND- OCH YTVATTEN

Koppar, krom och arsenik finns lagrat i mark och jord, vilket brukar benämnas markpoolen. Förutom detta förråd kommer ett tillskott från luften i form av deposition.
I det naturliga kretsloppet utlöses och transporteras koppar, krom och arsenik med nederbördsvattnet ner till grundvattnet. Denna transport sker långsamt och många olika komplicerade faktorer påverkar denna transport av ämnena genom jorden. Dessa transportmekanismer kommer inte att beröras i denna rapport.

Resultatet av transporten genom jordlagren kan däremot avläsas i form av halter i grundvattnet.
SGU utför regelbundna mätningar av grundvattnets kemi i Sverige. I tabell 4 framgår vilka halter av koppar krom och arsenik som förekommer i svenska grundvatten. [5] [6]
I det hydrologiska kretsloppet utgör grundvattnet en del. Grundvattnet rinner kontinuerligt ut till ytvattendrag som slutligen når havet. Med detta vatten transporteras därmed också koppar, krom och arsenik ut till havet.
Statens Naturvårdsverk (SNV) har mätt metallhalter i några ytvattendrag i Sverige, SNV-rapport 3628. [7]. Halten av koppar, krom och arsenik är framtagna ur SNV-rapport 3628[7] och IVL-delrapport 1989 [3] Värdena framgår av tabell 4.

Table 4 Copper, Chromium and Arsenic in Swedish ground- and surfacewater

Substans	groundwater mg/l	surfacewater mg/l
Copper	< 0,00003 - 0,0296	0,0002 - 0,0061
Chromium	< 0,0002 - 0,00363	0,0001 - 0,00055
Arsenic	0,0006 - 0,005	0,0001 - 0,0013

Med ovanstående värden i tabell 4 som underlag och en medelavrinning för Sverige av 10 l/sek km^2 [16] kan man beräkna den uttransport som sker från Sverige av koppar, krom och arsenik med ytvatten.

Table 5 Surfacewater transport of Copper, Chromium and Arsenic in Sweden.

Substans	transport surfacewater tons/year
Copper	30 - 855
Chromium	15 - 80
Arsenic	15 - 185

5 KOPPAR, KROM OCH ARSENIKS NATURLIGA KRETSLOPP

Koppar

Koppar härstammar huvudsakligen från sulfidmalmer och förekommer där som kopparkis, $CuFeS_2$, och kopparglans, Cu_2S.
Genom inlandsisens avslipning och nedkrossning av berggrunden finns kopparhaltig jord spridd över hela Sveriges yta.
Koppar bildar mycket stabila komplex med karboxyl- och fenolgrupper i organisk substans en mekanism som gör att koppar fastläggs stabilt i naturjordar med organiskt innehåll. I lerjordar fastläggs koppar hårt med järn- och manganoxider.
Knappt 2 procent av totalhalten av koppar i svenska jordar kan betraktas som lättlöslig. [8]

Krom

Krom finns med måttlig medelhalt i jordskorpan 300 mg/kg. Elementet är vida spritt men en koncentration till brytvärda förekomster är relativt sällsynta. Krom utvinns till helt övervägande del ur kromitmalm
$Fe\ Cr_2O_4$.
Brytvärda kromitanrikningar förekommer huvudsakligen som segregationer i ultrabasiska magmabergarter i de svenska fjällen.

År 1943 utvanns 40 ton krom ur malm från bergarterna Lejar- och Rödfjällsperidotiterna i norra Jämtland.
Inom Sveriges urbergsområde finns ett flertal kända lagrade intrusioner. [9]
Genom inlandsisens avslipning och nedkrossning av berggrunden är kromhaltiga jordmassor utspridda över hela Sveriges yta.
Under anaeroba förhållanden som är vanliga i jord föreligger krom i trevärd form, Cr^{3+}. Krom i trevärd form i höga koncentrationer faller ut som hydroxid, karbonat och sulfid. Vid låga koncentrationer dominerar adsorbtion till järn Fe-, aluminium Al- och mangan Mn-oxider. Adsorbtion till organiskt material i jorden sker också.

Arsenik

Arsenik har en medelhalt i jordskorpan av 5 mg/kg. Arsenik härstammar huvudsakligen från sulfidmalmer, men finns även i högre koncentration i bergarterna leptit och alunskiffer. Arsenikkis (arsenopyrit) FeAsS är den viktigaste arsenikkällan. Arsenik är så spridd i naturen, särskilt i samband med sulfidmineral, att den är mycket vanlig som förorening både i metaller och i svavel och svavelföroreningar erhållna ur sådana mineral [10].
Genom inlandsisens avslipande och nedkrossande verksamhet är arsenikhaltiga jordmassor spridda över hela Sveriges yta.

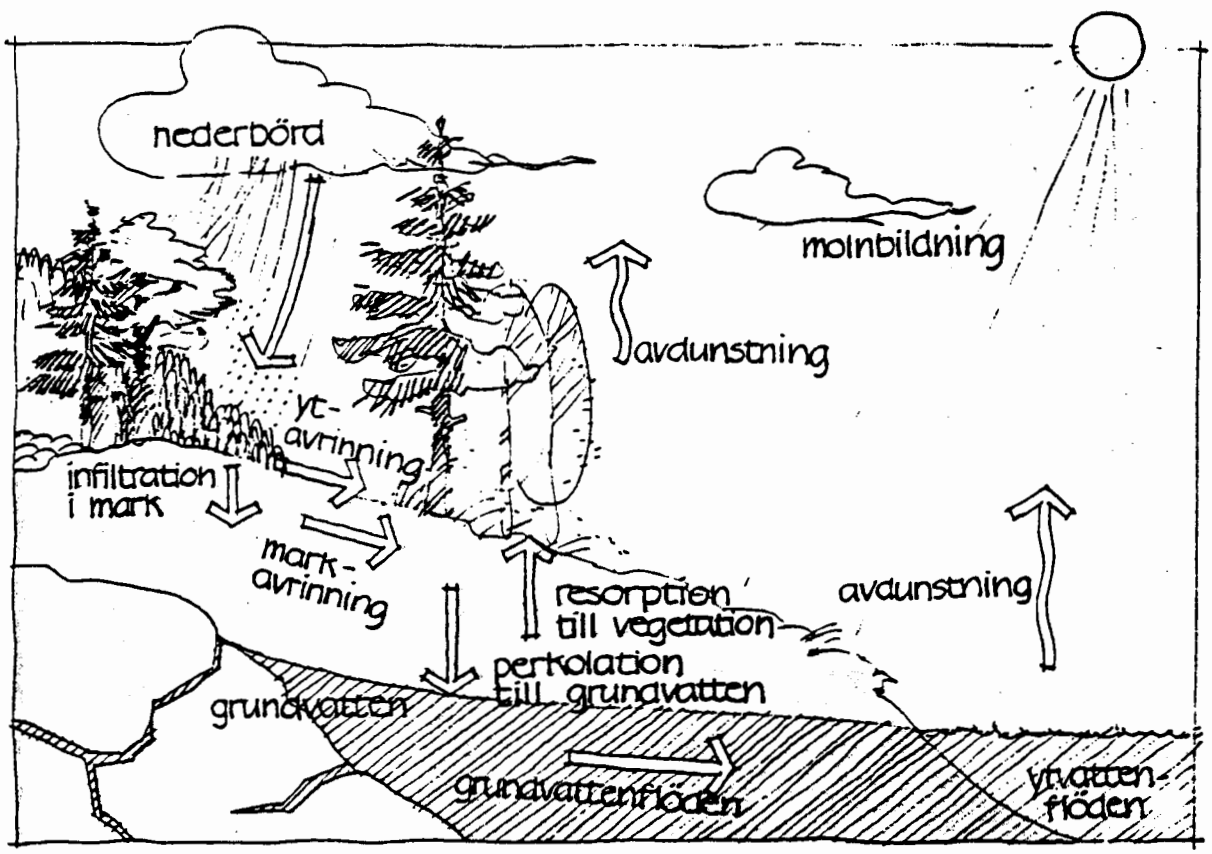
Hydrologiska kretsloppet

Vattnet på vår jord är ständigt i rörelse. Detta beskrivs i det hydrologiska kretsloppet som illustreras i figur 1.
I det hydrologiska kretsloppet ingår inte bara vatten utan även i vatten lösta ämnen såsom koppar krom och arsenik.

Man kan med andra ord upprätta kretslopp för enskilda ämnen med det hydrologiska kretsloppet som bas.

I figur 2, 3 och 4 har kretsloppen för koppar, krom och arsenik illustrerats för Sverige. De ingående parametrarna, deposition, halt i jordlagren, halten i grundvatten och totalt utflöde med ytvatten har även redovisats i tabell 6, 7 och 8.

Figur 1 The Hydrological cycle. (Bjur, Malbert et.al) [11]



Figur 2 The Copper cycle in tons.

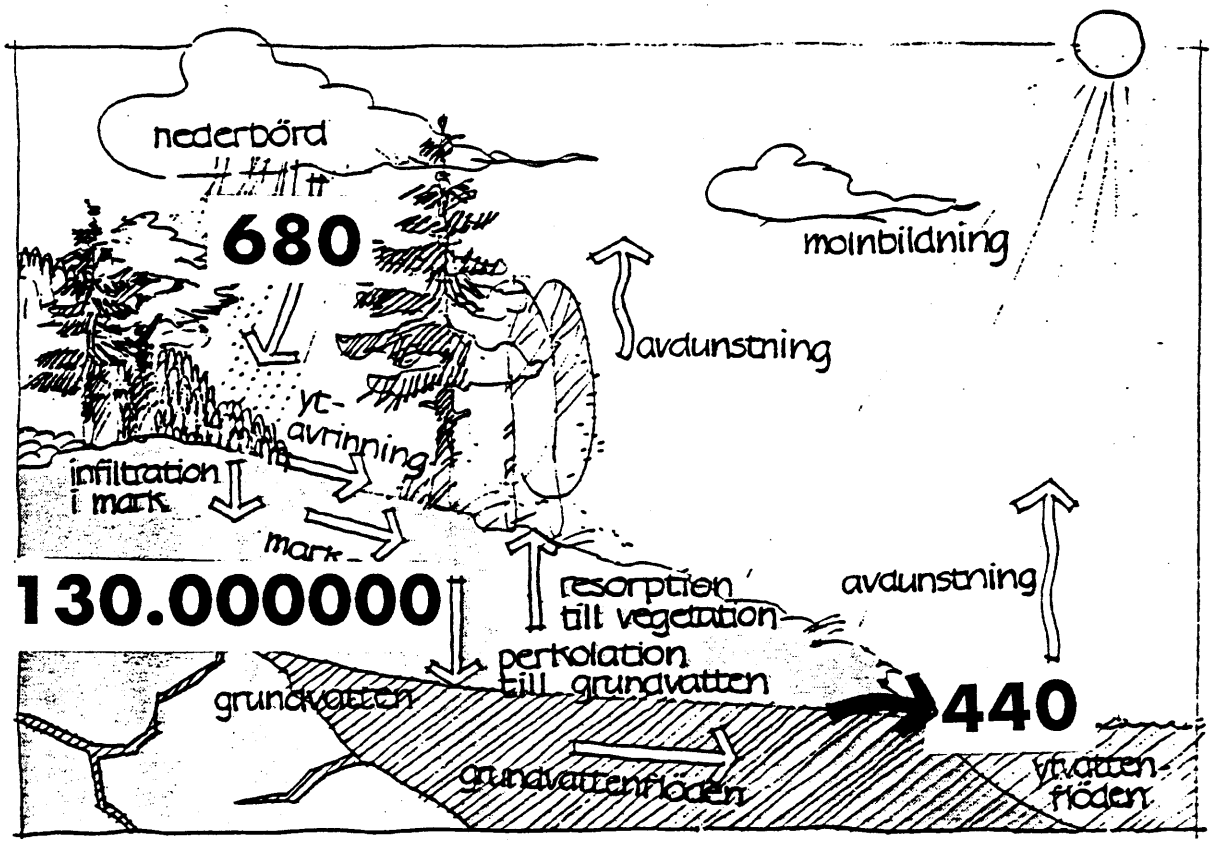


Table 6 Copper in precipitation, soil, groundwater and surface-water.

	Precipitation deposition	Groundpool soil	Ground-water	Surface-water
Quantity	g/ha year	mg/kg (dry sub.)	µg/l	µg/l
	7 - 23	30 - 50	<0,03-29,6	0,2 - 6,1
Total Quantity	tons/year	tons		tons/year
	315-1035	102.000000-170.000000		30 - 855

Figur 3 The Chromium cycle in tons.

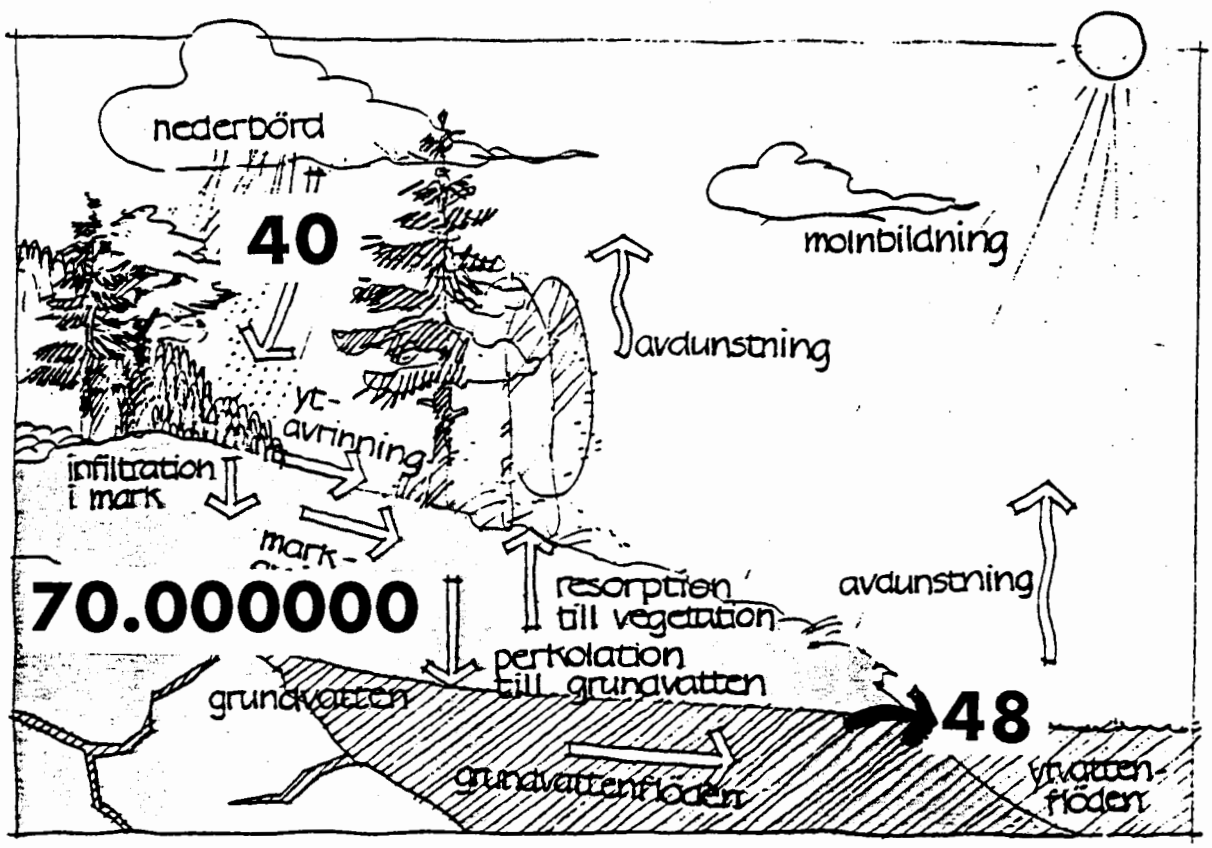


Table 7 Chromium in precipitation, soil, ground- and surfacewater.

	Precipitation deposition	Groundpool soil	Ground-water	Surface-water
Quantity	g/ha year	mg/kg (dry sub.)	µg/l	µg/l
	0,4 - 1,5	10 - 30	0,2 - 3,6	0,1 - 0,55
Total Quantity	tons/year	tons		tons/year
	18 - 68	34.000000-102.000000		15 - 80

Figur 4 The Arsenic cycle in tons.

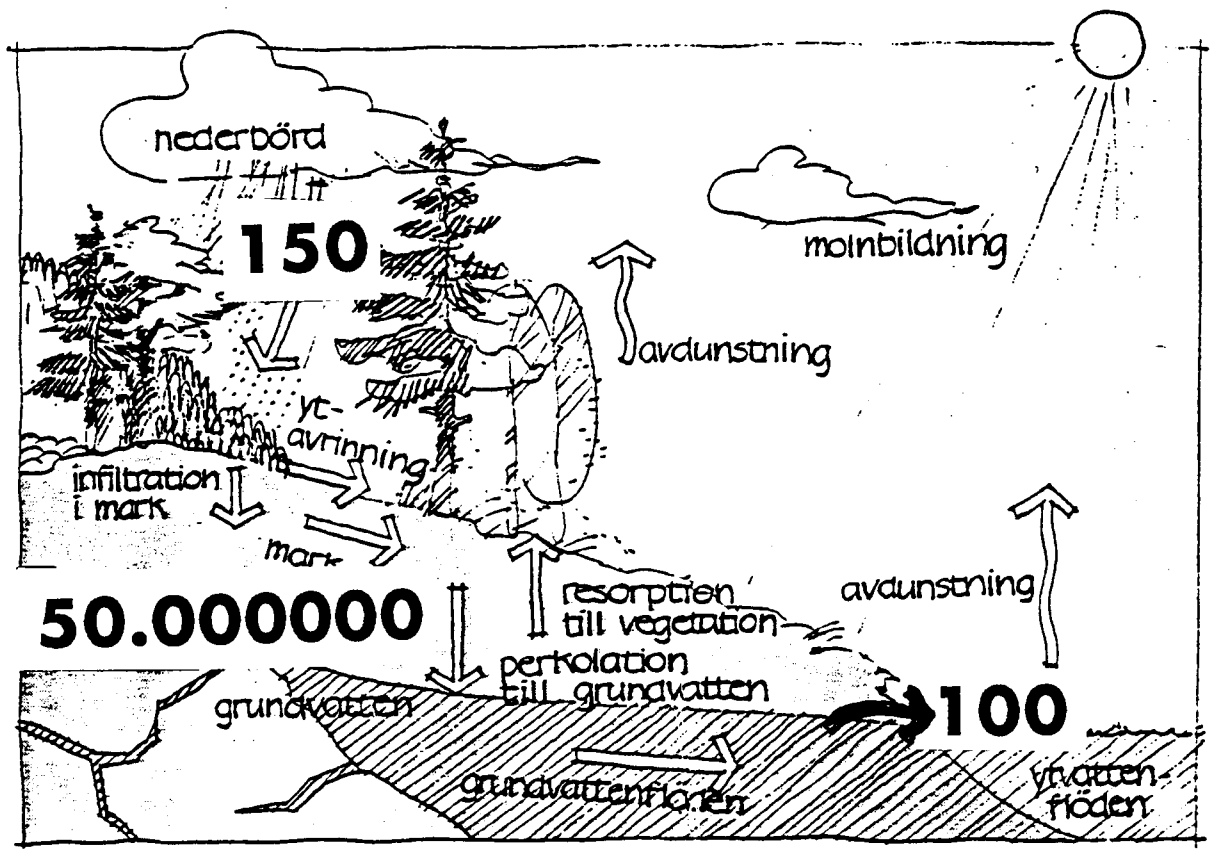


Table 8 Arsenic in precipitation, soil, ground- and surfacewater.

	Precipitation deposition	Groundpool soil	Ground-water	Surface-water
Quantity	g/ha year	mg/kg (dry sub.)	µg/l	µg/l
	0,9 - 5,0	10 - 20	0,6 - 5,0	0,1 - 1,3
Total Quantity	tons/year	tons		tons/year
	45 - 260	34.000000-68.000000		15 - 185

6 *HUR PÅVERKAR FÖRSURNINGEN UTLAKNINGEN AV KOPPAR, KROM OCH ARSENIK ?*

Försurning av svenska jordar är en kontinuerligt pågående process, som fortgått sedan inlandsisen lämnade Sverige. Nederbörden som faller på jordytan har alltid haft ett pH under 7 vilket innebär att den är sur.

Förbränningen av främst fossila bränslen har inneburit en drastisk sänkning av pH-värdet i nederbörden under 1900-talet på grund av främst de svavelföroreningar som släpps ut.

En fara som har uppmärksammats är att tungmetaller i jorden skulle kunna lösas ut av den surare nederbörden och transporteras ned till grundvattnet.

På SGU pågår en omfattande kartering av jordens kemiska innehåll som jämförts med en studie av tungmetallinnehållet i husmossa, som avspeglar nedfallet. [4] Genom att ta fram kvoten mellan metallhalten i det översta jordlagret måren och metallhalten i husmossa kan man konstatera om metallen tillförs måren via atmosfären eller som rotupptag. För koppar och krom gäller att de huvudsakligen tas upp från djupare markskikt.

En studie av metallomsättningen i skogsmark [12] bekräftar att rotupptagningen av koppar och krom är större än totaldepositionen, vilket innebär att mindre tillskott av dessa ämnen från markytan inte har någon betydelse för metallomsättningen i de djupare jordlagren.

Något som också kunde konstateras i SGU:s undersökning var att det i första hand är geokemiska och geologiska faktorer som reglerar förekomsten av olika tungmetaller i jordlagren.

Man har vidare kunnat konstatera att man i områden med försurad jord har noterat en ökad rörlighet av mangan, zink och kadmium. [4]
För koppar gäller att den fastläggs effektivt i rostjordsskiktet.

Grundvattenkemiska undersökningar utförs kontinuerligt på SGU.
Man kan konstatera att kopparhalten i grundvattnet är pH-beroende och stiger märkbart då pH är lägre än 5,7. För krom finns inget samband mellan pH och metallhalt. Det är snarare så att kromhalten sjunker med sjunkande pH. Syretillgången i grundvattnet styr kromhalten i grundvattnet.
Vid dessa undersökningar har man också kunnat konstatera att markens naturliga metallinnehåll har haft en avgörande roll för metallförekomsterna i grundvattnet.

Arsenik skiljer sig som ämne från koppar och krom till sina egenskaper. Beträffande försurningens betydelse för rörligheten av arsenik i jord föreligger motstridiga uppgifter. Såväl ökad adsorbtion till järn- och aluminiumföreningar i jord med sjunkande pH, som minskad adsorbtion med sjunkande pH har rapporterats. Klart är dock att vid starkt sura förhållanden (pH 2,5 - 3) går arsenik i lösning. Så pass sura förhållanden är inte normala i svenska jordlager. [13]

Man kan konstatera att koppars löslighet i vatten är pH-beroende, ju lägre pH desto högre kopparhalt. För krom finns inget samband mellan pH och löslighet i vatten. För arsenik finns inte heller något klart samband mellan pH och löslighet i vatten.

Slutsatsen blir att försurningen kan påverka utlakningen av koppar, men för krom och arsenik är det högst osannolikt. Ett påpekande bör göras. Den koppar som kan lakas ut av försurningen härstammar till helt övervägande del från det naturliga markförråd som finns i jorden.

7 *HUR PÅVERKAS MILJÖN AV DE METALLMÄNGDER SOM KOMMER FRÅN IMPREGNERAT TRÄ ?*

För att kunna göra en bedömning av den eventuella miljöstörning som koppar, krom och arsenik i impregnerat trä utgör bör man klart definiera vilken miljöstörning man är orolig för.

Hanteringen vid impregneringsanläggningarna där den största exponeringen sker har utretts av arbetsmiljöskäl. Därvid framgår att man har läget under kontroll och är inte orolig för de människor som arbetar där.

En farhåga som framförts bland annat från Kemikalieinspektionen är "den storskaliga spridningen av CCA-impregnerat trä". Det innebär att man är orolig för det långsamma utläckage av koppar, krom och arsenik som sker på plats där impregnerat trä placeras.
Det är denna frågeställningen som här kommer att behandlas.

Ett betraktelsesätt som är vanligt är att jämföra de naturliga mängder av ett ämne, bakgrundshalt, som finns i naturen med det tillskott som sker genom mänsklig aktivitet.

Om man jämför de naturliga halterna, mängden av koppar, krom och arsenik som finns i svenska jordar och den totala mängd av dessa ämnen som ingår i impregnerat trä blir resultatet enligt tabell 9.

Table 9 Comparison between background value in Swedish soil of Copper, Chromium and Arsenic and the total quantity of CCA in treated wood..

Substans	Total quantity in Swedish soil	Total quantity Cu,Cr,As in treated wood 1900 - 1990	
	tons	tons	‰ of background value
Copper	102.000000-170.000000	8000	0,08 - 0,05
Chromium	34.000000-102.000000	8000	0,2 - 0,08
Arsenic	34.000000-68.000000	13000	0,4 - 0.2

Som framgår av tabell 9 är de tillskott som tillförs av koppar, krom och arsenik från CCA-impregnering helt försumbara.

Ett annat betraktelsesätt är att jämföra den luftburna mängd koppar, krom och arsenik som tillförs Sverige varje år och det tillskott per år som CCA-impregnering har tillfört.

Impregnering av trä med medel innehållande Cu,Cr och A har utförts sedan år 1900 d.v.s. i 90 år. Vi vet den totala mängden som impregnerats under 90 år.
Vi vet också att större mängder impregnerats under senare år. För att inte underskatta mängden tillförd CCA per år väljer vi att använda tidsperioden 45 år för att erhålla ett värde per år. Tillförda mängder genom CCA-impregnering blir då:

Koppar	155	ton/år
Krom	158	ton/år
Arsenik	251	ton/år

Tillförda mängder genom deposition:

Koppar	1035 - 315	ton/år
Krom	68 - 18	ton/år
Arsenik	260 - 45	ton/år

En jämförelse med de luftburna mängderna ger vid handen att tillförseln från CCA-impregnering är mindre för koppar, högre för krom och i samma storleksordning för arsenik.

En ytterligare fråga som kan ställas är om spillet av koppar, krom och arsenik från CCA-impregnerat virke är mera lättrörligt eller "mera miljöfarligt" än de mycket stora kvantiteter av dessa ämnen som naturligt finns i markpoolen.

De studier som utförts på SGU angående tungmetallers rörlighet i jord och dess ursprung visar tydligt att det för koppar och krom är markpoolen som är den huvudsakliga källan för växternas rotupptag och inte de mängder som tillförs som nedfall.
Ett likartat betraktelsesätt för tillförd koppar och krom från CCA-impregnerat trä tyder på att även detta har en marginell betydelse."

För arsenik har man inte samma underlag men man kan konstatera att arsenik fastläggs huvudsakligen genom adsorbtion på jordkolloider och även fastläggs med järn- och alumniumoxid i markprofilen i de övre jordlagren [14] [15]

Ett viktigt konstaterande i SGU-undersökningen är också att "det är i första hand de geokemiska och geologiska faktorerna som reglerar förekomsten av olika tungmetaller i jordlagren".

Mot bakgrund av de fakta som tagits fram i denna utredning kan konstateras att påverkan på miljön av de mängder koppar, krom och arsenik som kommer från impregnerat trä är av marginell betydelse.

RAGN-SELLS MILJÖREVISION AB

Göran Bergman
Fil.lic. Hydrogeolog

REFERENSER

[1] De Geer J., Aastrup M., 1979. Geologisk Hydrogeologisk Geokemisk undersökning vid impregneringsverket i Strömsholm, Västmanlands län. SGU.

[2] Ross H,. 1988. Övervakning av tungmetallhalter i nederbörden. Meteorologiska institutionen, Stockholms Universitet.SNV rapport 3650.

[3] Bergman G., Westling O.,1989. Sammanställning av mätdata för nederbörd, deposition, krondropp, markvatten, grundvatten och ytvatten för åren 1986-88. Delrapport Regional Försurning Södermanland. IVL 1989-11-27.

[4] Monitor 1987. Tungmetaller - förekomst och omsättning i naturen. SNV.

[5] Aastrup M., Johnson J., 1987. PMK-grundvatten. Lägesrapport april 1987. SGU.

[6] Fagerlind T., 1990. Opublicerat material från 280 brunnsanalyser.

[7] Lithner G., 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. SNV Rapport 3628.

[8] SNV PM 1424. Koppar i miljön.

[9] Loberg B.,1980. Geologi

[10] Hägg G.,1964. Allmän och oorganisk kemi.

[11] Bjur H., Malbert B., m.fl. 1982. LoVA.SNV,BFR.

[12] Bergkvist B., 1986. Metal fluxes in spruce and beech forest ecosystems of South Sweden. Avhandling, Lunds universitet.

[13] Solyom P., Mideus H., 1983. Litteraturundersökning över arsenikspridning i samband med träimpregnering. IVL-rapport B 738.

[14] Fuller W.H., 1977. Movement of selected metals, asbestos and cyanide in soil - Application to Waste disposal problems. Dep, of Soil and Water Eng., Univ of Arizona, Tucson, NTIS. No Pb-266905.

[15] Bergman G.,1983. Analys av jord och grundvatten vid tre impregneringsverk i Sverige. IVL-rapport B 738.

[16] Melin R.,1970. Hydrologi i Norden.

Helsefare ved saltimpregnering med CCA (kobber, krom, arsen)

David Ryberg og Aage Haugen

Statens Arbeidsmiljøinstitutt
1992

201

INNHOLDSFORTEGNELSE

		side
	SAMMENDRAG	1
1.	CCA-IMPREGNERING	3
	1.1. Impregneringsprosess	
	1.2. Impregneringskjemi	
	1.3. Utvasking av CCA	
2.	EKSPONERING	5
	2.1. Arbeidsoperasjoner som medfører eksponeringsrisiko	
	2.2. Måling av eksponering	
	2.2.1. Luftmålinger	
	2.2.2. Biologiske eksponeringsindikatorer	
	2.3. Administrative normer	
3.	TOKSIKOKINETIKK	9
	3.1. Krom	
	3.1.1. Opptak og metabolisme	
	3.1.2. Utskillelse	
	3.2. Arsen	
	3.2.1. Opptak og metabolisme	
	3.2.2. Utskillelse	
	3.3. Kobber	
	3.3.1. Opptak og metabolisme	
	3.3.2. Utskillelse	
	3.4. CCA	
4.	ORGAN EFFEKTER	13
	4.1. Hud	
	4.2. Øyne	
	4.3. Luftveier	
	4.4. Nyre	
	4.5. Lever	
	4.6. Blod, bloddannende organer og blodsirkulasjon	
	4.7. Mage-tarmkanal	
	4.8. Perifere nervesystem	
5.	REPRODUKSJONS EFFEKTER	19
6.	GENTOKSISKE EFFEKTER	20
	6.1. Krom	
	6.2. Arsen	
	6.3. Kobber	

7. KREFTFREMKALLENDE EFFEKTER 21
7.1. Krom
7.2. Arsen
7.3. Kobber
7.4. Trestov
7.5 CCA

8. VURDERING AV HELSEFARE 25

9. REFERANSELISTE 28

Sammendrag

Impregneringsvæsken består av vandig løsning av dikromatsyre ($H_2Cr_2O_7$), arsensyre (H_3AsO_4) og kobber (Cu^{2+}). Bruk av CCA som impregneringsmiddel baserer seg på de biocide egenskapene til kobber (Cu(II)) og arsen (As(V)). Krom brukes hovedsakelig for å fiksere kobber og arsen i treverket samt for å bevare strukturen i treet. Fiksering av CCA i treverket er avhengig av at kromat (Cr(VI)) omdannes til krom (Cr(III)). Denne reaksjonen tar fra noen dager til flere uker avhengig av bl. a. temperatur under lagring. En sikker handtering av impregnert treverk er avhengig av at denne prosessen er fullendt.

Eksponering for CCA skjer hovedsakelig ved direkte hudkontakt med impregneringsvæske eller ufiksert treverk og ved innånding av CCA-holdig trestøv eller damp. Luftmålinger fra en rekke impregneringsverk viser at eksponeringene for CCA generelt ligger lavt, ofte betydelig under de yrkeshygieniske grenseverdiene. Et unntak kan være dampen som slipper ut ved åpning av kjelen. Flere undersøkelser har vist at dampen kan inneholde betydelige konsentrasjoner av CCA, men dette utslippet er kortvarig og varierer betydelig. Det finnes ingen registreringer på hudeksponeringer siden pålitelige målemetoder mangler. Noen undersøkelser har vist at arbeidere i CCA-impregneringsverk har høyere total eksponering for arsen og krom enn arbeidere som ikke er eksponert for CCA.

Flere undersøkelser har ikke kunnet påvise akutte eller kroniske forgiftninger knyttet til arbeid i CCA-impregneringsverk. Eksponeringsdata som foreligger fra impregneringsindustri tilsier imidlertid at effekter på hud og slimhinner samt allergiske reaksjoner kan forekomme, men omfanget er dårlig kartlagt. Relevante akutteffekter ved hudeksponering for CCA-væske er kromsår og hudirritasjon. Langtidseksponering for CCA-holdig væske medfører risiko for utvikling av allergisk kontakteksem, men vortedannelse og forandringer i hudens pigmentering og tykkelse kan også forekomme.

Spontan neseblødning, sårhet i hals og tungpust errapportert ved høye og gjentatte eksponeringer for av støv dannet under bearbeiding (saging, boring etc.) av CCA-impregnert treverk. Ved eksponering over lengre tid kan det utvikles kronisk arsenforgiftning. CCA-holdig støv kan utløse astma og allergiske reaksjoner hos disponerte individer. Det er grunn

til å understreke viktigheten av gode hygieniske forhold ved bearbeiding av CCA-impregnert treverk i yrkessammenheng.

Sprut av impregneringsvæske virker irriterende på øyne og kan gi skade på hornhinnen. Gjentatte eksponeringer for CCA-holdig væske og støv vil kunne gi øyekatarr. Brenning av CCA-impregnert treverk medfører frigjøring av arsenholdig røyk. Asken er giftig på grunn av høyt innhold krom (Cr(VI)) og arsen (As(V)).

CCA-impregneringsvæske bør behandles som kreftfremkallende. Epidemiologiske data viser at eksponering for arsen og kromat (seksverdig krom) innebærer risiko for utvikling av hud- og lungekreft. Det finnes imidlertid ingen rapporter om økt kreftrisiko i CCA-industri. CCA-holdig trestøv kan virke kreftfremkallende på grunn av innholdet av tungtløselig arsen. Også andre stoffer i trestøvet er mistenkt å være kreftfremkallende. Det er imidlertid ikke utført epidemiologiske studier med utgangspunkt i kreftrisiko og CCA-holdig støv. Bearbeiding av CCA-impregnert treverk bør skje under gode hygieniske forhold.

1. CCA-impregnering

1.1. Impregneringsprosess

I hovedtrekk består prosessen av 2 trinn:

1. Behandling med impregneringsvæske
2. Kjemiske fikseringsreaksjoner i treverket under tørking og lagring

Det finnes ingen klare kriterier på når fikseringsreaksjonene er avsluttet. I praksis regnes treverket som ferdig fiksert når det er blitt tort (vanninnhold ca. 25%).

Prosessen starter ved at treverket blir spent fast på skinnegående vogn som blir skjøvet inn i trykksylinderen. Inntrengning av impregneringsvæske skjer under overtrykk og med temperatur på 20-25°C. Impregneringsvæsken består av ca. 2% vandig løsning av oksider av arsen, krom og kobber. I væsken vil krom foreligge som $Cr_2O_7^{2-}$ og $HCrO_4^-$, arsen som $H_2AsO_4^-$ og kobber som Cu^{2+}. Fungisider mot muggsopp kan også tilsettes, men sammensetning av disse er ikke oppgitt. Væsken lages fra en gelaktig pasta med 55-75% oksidinnhold. Pastaen kommer på 100 kg fat og må punkteres manuelt før automatisk utblanding. En typisk sammensetning av pasta er 34% As_2O_5, 15% CuO og 27% CrO_3 (K33 type salt). Overskudd av væske i treverket fjernes ved at sylinderen settes på vakuum, men noe vil også dryppe av på avrenningsplatting utenfor sylinderen. Etter at vogna er trukket ut av sylinderen, blir det våte treverket spent løs og fraktet med truck til tørkerom eller utendørs lagringsplass.

Saltimpregnert tre produseres i tre kvaliteter etter Nordisk Standard (INSTA 140). Innholdet av CCA i klasse A, AB og M er henholdsvis 12 kg/m^3, 5 kg/m^3 og 24 kg/m^3. (Mengde CCA refererer seg til yteved volumet og ikke til totalvolumet).

1.2. Impregneringskjemi

Bruk av CCA som impregneringsmiddel baserer seg på de biocide egenskapene til kobber (Cu(II)) og arsen (As(V)). Krom brukes hovedsakelig for å fiksere kobber og arsen i treverket samt for å fiksere og styrke strukturer i treet. Denne fikseringen ønskes først når saltene er

trengt godt inn i treverket. Dette oppnaes ved at krom er tilstede i lettløselig seksverdig form (Cr(VI)) i fikseringsvæsken. Etter inntrenging i treverket reagerer Cr(VI) med reduserende stoffer som lignin og cellulose i treet og blir omdannet til treverdig krom (Cr(III)). Treverdig krom danner så en rekke tungtløselige komplekser hvor både komponenter i treet, kobber og arsen inngår. Det er også mulighet for dannelse av tungtløselige komplekser av Cr(VI). Etter utfelling av kobber og arsen skjer det en langsom omdanning av kompleksene til mer stabile former som ytterligere reduserer muligheten for utvasking av saltene.

1.3. Utvasking av CCA

Reduksjonen av Cr(VI) til Cr(III) i treverket har en avgjørende betydning for fikseringsprosessen. Før denne reduksjonen er ferdig kan både kobber, krom og arsen i vesentlig grad vaskes ut av treverket. Den primære fikseringsprosessen knyttet til dannelse av Cr(III)-komplekser kan pågå fra en dag til over en måned. Temperaturen under tørking og lagring har stor betydning for kinetikken i denne prosessen. Ved 20°C kan reaksjonen være over på 3-5 dager. I frosset treverk vil den nesten helt stoppe opp. En sikker handtering av impregnert treverk er i stor grad avhengig av at den primære fikseringsprosessen er avsluttet. Det er vanlig at fikseringsprosessens avslutning knyttes til treverkets vanninnhold og ikke til kjemiske forhold som f. eks. mengde av Cr(VI) i treet. Dette er en klar ulempe som innebærer risiko for at ufiksert materiale kan taes i bruk og dermed risiko for hudkontakt med CCA.

Selv etter dannelse av stabile metallkomplekser i treverket vil det kunne skje en viss utvasking av CCA. Undersøkelsen tyder på at arsen er lettest utvaskbar (1,2). Finske data viser at 10 år gamle stolper som står i bakken kan ha et tap av arsen på 30% ved bakkenivå, mens tapet av kobber og krom var henholdsvis 20% og 25%. Tapet varierte betydelig i ulike deler av stolpen (2). Forøvrig er det også vist at lav pH eller økt saltinnhold i vannet kan øke utvasking av CCA fra treverket (3,4).

2. Eksponering

2.1. Arbeidsoperasjoner som medfører eksponeringsrisiko

Eksponering for CCA skjer hovedsakelig ved direkte hudkontakt med impregneringsvæske eller innånding av CCA-holdig støv. Risiko for kontakt med impregneringsvæske vurderes som relativ høy i forbindelse med uttak av vått trevirke fra kjelen. Eksponering for CCA-holdig støv er trolig mest aktuelt for personell som arbeider med omstrøing og pakking av impregnert virke. En rekke undersøkelser viser at det er liten fare for innånding av CCA-holdige damp i forbindelse med saltimpregnering. Ett viktig unntak er ved åpning av kjelen hvor dampen som slipper ut kan inneholde betydelige mengder CCA (Tabell 1).
Dette utslippet skjer imidlertid meget lokalt og over kort tid.

Tabell 1 Prøvetaking i damp fra sylinderåpningen etter impregnering

Prøve	Prøvetakings-tid (min)	Totalstøv mg/m^3	Arsen mg/m^3	Kobber mg/m^3	Krom mg/m^3
A	8	0	0	0	0
B	17	0.6	0.07	0.06	0.06
C	6	5.3	1.3	0.72	0.81
D	7	4.7	0.98	1.0	1.1
E	8	7.3	2.0	1.0	1.1
F	7	0.3	0	0.0008	0.0004
G	7	3.6	1.4	0.66	0.71

Det er tatt prøver på 3 parallelle filtre for hver prøvetaking.
Prøvene A-G er tatt etter avslutning av forskjellige impregneringer. Det er impregnert med Boliden K33. (Dataene er hentet fra referanse 5).

Aerosoldannelsen i kjelen ser ut til å variere betydelig under forskjellige impregneringer. Det er kjent at luftinnholdet i treverket er en vesentlig faktor ved aerosoldannelsen (6). Flere undersøkelser har ikke klart å påvise forhøyet CCA innhold i dampen som slipper ut ved

åpning av kjelen (5.7.8). Dette kan skyldes god utluftning av kjelen før åpning, men det kan også skyldes den tekniske utførelsen av prøvetakingen.

Luftmålinger på impregneringsverk viser at konsentrasjoner av CCA generelt ligger lavt og kommer ikke opp mot de verdiene som er målt i dampen fra kjelen (Tabell 2 og 3). Luftkonsentrasjonene ser imidlertid ut til å være høyere om sommeren enn om vinteren (Tabell 2). Dette henger trolig sammen med økt støvdannelse om sommeren.

TABELL 2 Måleresultater fra svensk impregnerinsverk

Sted	Prøvetakings-tid (timer)	Totalstøv mg/m^3	Arsen mg/m^3	Kobber mg/m^3	Krom mg/m^3
Blanding av impreg.væske	2.7	0.2	0.008	0.005	0.005
Kjelearbeidere	6.7 13.2*	0.1 3.7	0.004 0.02	0.003 0.02	0.003 0.02
Truckfører	7.2 12.5*	0.1 0.8	0 0.004	0.000 0.003	0.0002 0.003
Strølegging	5.5 13.8*	0 1.8	0 0.004	0 0.004	0 0.004

* Prøvene er tatt i mai 1978. De andre prøvene er tatt i november 1977.
(Dataene er hentet fra referanse 5).

TABELL 3 Måleresultater fra et norsk impregneringsverk

Arbeidsoperasjon	Arsen mg/m^3	Kobber mg/m^3	Krom mg/m^3
Åpning av sylinder	<0.003	<0.002	<0.002
Tørkekammer	<0.004	<0.002	<0.002
Utenfor pakkeri	<0.004	<0.002	<0.002
Impreg.operatør	<0.006	<0.003	<0.003
Friluft, Hønefoss	<0.004	<0.002	<0.002

(Dataene er hentet fra referanse 8).

På utstyr og gulv i impregneringshall og på bakken utenfor kjelen vil det etter hvert avsettes impregneringsstoffer som utgjør en eksponeringsrisiko. Rutinemessig renhold med vannspyling er derfor viktig. I forbindelse med renhold vil det også være mulighet for CCA-eksponering.

Transport og handtering av pastafat medfører en viss risiko for uhell hvor mennesker kan komme i kontakt med konsentrert CCA. Pastaen er giftig og sterkt etsende. Ved kontakt med enkelte metaller som aluminium og sink, vil det utvikles meget giftig arsin gass.

Handtering av impregnert trevirke hvor fikseringsprosessen er fullstendig, representerer trolig liten eller ingen eksponeringsrisiko. Man kan ikke helt utelukke at det finnes rester av løselige former av CCA på overflaten (Tabell 4), men faren for dette avtar med tiden og når trevirket utsettes for nedbør.

TABELL 4 Innhold av CCA i avstryk fra impregnerte stokker

Behandling*	Arsen µg/70 cm^2	Kobber µg/70 cm^2	Krom µg/70 cm^2
Tørre stokker	41	13	65
Nyimpreg.stokker	7.1 64 280	5.9 55 290	21 65 300

* Overflaten er vasket med vann etter impregneringen. Stokkene er impregnert med CCA type C. Variasjon i As, Cu, Cr i nyimpregnerte stokker tilskrives variasjon i vasking etter impregnering. (Dataene er hentet fra referanse 7).

Andre undersøkelser viser at utvaskbar Cr(VI) fra overflate 6 dager etter impregnering og lagring ved 20-25°C er svært lav (9), antagelig mindre enn 1 µg/70 cm^2 (10).

Bearbeiding av impregnerte stokker betyr ofte dannelse av CCA-holdig trestøv. Målinger foretatt med personbårne totalstøvfiltre har vist arsenverdier i område 0.0006 - 0.045 mg/m^3 i dansk treindustri hvor det ble brukt impregnert treverk (11).

Sterk oppvarming av CCA impregnert trevirke (brenning, sveising) vil medføre betydelig frigjøring av giftige arsenholdige gasser. Asken etter brenning av impregnert treverk inneholder både arsen og løselige Cr(VI) forbindelser.

2.2. Måling av eksponering

2.2.1. Luftmålinger

Totalinnhold av kobber, krom og arsen i luft (støv og damp) bestemmes ved prøvetaking på filter, syreoppslutning og måling med atomabsorpsjonsspektrometri eller plasma emisjonsspektrometri. Måling av Cr(VI) gjøres på lignende måte, men det brukes andre filtre og oppslutningsprosedyrer. Metodene bør kunne gi pålitelige målinger av total krom på nivå av 0.1 µg/m^3 eller bedre.

2.2.2. Biologiske eksponeringsindikatorer

Måling av CCA i luft vil reflektere inhaleringseksponering. Det finnes ingen tilsvarende metode for registrering av hudeksponering. Man har derfor forsøkt å finne fram til stoffer utskilt i urin og som kan være en indikator på den totale eksponeringen. Fire slike indikatorstoffer er aktuelle i forbindelse med CCA-impregnering. Disse er arsen, krom, $ß_2$-mikroglobulin og ß-glukuronidase (12,13,14). Måling av alle disse stoffene i urin innebærer feilkilder og begrensninger som det må taes hensyn til under tolkningen av data.

TABELL 5 Korrigerte gjennomsnittsnivåer av arsen i urin hos grupper av CCA eksponerte personer

	Arsen µg/l As i urin
Kontrollgruppe (ueksponert)	72
Truckfører, lagerroms-arbeidere, pakkeriarbeidere	122 (P<0.001)
Kjelearbeidere	108 (P<0.001)

(Dataene er hentet fra referanse 13).

2.3. Administrative normer

Folgende normer (NGV) er gitt i den norske listen "Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære" 1991 og den svenske listen "Hygieniska gränsvärden" 1989:

		norske	svenske
Arsen	mg/m^3	0.01	0.03
Kobber (støv)	"	1	1
Krom, treverdig	"	0.5	0.5
Krom, seksverdig	"	0.02	0.02
Trestøv	"	2	3

Både arsen, seksverdig krom og trestøv er klassifisert som kreftfremkallende, seksverdig krom også som allergifremkallende. Arbeid med CCA innebærer altså risiko for eksponering av flere kreftfremkallende stoffer samtidig. Dette gjør det aktuelt å vurdere samvirkende og additive effekter og dermed reduksjon av grenseverdier.

3. Toksikokinetikk

3.1.Krom

3.1.1. Opptak og metabolisme

Opptak av krom kan skje gjennom hud, luftveier og mage-tarmkanalen. Opptaket er i vesentlig grad avhengig av i hvilke kjemiske former krom foreligger. I forbindelse med CCA-impregnering kan disse grupperes som Cr(III) komplekser, lettløselige Cr(VI) forbindelser og tungtløselige Cr(VI) forbindelser.

Opptak av krom gjennom hud skjer i hovedsak bare med lettløselige Cr(VI) forbindelser (15,16). (Her er det altså snakk om hudkontakt med impregneringsvæske eller nyimpregnerte vått treverk). En vesentlig del av Cr(VI) vil reduseres til Cr(III) i huden og effektivt bindes der (17,18). Resten vil kunne via blodet transporteres til forskjellige organer. Seksverdig krom vil ganske raskt reduseres til Cr(III) i organismen og danne stabile komplekser med cellekomponenter og metabolitter (19). Denne reduksjonen kan skje i alle organer, også i blodet. Huden utgjør en betydelig bedre barriere mot opptak av Cr(VI) enn lungene.

Innånding av kromholdig (Cr(III) og Cr(VI)) materiale i form av støv eller damp er en viktig eksponeringskilde i impregneringsverk. Lettløselige Cr(VI) forbindelser og visse Cr(III)-komplekser vil kunne passere over til blodbanen og transporteres rundt i organismen som nevnt ovenfor (20-23). Det kan også skje en betydelig reduksjon av Cr(VI) til Cr(III) i lungene. Slik Cr(III) vil sammen med innånding av Cr(III)-holdig støv kunne ligge i lungene over lang tid (24-26). Undersøkelser på kromarbeidere har vist at krom kan akkumuleres i lungene og ligge der over mange år (26,27).

Opptak av krom gjennom mage-tarmkanalen skjer vanligvis ved svelging av partikulært materiale. Fordi magesekken har høy surhetsgrad, vil krom foreligge hovedsakelig som Cr(III)-komplekser i tarmen. Opptaket av slike komplekser er lavt, og hoveddelen vil skilles ut i avføringen (28).

3.1.2. Utskillelse

Etter opptak i organismen vil alt krom etter kort tid foreligge som Cr(III) komplekser med cellekomponenter og metabolitter (19,28). Noen av disse kompleksene kan være svært stabile, og reteneres i kroppen over mange år, men hoveddelen ser ut til å bli skilt ut etter relativt kort tid (dager) (23,29,30). Dyreforsøk har vist at krom hovedsakelig skilles ut gjennom nyrene, men noe går også via galle i avføringen (20,25).

3.2. Arsen

3.2.1. Opptak og metabolisme

Løselige uorganisk As-forbindelser taes opp relativt raskt gjennom mage-tarmkanal og lungene (31,32). Tungtløselige arsen-forbindelser har en betydelig lengre halveringstid i lungene og mage-tarmkanalen (31-33). Undersøkelser i smelteverkindustrien kan tyde på at arsen binder seg sterkt til lungevevet (34). Løselige As-forbindelser kan trolig passere gjennom huden, men opptaket er dårlig kartlagt (35).

Etter opptak i organismen kan As(V) omdannes til As(III). Dette skjer ved kontakt med reduserende stoffer i blod og vev. As(III) kan deretter gjennomgå en enzymatisk metylering til monometylarsonsyre (MMA) og dimetylarsinsyre (DMA) i leveren (36-39). Forsøk har vist at effektiviteten i metylering av As(III) avtar med økende dose (39).

Løselig As(III) har høy affinitet til tiol-grupper i proteiner og metabolitter (40). En rekke enzymer vil derfor hemmes av As(III) (40), og arsen vil kunne akkumuleres i hud, hår og negler som har høyt tiolinnhold. As(V) vil i betydelig mindre grad bindes i vev. As(V)-ionene kan imidlertid erstatte fosfat i en rekke enzymkatalyserende reaksjoner (41). Dette er en viktig cytotoksisk mekanisme for As(V). Dette er også grunnen til at As(V) vil kunne akkumuleres i beinvev. Siden As(V) kan omdannes til As(III) vil eksponering for As(V) gi opphav til de samme toksiske reaksjoner som As(III), om enn i noe mindre utstrekning (42).

As(III) har generelt høyere toksisitet enn As(V). LD_{50}-verdiene for mus er 0.13 mmol/kg og 0.5 mmol/kg for henholdsvis As(III) og As(V)(43). Mennesker er mer følsomme for arsen enn de fleste forsøksdyr. Dette skyldes lavere effektivitet i metyleringen. Dannelse av metylerte As-forbindelser representerer en avgiftning, siden MMA og DMA har lavere toksisitet, høyere utskillelse og lavere binding til vev enn As(V) og As(III) (40,44).

3.2.2. Utskillelse

As-ioner skilles hovedsakelig ut i urinen, og i mindre grad i avføringen, morsmelken, svette og via lungene. Normalt finnes ganske små mengder As i urinen (inntil 0.15 mg/l). Forsøkspersoner som har inntatt ^{74}As (0.01 µg As(V) pr. person) utskiller 38% av dosen i løpet av 48 timer og 58% i løpet av 5 døgn (45). Forsøkspersoner som har inntatt 500 µg As(III) utskiller 33% i urinen innen 48 timer og 45% innen 4 døgn (46). Ved opptak av høye doser utskilles As også i avføringen. Utskillelseshastigheten er ulik for ulike As-forbindelser. Utskillelsen av As synes å være avhengig av metyleringshastigheten siden metylerte metabolitter utskilles raskere enn uorganisk As.

Siden de fleste As-forbindelsene har kort halveringstid avspeiler As i urinen eksponeringen de foregående dagene. Forutsatt at personen ikke har spist fisk eller skalldyr (krabbe, hummer), som inneholder organisk bundet As, kan totalinnholdet av As i urinen gi et mål på eksponering på gruppebasis. Organiske arsen-forbindelser som arsenobetain og arsenokolin utskilles raskt i urinen. Den biologiske halveringstiden er kortere enn for uorganisk arsen. Det finnes ingen enkel metode til å skille arsen fra fisk og metabolitter fra uorganisk arsen i biologiske prøver. Dette er viktig siden inntaket at fisk kan medføre høye arseninnhold i blod

og urin. F. eks. har personer som bor langs kysten av Norge med høyt forbruk av fisk betydelig høyere gjennomsnittlig serumsverdier for arsen (0.09-0.24 µmol/l) enn personer i Innlands-Norge (0.01-0.04 µmol/l).

3.3. Kobber

3.3.1. Opptak og metabolisme

Studier viser at en viss fraksjon av lettløselig Cu(II) som inhaleres kan taes opp i blodbanen (47). Opptak av kobber i lungene er imidlertid dårlig kartlagt. Ved små doser blir mer enn 50% absorbert i mage-tarmkanalen, men ved økende doser er opptaket forholdsvis mindre (48). Kobber taes i liten grad opp gjennom huden. Derimot kan kobber bindes til hudproteiner, spesielt ved skader i huden (49).

Kobberkonsentrasjon i blodplasma hos friske mennesker er 12-22 umol/l. Absorbert kobber tas hovedsakelig opp i leveren hvor det bindes til metallotionein. Det finnes også flere enzymer hvor bundet kobber er essensielt for funksjonen. Fysiologisk finnes kobber hovedsakelig som enverdig, men den toverdige formen kan også forekomme.

3.3.2. Utskillelse

Urin inneholder små mengder kobber. Hovedutskillelsen av kobber foregår via gallen (47). På vanlig kost utskilles pr. døgn ca. 10 µmol i gallen. Den daglige kobbermengden i avføringen tilsvarer omtrent det daglige kobberinntak (ca. 30 umol). Hos mennesker er ca 10% av dosen utskilt etter 3 døgn ved intravenøs injeksjon (50).

3.4. CCA

Innånding av CCA i lettløselig form (damp) vil trolig gi et høyere opptak av krom og arsen i blodbanen enn ved eksponering for de rene stoffene. Dette henger sammen med stoffenes giftighet og at de konkurrerer om de samme elektrondonorer og bindingsseter i lungene. Ved inhalering av CCA-holdig trestøv vil støvets skjebne i lungene være avhengig bl.a. av partikkelstørrelsen, respirasjonsfrekvens og trestøvets evne til å oppta vann (hygroskope egenskaper). Partikler større enn 10-15 µm i diameter vil hovedsakelig avsettes i nesen. Av partikler på 2 µm i diameter vil anslagsvis 60% avsettes i nesen mens partikler mindre enn 1 µm avsettes i de nedre deler av luftveiene. Partikler mindre enn 5 µm er respirable og kan

nå bronkiene og lungene (51). En meget stor del av trestøvet vil p.g.a. partikkelstørrelsen i trestøv oppfanges og deponeres i de øvre luftveier under forutsetning av at man puster hovedsakelig gjennom nesen. Partikler som avsettes i luftveiene vil kunne elimineres av det såkalte mukociliære transportsystem, hvorved lungesekret gjennom cilienes (flimmerhårenes) bevegelse, frakter partikler og sekret fra lungene opp gjennom luftveiene. Flere faktorer er vist å hindre eliminasjonen som f.eks. svoveldioksyd og formaldehyd i de øvre luftveier, og kronisk bronkitt, astma eller tobakksrøyk gir nedsatt transport av partikler opp fra de nedre luftveier. Det er grunn til å anta at impregnert støv vil være mer motstandsdyktig mot oppløsing i lungevevet enn ikke impregnert støv. Det vil skje en langsom lekkasje av CCA-stoffer ut i lungevevet.

4. Organeffekter

4.1. Hud

CCA-holdig impregneringsvæske er etsende. Den inneholder stoffer som virker irriterende på hud og slimhinner og kan indusere overfølsomhet (allergi). Kontakt med CCA-holdig impregneringsvæske eller nyimpregnert vått trevirke medfører risiko for dannelse av kromsår, forandringer i hudens pigmentering og tykkelse, vorter, akutt irritasjonseksem, allergisk kontakteksem, kronisk eksem og hudkreft.

Kromsår kan oppstå etter hudkontakt med Cr(VI) forbindelser, spesielt dersom huden er skadet (kutt, risp, avskrapninger) (52,53). Sårene dannes ofte ved neglrot, fingerledd og bak på hånden. De heles ganske langsomt og vil gi arrdannelse (54).

Akutt irritasjonseksem vil kunne utvikles ved kontakt med CCA-væske. Både syreegenskapene, krom, kobber og arsen vil kunne bidra i denne reaksjonen (55). Eksemet arter seg som små, kløende væskefylte blærer. Huden blir rød og væskefylt og etterhvert tørr, skjellet og fortykket. Eksemet utvikler seg oftest etter mange gjentatte eksponeringer (55).

Både kromsår og irritasjonseksem fører til skader i huden som øker muligheten for at krom

kan trenge inn i underhuden og binde seg til proteiner. Dette er en nødvendig (men ikke tilstrekkelig) betingelse for utvikling av overfølsomhet for krom. Løselige Cr(VI) forbindelser har vist seg å være betydelig mer potente enn Cr(III)-forbindelser (56). Dette henger trolig sammen med evnen til å trenge inn i huden. Når først overfølsomheten er utviklet, kan trolig også Cr(III)-forbindelser utløse den allergiske reaksjonen.

Allergisk kontakteksem arter seg som tørr, rød, væskefylt kløende hud. Når først overfølsomheten er utviklet, trenges det svært små mengder krom for å utløse reaksjonen. Overfølsomheten vil holde seg i mange år, sannsynligvis livet ut. Den allergiske reaksjonen vil typisk være noe forsinket i forhold til eksponeringstidspunktet, og gå tilbake etter noen dager (hvis eksponeringen opphører). Ved hyppige, gjentatte eksponeringer kan det utvikles kronisk eksem (54,56).

Betydning av arvelig disposisjon for utvikling av krom-allergi hos mennesker er uklar. Dyreforsøk har imidlertid vist at slik disposisjon er vesentlig (56). Undersøkelser tyder på at en finner overfølsomhet for krom hos 2%-10% av befolkningen (57,58).

Det finnes ingen sikker nedre grense for Cr(VI) hvor allergiske reaksjoner ikke forekommer hos overfølsomme individer. Hudtester har vist at kromat (Cr(VI)) ned til 2 µg kan utløse allergisk reaksjon (59). Hudtester foretatt med kromatbehandlede plater viser at allergiske reaksjoner sjelden forekommer dersom utvaskbar Cr(VI) er mindre enn 0.3 µg/cm^2 (60).

Gjentatte eksponeringer for CCA-væske ved inhalasjon eller inntak (muligens også ved hudopptak) medfører risiko for utvikling av kronisk arsenforgiftning. Økt hudpigmentering rundt øyne, tinning og nakke samt fortykning av hudens hornlag (hyperkeratose) på hender og føtter er typiske hudforandringer ved slik forgiftning (61-64). Disse forandringene kan opptre lenge etter at eksponeringen er opphørt. Hudforandringene er bl. a. påvist hos arseneksponerte smelteverksarbeider (65) og personer som har inntatt arsenholdig vann og legemidler (64,66-68). Eksponeringene må karakteriseres som svært høye idet smelteverks-arbeidere tidligere arbeidet i atmosfære som typisk inneholdt 0.5 mg/m^3 arsen. Dette er betydelig høyere enn hva som er typisk eksponering i impregneringsverk. Flere undersøkelser har ikke kunnet påvise akutte eller kroniske forgiftninger knyttet til arbeid i CCA-

impregneringsverk. Kronisk arsenforgiftning er derfor lite aktuelt, men det kan likevel ikke utelukkes at hyperpigmentering og hyperkeratose kan forekomme. Hudplager som eksem, utslett og vorter er nok mer vanlige reaksjoner på hudkontakt med CCA-væske. Hvite striper i fingerneglene kan være en indikator på arseneksponering. Dose-respons sammenhenger for hudeffekter hos yrkesmessig arseneksponerte personer er dårlig utredet. En skal også være klar over at det er påvist stor individuell følsomhet for toksiske effekter av arsen.

Hudplager i forbindelse med CCA-impregnering og bruk av impregnert trevirke er dårlig kartlagt i Skandinavia. En svensk undersøkelse av 417 trearbeidere i bygningsbransjen viste at 37 (9%) hadde yrkesbetingede hudplager. Av disse hadde 4 arbeidere plager som ble tilskrevet kontakt med impregneringsmidler (69). Ru og irritert hud er rapportert hos arbeidere som rutinemessig arbeidet med CCA-impregnert treverk og som vanligvis ikke brukte handsker (70).

4.2. Øyne

Konsentrert CCA-pasta er etsende og vil kunne gi alvorlige øyenskader. Sprut av fortynnet impregneringsvæske virker irriterende på øyne, men kan også skade hornhinnene og gi øyekatarr.

4.3. Luftveier

Innånding av CCA-holdig støv eller damp virker irriterende på slimhinner i luftveiene. Sårdannelse i nese er beskrevet ved eksponering for Cr(VI) (71,72). Ved gjentatte eksponeringer kan blodsirkulasjonen i den skadede neseslimhinnen nedsettes så mye at nesebrusken henfaller. Skjer dette i begge nesebor, kan det føre til perforering av neseskilleveggen (71,73). Slike symptomer er også beskrevet blant smelteverksarbeidere hvor eksponeringene for As er lavere enn 0.5 mg/m^3 (74). Kronisk betennelse i nese og hals kan også forekomme ved gjentatt eksponering for CCA-væske. Undersøkelse på arbeidere i forkromingsindustri har vist at irritasjon i nese og svinn av slimhinne ofte forekommer dersom 8-timers gjennomsnitt av Cr(VI) ligger på 1-2 µg/m^3 eller høyere (75). Sårdannelse i nese er vanlig når Cr(VI) er høyere enn 20 µg/m^3 (75). Det er ikke rapportert slike effekter av lignende eksponering for Cr(III)-forbindelser. (Arbeidere i forkromingsindustri har vanligvis

betydelig høyere innhalasjonseksponering for Cr(VI) enn arbeidere i CCA-industri).

Det er rapportert om spontan neseblødning og tungpust hos personer som har arbeidet med saging og borring i nyimpregnert CCA-holdig treverk i et lukket ikke-ventilert rom (76). I en undersøkelse i en finsk vindusrammefabrikk hvor CCA-impregnert treverk ble benyttet, rapporterte 5 av 11 arbeidere om irritasjon i luftveiene, smerter i armer og spontan neseblødning (77).

En epidemiologisk undersøkelse på arbeidere i forkromingsindustri har vist at eksponering for Cr(VI) hvor 8-timers gjennomsnitt er høyere enn 2 $\mu g/m^3$ kan gi midlertidig nedsatt lungefunksjon (75). Nedsatt lungefunksjon er også rapportert blant smelteverksarbeidere som eksponeres for As(III) (78).

Lungemakrofager (renholdsceller som deltar i fjerning av partikulært materiale) er en viktig del av lungenes beskyttelsessystem mot bakterier og partikler. En undersøkelse av slike makrofager fra rotter kunne ikke påvise toksiske effekter etter at dyrene var eksponert for 2 µg CrO_3 eller $CaCrO_4$ (79). Det er vist at renholdsceller (makrofager) i lungene hos rotter eksponert for 200 $\mu g/m^3$ dikromat over 42 dager har en betydelig nedsatt evne til å ta opp og samle partikler (fagocytere), men renholdscellene viste økt evne til å ta opp partikler ved eksponeringer på 25-50$\mu g/m^3$ (80). Det foreligger ingen undersøkelser på lungemakrofager etter inhalering av CCA-holdig støv. Det er sannsynlig at støvets giftighet vil påvirke makrofagenes funksjon selv om CCA er fiksert i trefibrene.

Vingårdsarbeidere som benytter kobbersulfat som sprøytemiddel kan rammes av lungefibrose. Det er noe uklart om eks. arsen bidrar. Tilleggseksponering for andre toksiske stoffer kan senke tolleransegrensen. Både dose- og partikkelstørrelse spiller sannsynligvis en rolle. I dyreforsøk er det fremkalt diffus lungefibrose etter eksponering for svært høye luftkonsentrasjoner av kobber (10 mg/m^3). Det er ikke rapportert om generell vevsakkumulering som følge av industriell kobbereksponering ved inhalasjon.

Siden Cr(VI) kan indusere overfølsomhet og allergiske reaksjoner er det også sannsynlig at

jevnlig eksponering for Cr(VI) kan føre til utvikling av astma hos disponerte individer. Astma utløst av Cr-inhalasjon er rapportert i forkromingsindustri (81).

Inhalasjon av trestøv kan gi tørre slimhinner, nasal obstruksjon og nedsatt transport av partikler ut av nesen. Undersøkelser har vist at trestøv kan gi astma og allergisk alveolitt.

4.4. Nyre

En rekke studier viser at eksponering for Cr(VI)-holdig materiale kan gi nyreskade (82-84). Dette gjelder enten krom taes opp gjennom huden eller lungene. Nyresvikt er en viktig dødsårsak ved eksponering for høye doser Cr(VI). Cellene i epitelet i nyrene (tubulære) er blant de mest følsomme cellene i kroppen for toksiske virkninger av Cr(VI). Forsøk på rotter har vist at disse cellene kan skades etter intravenøs injeksjon av Cr(VI) doser på 0.56 mg/kg (85). Skade på de proximale tubuli cellene vil øke lekkasje av proteiner ut i urinen. Måling av proteiner som ß-2-mikroglobulin og ß-glukuronidase i urin er derfor brukt som en biologisk indikator på Cr(VI) eksponering. I en gruppe av arbeidere der 8-timers gjennomsnittsverdien på Cr(VI) lå i område 2-20 $\mu g/m^3$, ble det påvist forhøyede verdier av ß-2-mikroglobulin hos noen av de høyest eksponerte (80). Slike eksponeringer er trolig meget sjeldne i CCA-industri. Mye tyder på at skader i dette konsentrasjonsområdet av Cr(VI) er reversibelt. Nyreskader er ikke rapportert blant arseneksponerte arbeidere.

4.5. Lever

Leverskader kan opptre ved høye eksponeringer for CCA. Inntak av 1-2 g kromat er vist å gi nekrose i løpet av noen dager hos mennesker (86). Det er også rapportert om lokal død (nekrose) av levercellerelle der personen hadde inhalert damp som inneholdt 2.5 mg/m^3 Cr(VI) (87). Kronisk skrumping av leveren (levercirrose) er påvist hos smelteverksarbeidere eksponert for høye doser arsen (88,89).

I dyreforsøk er det mulig å fremkalle levercirrose ved gjentatte kobberinjeksjoner. Ved Wilson's sykdom er det en økt kobberavleiring i vevene og i leveren sees også ofte cirrose. Det er påvist bindevevsomdannelse (granulomatøs fibrose) i leveren blant vingårsarbeidere (90,91). Arbeidernes inntak av alkohol er imidlertid noe uklart. For å øke kobber

konsentrasjonen i leveren må det gis minst 0.5 mg/kg døgn i dyreforsøk. Dette indikerer en risiko for vevsakkumulering hos mennesker ved daglig dose på mer enn 6 mg. Så lenge tarmepitelet er uskadd, absorberes det lite kobber. Ved oral tilførsel av kobber er det derfor lite sannsynlig at det oppstår organskader.

4.6. Blod, bloddannende organ og blodsirkulasjon

Kromat (Cr(VI)) kan føre til midlertidig nedsatt evne til oksygentransport i de røde blodlegemene. Dette henger sammen med hemming av et enzym i de røde blodlegemene (glutathion reduktase) som deltar i omdanning av methemoglobin til hemoglobin (92,93). Løselig Cr(VI) kan meget effektivt taes opp i røde blodlegemer og bindes til hemoglobin som Cr(III)-komplekser (94).

Hvite fingre og koldbrann i ekstremiteter p.g.a. nedsatt blodsirkulasjon kan forekomme hos personer med kronisk arsenforgiftning (88,95). Forandringer i hjertets elektrokardiogram er også beskrevet. Det er også påvist nedsatt mengde røde og hvite blodlegemer (64). Oppløsning av de røde blodlegemer i årene (hemolyse) er rapportert ved bruk av kobbersulfatløsninger på brannsår og ved akutt peroral kobberforgiftning etter inntak av kobber (96,97).

4.7. Mage-tarmkanalen

Kolikksmerter og diare kan opptre ved akutt forgiftning etter inntak av store mengder (flere titalls mg) uorganiske arsen-forbindelser (98). Magetarm-symptomer kan opptre ved inntak av kobbersalter, f.eks ved drikke av vann som har vært oppbevart i lengere tid i kobberkjeler. Det er også rapportert om magetarm-symptomer ved arbeid med saging og boring av CCA impregnert materiale (76). Dette skyldes svelging av CCA-holdig støv.

4.8. Perifere nervesystem

Det er påvist perifere nerveskader blant arbeidere eksponert for uorganiske arsenforbindelser (99,100). I en undersøkelse av smelteverksarbeidere eksponert for arsen ble det funnet en korrelasjon mellom arsenutskillelse og nervelidelser (101). I en annen undersøkelse ble det funnet en sammenheng mellom kumulativ arseneksponering og nedsatt nerveledningshastighet

(102). Kobber vil kunne passere blod-hjerne-barrieren og forårsake symptomer fra nervesystemet. Slike symptomer er bare rapportert ved Wilson's sykdom. Dette kan imidlertid skyldes de metabolske forandringer som er karakteristiske for denne sykdommen. Ved akutt forgiftning kommer det sjelden kobberdeponeringer i hjernen (47). Dyreforsøk har videre vist at det må gis store kobberdoser i lang tid for å fremkalle økte hjernekonsentrasjoner.

5. Reproduksjons effekter

Det er ikke funnet rapporter om misfostre og misdannelser (teratogene effekter) hos Cu(II) og Cr(VI)-eksponerte personer. Slike effekter er beskrevet i dyreeksperimentelle studier (103,104).

Det foreligger indikasjoner på at arsenforbindelser kan gi fosterskader. Uorganisk arsen passerer gjennom morkaken fra moren til fosterets blod (105). Noen dyreforsøk kan tyde på at fosterets celler er spesielt følsomme for arsen (106). Det er videre rapportert at arsenforbindelser kan gi skadelige virkninger på humane fostre (107). Det er rapportert høy hyppighet av spontane aborter blant kvinner bosatt i nærheten av smelteverk (108,109).

6. Gentoksiske effekter

6.1. Krom

Det er observert en rekke gentoksiske effekter av krom i mange forskjellige testsystemer (oversikt ref. 110). Effektene varierer for forskjellige kromforbindelser avhengig av blant annet kromets evne til å trenge inn i cellene. Generelt er Cr(VI) forbindelser betydelig mer gentoksiske enn Cr(III) forbindelser, og lettløselig Cr(VI) mer enn tungtløselige Cr(VI) forbindelser (110). Lettløselig Cr(VI) er vist å gi mutasjoner, endring i celle-syklus, hemming av DNA syntese, hemming av DNA reparasjon, DNA-skade, kromosomforandringer (søsterkromatidutbytting, kromosomaberrasjoner) og morfologisk forandring, for å nevne noen av de viktigste effektene. Slike effekter er beskrevet i *in vitro* studier på mammalske celler.

Mange av effektene er også beskrevet i *in vivo* studier hvor forsøksdyr er eksponert for Cr(VI). I *in vitro* forsøk med humane celler er det observert gentoksiske effekter av Cr(VI) i konsentrasjonsområde 0.1 µm-10 µm.

Tungtløselige Cr(VI) forbindelser som $PbCrO_4$ og $BaCrO_4$, har langt mindre evne til å gi gentoksiske effekter. Dette antas å henge sammen med dårlig løselighet.

Cr(III) forbindelser har liten evne til å fremkalle gentoksiske effekter i bakterier og mammalske celler i kultur (110). Kromosomforandringer (søsterkromatidutbytting og kromosomaberrasjoner) er imidlertid beskrevet i enkelte studier, men her er det brukt svært høye doser (1.000 ganger høyere dose enn Cr(VI)) (110). Enkelte organiske Cr(III)-komplekser er vist å kunne gi mutasjoner i bakterier og hamster-celler (110).

Flere studier har påvist kromosomforandringer i hvite blodlegemer (lymfocytter) fra krom-eksponerte personer i kromat- og forkromingsindustri (111-114). Signifikant økning av søsterkromatidutbytting er påvist hos arbeidere i forkromingsindustri som var eksponert for totalkrom i område 0.005-0.034 mg/m^3 (112).

6.2. Arsen

Arsen kan indusere genetiske skader eller påvirke DNA reparasjonsmekanismene. Positive resultater er oppnådd både *in vitro* og *in vivo*. De fleste undersøkelsene på mutagenisitet *in vitro* med As(III) og As(IV) har gitt negative resultater. Arsen og metylarsenikk har ikke gitt utslag i Salmonella mutagen testen (115,116). Natriumarsenitt har gitt forandringer i arvanlegg (mutasjoner) i stammer av E.*coli* WP_2. Arsentriklorid, natriumarsenitt, natriumarsenat og arsendimetyldiokarbamat, er vist å indusere DNA-skader i Bacillus subtilis (117-119). Natriumarsenitt og natriumarsenat har ikke gitt mutasjoner i 2 normale gener i pattedyrceller (HPRT-genet og Na^+K^+ATPase-genet) (120).

Flere eksperimentelle studier har vist at arsen-forbindelser, både treverdig og femverdig, kan gi kromosomaberrasjoner (121-124). Økt frekvens av kromosomaberrasjoner er vist i lymfocytter hos smelteverksarbeidere eksponert for arsen (125,126). I en undersøkelse blant

arsenbehandlede psoriasispasienter ble det påvist økt frekvens av kromosomforandringer (søsterkromatidutbytninger) (127).

DNA-reparasjonsaktiviteten etter UV bestråling av celler hemmes av både As(III) og As(V) (128). I kombinasjon med UV er det påvist økt frekvens av mutasjoner og kromosomskader i E.*coli* (129,130) og hamster-embryoceller i kultur (131).

Natriumarsenitt og natriumarsenat har indusert morfologisk forandring (transformasjon) i hamsterembryoceller i kultur (120). Den trivalente formen er 10 ganger mer potent. Dette kan imidlertid skyldes forskjeller i cellulært opptak. I tillegg viser resultatene at natriumarsenitt og natriumarsenat induserer gen-amplifikasjon (132). Denne induksjonen av genamlifikasjon og kromosommutasjoner kan muligens forklare de kreftfremkallende virkningene av arsen. Nyere funn kan tyde på at det dannes dimetylarsenperoxyl radikal som kan indusere DNA-skader (133). Arsen er hverken en initiator eller tumorpromotor i to-trinns karsinogenesen i dyremodeller.

6.3. Kobber

Det foreligger noen få rapporter om at kobber kan fremkalle mutasjoner i modellsystemer. Studier *in vitro* har vist at relativt store konsentrasjoner av kobber sammen med askorbinsyre og H_2O_2 kan skade DNA på grunn av radikal dannelse (134).

7. Kreftfremkallende effekt

7.1. Krom

International Agency of Cancer Research (IARC) har klassifisert Cr(VI)-forbindelser som kreftfremkallende for mennesker (135). Det er ikke funnet holdepunkter for å klassifisere Cr(III)-forbindelser som kreftfremkallende (135). Cr(VI)-forbindelser er plassert på den norske og svenske listen over kreftfremkallende stoffer og er klassifisert som middels sterke. Disse vurderingene er gjort på bakgrunn av en rekke korttidstester med celler og bakterier,

dyreforsøk og epidemiologiske undersøkelser (135).

Hovedsakelig vurdert ut i fra dyreforsøk, er det trolig at lettløselige Cr(VI)-forbindelser som natriumdikromat og kromtrioksyd er mindre potente karsinogener enn de middels løselige som sink- og kalsiumkromat. De lettløselige Cr(VI)-forbindelsene er klassifisert forskjellig fra de middels- og tungtløselige i IARC's system (135). Uansett løselighet, Cr(VI) ser ut til å virke kreftfremkallende via mekanismer basert på dannelse av reaktive stoffer under den cellulære valens-reduksjonen (136-138). Det viktigste målorgan for kreftutviklingen er lunge. Det er ikke påvist kreft i andre organer i sammenheng med krom-eksponering (139). Det er vanskelig å vurdere kreftrisiko ut fra eksponeringsdata oppgitt i epidemiologiske undersøkelser. Mange av undersøkelsene er foretatt med personer som har arbeidet i flere ti-år og hvor eksponeringsforholdene har endret seg betydelig. Personene kan også ha vært eksponert for andre kreftfremkallende stoffer som tobakksrøyk, asbest og nikkel. Epidemiologiske data fra kromatproduksjons- og forkrommingsindustri viser økning av lungekreftrisiko fra 1-2 ganger og opp til 50 ganger (139). Eksponeringene i slik industri kan tidligere ha vært svært høye (ofte over 1 mg Cr pr.m^3) (139,140). En svensk undersøkelse av sveisearbeidere fant signifikant økning av lungekreft hos arbeidere eksponert for mer enn 50 µg Cr(VI) pr. m^3 (gjennomsnitt 110 µg/m^3) i forhold til sveisere eksponert for ca. 10 µg/m^3 (141).

Epidemiologiske undersøkelser tyder på at det er en latenstid på 15-30 år fra Cr(VI)-eksponeringen startet til lungekreftdiagnose stilles (140). Det er også en sammenheng mellom risiko for lungekreft og antall år man har vært eksponert (140). Mye tyder på at risikoen er forhøyet i mange år etter at eksponeringen er opphørt (140).

7.2. Arsen

IARC har bedømt arsen til at det finnes tilstrekkelig grunnlag for å klassifisere arsen som kreftfremkallende for mennesker (gruppe I).

En rekke arsenforbindelser har vært undersøkt i dyreforsøk og resultatene har vært motstridende. Noen undersøkelser viser ingen kreftfremkallende effekt av arsen eller arsen-forbindelser (142). Applikasjon av arsenforbindelser i luftrøret har gitt lungesvulster hos hamster og rotter (143). De fleste studiene har gitt negative resultater ved tilførsel av

arsenforbindelser gjennom munnen.

Epidemiologiske undersøkelser viser at arseneksponering gir økt kreftrisiko. En økt risiko for lungekreft og hudkreft er påvist hos smelteverksarbeidere, gruvearbeidere og ved produksjon av arsenholdige pesticider (144-147). Produksjon av blyarsenat og kalsiumarsenat medfører også økt risiko for kreft. Medikamenter som f.eks. Fowlers løsning, synes gi økt risiko for hudkreft.

Hill og Fanig har undersøkt kreftrisiko i en fabrikk hvor arbeidere jobbet med uorganisk arsenforbindelser. Resultatene viser at 29% av dødsfallene skyldtes kreft. Blant arbeidere som ble eksponert for store mengder arsen var 37% døde av kreft. Bare 12.5% døde av kreft i den ikke-eksponerte gruppen. Den økede kreftrisiko skyldtes lunge- og hudkreft (148). Blant arbeidere i produksjon av arsenholdige pesticider er det påvist en positiv sammenheng mellom eksponering for arsenholdige forbindelser og kreft. 16% i den eksponerte gruppen døde av kreft i luftveiene mot 5.7% i kontrollgruppen (149). En overhyppighet (3x) av lungekreft ble funnet blant kobbersmeltverkarbeidere (150,151). I Japan og Sverige ble det også funnet en signifikant overhyppighet av lungekreft blant arbeidere eksponert for arsenforbindelser (144,145). Resultatene blant smelteverksarbeidere ansatt mer enn 15 år i perioden 1938-1963 viser en 8x økt risiko for kreft i luftveiene (152).

Ved langtidseksponering for arsen har flere rapporter vist en klar sammenheng mellom kumulativ arseneksponering og lungekreftrisiko. Undersøkelser fra smelteverk viser at den relative lungekreftrisiko øker med 3-10% pr.mg As/m^3 og år. En eksponering for As på 0.003 mg/m^3 over en periode på mindre enn 50 år gir en estimert økt risiko på ca. 10%. Det er ikke tatt hensyn til eventuelle samvirke mellom As og andre kreftfremkallende stoffer i arbeidsmiljøet eller tobakksrøyking. Vi vet idag også lite om betydningen av arsenets kjemiske form.

7.3. Kobber

Hos arbeidere som arbeider i kobbersmelteverk er det rapportert økt hyppighet av kreft, men dette skyldes at arbeiderne samtidig eksponeres for arsen (153). Tilsvarende gjelder for personer som arbeider med sprøyting av vingårder med kobbersulfat.

7.4. Trestøv

Undersøkelser blant arbeidere i tømmer- og sagbruksindustri gir indikasjoner på en økt hyppighet av nesekreft. IARC påpeker imidlertid at data ikke er tilstrekkelig for å vurdere kreftrisiko blant arbeidere i sagbruks- og tømmerindustri. IARC konkluderer imidlertid med at det er tilstrekkelig bevis for at det er en sammenheng mellom utvikling av nesekreft og arbeid i møbelindustrien (154). Ekstrakter av trestøv fra bjerk har vist mutagen effekt i Salmonella-testen (155,156). Det er også påvist økt hyppighet av svulster i dyreforsøk hvor den mutagene fraksjonen av ekstraktet ble penslet på hud (150,151). Økt hyppighet av prekanserøse skader ble påvist ved inhalasjonsforsøk på rotter med formaldehyd og trestøv (157).

Siden tre inneholder en rekke biologiske stoffer som kan være kreftfremkallende, kan CCA-impregnering øke det kreftfremkallende potensiale av trestøv. En langsom utløsning av As(V) fra tungtløselige komplekser i støvet kan gi en vedvarende eksponering. Studier av andre metallkarsinogener tyder på at de tungtløselige formene er mer potente enn de lettløselige. Det synes imidlertid usikkert om denne type eksponering representerer en risiko for nesekreft. Inhalasjonsforsøk med CCA-impregnert trestøv er ikke funnet i litteraturen.

7.5 CCA

En retrospektiv undersøkelse av 88 personer som arbeidet ved impregneringsverk på Hawaii i perioden 1960 til 1981, viste ingen økt krefthyppighet. Det ble heller ikke funnet andre helseeffekter knyttet til denne virksomheten. 40% av gruppen hadde arbeidet mer enn 10 år og 66 personer hadde arbeidet som impregnerer i gjennomsnittlig 1.5 år (158).

8. Vurdering av helsefare

Eksponering for CCA skjer hovedsakelig ved direkte hudkontakt med impregneringsvæske og ved innånding av CCA-holdig trestøv. Hudkontakt med ufiksert impregnert treverk og innånding av CCA-holdig damp kan også forekomme. Luftmålinger fra en rekke impregneringsverk viser at eksponeringene for CCA generelt ligger lavt, ofte under deteksjonsnivå. Det skal imidlertid bemerkes at målemetodene som er anvendt i flere studier har følsomhet som ikke er helt tilfredsstillende. Typiske måleresultater for kjelearbeidere og strøleggere er 1-4 $\mu g/m^3$ for arsen og total krom (personbåren prøvetaking). Dette ligger vesentlig under administrative normer som er 10 $\mu g/m^3$ og 20 $\mu g/m^3$ for henholdsvis arsen og seksverdig krom. For treverdig krom er administrativ norm 500 $\mu g/m^3$. I CCA-holdig trestøv vil krom hovedsakelig foreligge i treverdig form.

Det genereres lite aerosoler på impregneringsverk. Det er imidlertid en mulighet for utslipp av CCA-holdig aerosol ved åpning av sylinder etter impregnering. I denne aerosolen vil krom være i seksverdig form. Måling i aerosolen (dampen) har vist at arsen og krom kan overstige 1000 $\mu g/m^3$. Utslippet er imidlertid kortvarig og skjer meget lokalt. Aerosoldannelsen ser ut til å variere betydelig. God utlufting av kjelen før åpning og god ventilasjon ved sylinderåpningen kan eliminere denne eksponeringskilden.

Det finnes ikke data på hudeksponering i impregneringsverk. Mulighet for kontakt med impregneringsvæske og ufiksert materiale er imidlertid til stede. Målinger av totaleksponering med biologiske eksponeringsindikatorer tyder på at arbeidere i CCA impregneringsverk har høyere eksponering for arsen og seksverdig krom enn personer som ikke arbeider med CCA-materiale.

Det er vesentlig forskjell i toksisitet på CCA-væske (og damp) og CCA-holdig støv. Dette henger sammen med stoffenes løselighet og kjemiske form. CCA-impregneringsvæske er meget giftig. Inntak av 10-20 ml kan være dødelig. Den mest potente giften er femverdig arsen i lettløselig form (arsenat) men også seksverdig krom (dikromat). En studie av akutt toksisitet på rotter, tyder på at eksponering for krom, kobber og arsen i kombinasjon er mer toksisk enn eksponering for enkeltstoffene alene (159). I CCA-holdig trestøv foreligger krom,

kobber og arsen i tungtløselige former bundet til trefibrene. Seksverdig krom er her omdannet til treverdig, som er lite giftig. CCA-holdig trestøv er likevel giftig overfor de fleste celler og organismer, siden både arsen, kobber og krom langsomt vil lekke ut.

Undersøkelser foretatt i USA har ikke kunnet påvise akutte eller kroniske forgiftninger knyttet til arbeid i CCA-impregneringsverk. Dette er også bekreftet i studier fra Skandinavia. Eksponeringsdata som foreligger fra impregneringsindustri tilsier imidlertid at effekter på hud og slimhinner samt allergiske reaksjoner kan forekomme, men omfanget er dårlig kartlagt. Relevante akutteffekter ved hudeksponering for CCA i væskeform er kromsår og hudirritasjon. Langtidseksponering medfører risiko for utvikling av allergisk kontakteksem, men vortedannelse og forandringer i hudens pigmentering og tykkelse kan også forekomme. Innånding av støv og damp hvor CCA er i lettløselig form virker irriterende på slimhinner i nese og luftveier. Luftnivåer lavere enn 0.05 mg Cr(VI)/m^3 er assosiert med skader i nesevev og 0.01 mg Cr(VI)/m^3 kan gi sterke irritasjoner i nesen (160). Gjentatte eksponeringer kan føre til svinn av slimhinnen og det disponerer for blødninger og infeksjoner. Spontan neseblødning, irritasjon av luftveiene og tungpust er rapportert ved høye og gjentatte eksponeringer for støv dannet under bearbeiding (saging, boring etc.) av CCA-impregnert treverk. CCA-holdig støv som oppfanges av det mucociliære transportsystem i luftveiene vil kunne svelges og elimineres via mage-tarmkanalen. I det sure miljøet i magesekken vil stoffene løses ut. Ved eksponering over lengre tid kan det utvikles kronisk arsenforgiftning. Man vet lite om helseeffekter av respirabelt CCA-støv som blir liggende og omdannet eller nedbrutt i lungene. Støvets giftighet vil kunne gi forandringer i lungevevet. CCA-holdig trestøv kan utløse astma og allergiske reaksjoner hos disponerte individer. Det er grunn til å understreke viktigheten av gode hygieniske forhold og bruk av verneutstyr ved bearbeiding (saging, boring etc.) av CCA-impregnert treverk når dette arbeidet forekommer ofte eller pågår over lengere tid.

Sprut av impregneringsvæske virker irriterende på øyne og kan gi skade på hornhinnen. Gjentatte eksponeringer for CCA-holdig væske og støv vil kunne gi øyekatarr.

Brenning av CCA-impregnert treverk medfører frigjøring av vesentlige mengder arsen i røyken. I asken vil det kunne være betydelige mengder seksverdig krom og arsen i løselige

former. Det er rapportert om kroniske forgiftninger ved regelmessig fyring med CCA-impregnert treverk. Risiko for helseskade ved hudkontakt eller innånding av asken vil være lik den for CCA-væske og damp.

CCA-væske og damp inneholder arsen og seksverdig krom som begge er klassifisert som kreftfremkallende. Det er påvist økt risiko for lungekreft ved innånding av både seksverdig krom og femverdig arsen. Økt hyppighet av hudkreft er observert hos personer med høy totaleksponering for arsen. Kreftrisikoen for begge disse stoffene er doserelatert. Når begge forekommer samtidig kan det medføre additive eller potensierende effekter. Vi kjenner ikke dose-effekt sammenhengen nok til å si noe om kreftrisiko ved en gitt eksponering. I flere epidemiologiske undersøkelser hvor det er funnet forhøyet lungekreftrisiko, har typiske eksponeringer for krom og arsen ligget minst 10 - 100 ganger over hva som er vanlig i CCA-impregneringsverk. Det skal bemerkes at noen undersøkelser har påvist CCA-nivåer i aerosolen ved åpning av kjele som klart ligger innenfor risikoområdet. Selvom disse eksponeringene er kortvarige bør det gjøres tiltak for å eliminere denne risikoen. Det er ikke rapportert om økt hyppighet av kreft hos arbeidere i CCA-impregneringsverk.

CCA-holdig trestøv kan virke kreftfremkallende på grunn av innholdet av tungtløselig arsen. Erfaring fra andre kreftfremkallende metaller tilsier at tungtløselige former er mer potente enn lettløselige når det gjelder kreftfremkallende virkning. Også andre stoffer i selve treet er mistenkt å være kreftfremkallende. Personer som har arbeider i industri hvor høye luftkonsentrasjoner av trestøv er vanlig, synes å ha økt risiko for nesekreft. Det virker sannsynlig at CCA-holdig trestøv er mer potente når det gjelder kreftfremkallende virkning enn bare trestøv. Hvorvidt dette innebærer økt risiko for nesekreft er imidlertid usikkert. Gode hygieniske forhold og bruk av verneutstyr er viktig ved bearbeiding (saging, boring etc.) av CCA-impregnert treverk når dette arbeidet forekommer ofte eller pågår over lengere tid.

9. Referanseliste

1. Evans FG. The International Research Group on Wood Preservation. Doc. no: IRG/WP/3122,1978.
2. Nurmi AJ. The International Research Group on Wood Preservation. Doc. no: IRG/WP/3627, 1990.
3. Cockcroft R, Laidlaw RA. The International Research Group on Wood Preservation. Doc. no: IRG/WP/3113, 1978.
4. Murphy RJ, Dickinson DJ. The International Research on Wood Preservation. Doc. no: IRG/WP/3600, s. 181, 1990.
5. Rosén G, Rudling J. Arbetarskyddsstyrelsen, Undersøkningsrapport no. 13, 1980.
6. Stalker IN, Cornwell PB. B W P A Annual Convention, 1975.
7. NIOSH Technical Report. Publication no. 83-106, 1983.
8. Ringerike Mobile Bedriftshelsetjeneste, Utredning for Norske Skogindustrier A/S, 1989.
9. Coggins CR, Hiscocks P. The International Research Group on Wood Preservation. Doc. no: IRG/WP/386, 1978.
10. Industrial Health Foundation, Chromate Symposium -80, 1980.
11. Arbejdstilsynet. AT-rapport no. 6, 1989.12.
12. Svenson A, Rondahl L. IVL rapport T85/0112, 1986.
13 Takahshi W, Pfenninger K, Wong L. Arch. Environ. Health 38: 209, 1983.
14. Verschoor MA, Bragt PC, Herber RFM, Zielhuis RL, Zwennis WCM. Int. Arch. Occup. Environ. Health 60: 67, 1988.
15. Wahlberg JE, Skog E. Arch. Dermatol. 92: 315, 1965.
16. Schwarz E, Spier HE. Arch. Klin. Exp. Dermatol. 210: 202, 1960.
17. Samirz MH, Katz S. Arch. Dermatol. 88: 184, 1963.
18. Mali JWH, Kooten WJ, Spruit D, van Neer FCJ. Acta Dermatol. Vener. 44: 44, 1964.
19. De Flora S, Wetterhahn KE. Life Chem. Rep. 7: 169, 1989.
20. Bragt PC, van Dura EA. Ann. Occup. Hyg. 27: 315, 1983.
21. Wiegand HJ, Ottenwälder H, Bolt HM. Toxcicol. Environ. Chem. 14: 263, 1987.
22. Foa V, Riboldi L, Patroni M, Zocchetti C, Sbrana C, Mutti A. Sci. Total Environ. 71: 389, 1988.
23. Aitio A, Jarvisalo J, Kiilunen M, Kalliomaki PL, Kalliomaki K. Biological monitoring of toxic metals, Eds. TW Clarkson, L Friberg, GF Nordberg, PR Sager, pp 369-382. Plenum 1988.
24. Baetjer AM, Damron C, Budacz V. AMA Arch. Ind. Health 20: 54, 1959.
25. Yamaguchi S, Shimojo N, Sano K, Hirota Y, Kano K. The Institute of Community Medicine, The University of Tsukuba, Japan.
26. Weber HJ. Toxicol. Environ. Health 11: 749, 1983.
27. Teraoka H. Arch. Environ. Health 36: 155, 1981.
28. Mertz W. Physiol. Rev 49: 163, 1969.
29. Welinder H, Littorin M, Gullberg B, Skjerfving S. Scand. J. Work Environ. Health 9: 397, 1983.
30. Tossavainen A, Nurminen M, Mutanen P, Tola S. Br. J. Ind. Med. 37: 285, 1980.
31. Mappes R. Environ. Res. 40: 267, 1977.
32. Pershagen G, Lind B, Bjørklund NE. Environ. Res. 29: 425, 1982.
33. Rosner MH, Carter DE. Fund. Appl. Toxicol. 9: 730, 1987.

34. Brune D, Nordberg G, Wester PO. Sci. Total Environ. 16: 13, 1980.
35. WHO. Arsenic - Environmental Health Criteria 18, pp 174, World Health Organization Genova 1981.
36. Crecelius EA. Environ. Health Persp. 19: 147, 1977.
37. Charbonneau SM, Hollins JG, Tam GKH, Bryce F, Ridgeway JM, Willes RF. Toxicol. Lett. 5: 175, 1980.
38. Vahter M. Environ. Res. 2: 446, 1981.
39. Vahter M, Marafante E. Toxicol. Lett. 37: 41, 1987.
40. Vahter M, Marafante E. Chem. Biol. Interact. 47: 29, 1983.
41. Squibb KS, Fowler BA. Topics in Environmental Health, vol 6, Elsevier 1983.
42. Vahter M, Marafante E. Biological alkylation of heavy elements, Eds. PJ Craig, F Glockling, pp 105-119, Royal Society of Chemistry 1988
43. Vahter M. Biological monitoring of toxic metals, Eds. TW Clackson, L Friberg, Nordberg GF, PR Sager. Plenum 1988.
44. Vahter M, Marafante E, Dencker LE. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 259, 1984.
45. Tam GHK, Charbonneau SM, Bryce F, Pomroy C, Sandi E. Toxicol. Appl. Pharmacol. 50: 319, 1979.
46. Bucket JP, Lauwerys R, Roels H. Int. Arch. Occup. Environ. Health 48: 71, 1981.
47. Bergqvist U, Sundbom M. USIP Report 78-05, 1980.
48. Robinson MF, McKenzie JM, Thomson CD, van Rij AL. Br. J. Nutr. 30: 195, 1973.
49. Summerlin WT, Walder AI, Moncrief JA. J. Trauma 7: 476, 1967.
50. Tauxe WM, Goldstein NP, Randall RV, Gross JB. Am. J. Med. 41: 375, 1966.
51. Hilding AC, Nasal filtration, Eds. E Perkins, DW Hill, pp 502-512. Scientific foundation of Otoraryngeology, Year Book Medical Publishers 1977.
52. Maloof CC, Am. Arch. Ind. Health 11: 123, 1955.
53. Samitz MH, Epstein E. Arch. Environ. Health 5: 463, 1962.
54. Bang Pedersen N. Biological and environmental aspects of chromium, Ed. S Langård, Kap. 11, Elsvier 1982.
55. Rajka G. Yrkessykdommer i huden. Tiden Norsk Forlag 1978.
56. Polak L, Turk JL, Frey JR. Progr. Allergy 17: 145, 1973.
57. Peltonen L, Fräki J. Contact Dermatitis 9: 190, 1983.
58. Marzulli FN, Maibach HI. Dermatoxicol. Hemisphere 1986.
59. Pedersen NB, Fregert S, Naversten Y, Rorsman H. Acta Dermatol. Vener. 50: 431, 1970.
60. Wass U, Wahlberg JE. Contact Dermatitis 24: 114, 1991.
61. Hamada T, Horiguchi S. Jpn. J. Ind. Health 18: 103, 1976.
62. Fierz U. Dermatologica 131: 41, 1965.
63. Hamamoto E. Nihon Iji Shimpo 1649: 3, 1955.
64. Tseng WP, Chu HM, How SW, Fong JM, Lin CS, Yeh S. J. Natl. Cancer Inst. 40: 453, 1968.
65. Holmqvist I. Acta Dermatol. Vener. 31, suppl. 26, 1-214, 1951.
66. Feinglass EJ. New Engl. J. Med. 288: 828, 1973.
67. Hill GC. Pennsylvania Medical Journal 67: 35, 1964.
68. Hamamoto E. Nihon Iji Shimpo 1649: 3, 1955.
69. Byggnadsindustriens Forskningsrapporter och Uppsatser, no.11, 1968.
70. Gidseg G. JAMA 253: 980, 1985.
71. Kleinfeld M, Rosso A. Ind. Med. Surg. 34: 242, 1965.
72. Royle H. Environ. Res. 10: 141, 1975.
73. Leineberg O. Nord. Hyg. Tidskr. 36: 45, 1955.

74. Lundgren KD. Nord. Hyg. Tidskr. 3: 66, 1954.
75. Lindberg E. Arbetarskyddsstyrelsen, undersøkningsrapport no. 16, 1986.
76. Peters HA, Croft WA, Woolson EA, Darcey B, Olson M. Acta Pharmacol. Toxicol. Suppl. 7, 39, 1986.
77. Lindroos L. Tyoterveyslaitoksen Tukimuksia 2, 105, 1983.
78. Lundgren KD. Nord. Hyg. Tidskr. 3: 66, 1954.
79. Galvin J, Oberg SG. Environ. Res. 33: 7, 1984.
80. Glaser U, Hochrainer D, Klöppel H, Kuhnen H. Arch. Toxicol. 57: 250, 1985.
81. Williams CD. NC Med. J. 30: 482, 1969.
82. Tandom SK. Biological and environmental aspects of chromium, Ed. S Langård, Kap. 9, Elsvier 1982.
83. Ellis EN, Brouhard BH, Lynch RE, Dawson EB, Tisdell R, Nicols MM, Ramirez FJ. Toxicol. Clin. Toxicol. 19: 249, 1982.
84. Schiffl H, Weidmann P, Weiss M, Massry SG. Miner. Electrolyte Metab. 7: 28, 1982.
85. Langård S. The fate of chromium after intravenous administration of Na_2CrO_4 and $CrCl_3$ to the rat. Doktorgradsavhandling 1977.
86. Tandon SK, Saxena DK, Gaur JS, Chandra SV. Environ. Res. 15: 90, 1978.
87. Pascale LR, Waldstein SS, Engbring G, Dubin A, Szanto PB. J. Am. Med. Assoc. 149: 1385, 1952.
88. Axelson O, Dahlgren E, Jansson CD, Rehnlund SO. Br. J. Ind. Med. 35: 8, 1978.
89. Lee AM, Franmeni JF. J. Natl. Cancer Inst. 42: 1045, 1969.
90. Pimentel JC, Menezes AP. Am. Rev. Respir. Dis. 111: 189, 1975.
91. Pimentel JC, Menezes AP. Gastroenterol. 72: 275, 1977.
92. Koutras GA, Scheider AS, Haffori M, Valentine WN. Br. J. Haematol. 11: 360, 1965.
93. Schattler C, Kissling U. Beitr. Gerichtl. Med. 30: 382,1973.
94. Aaseth J, Alexander J, Norseth T. Acta Pharmacol. Toxicol. 50: 310, 1982.
95. Grobe JW. Berufsdermatosen 24: 78, 1976.
96. Chuttano HK, Gupta PS, Gulati S, Gupta DN. Am. J. Med. 39: 849, 1965.
97. Hopper SH, Adams HS. Public Health Rep. 73: 910, 1958.
98. Goodman L, Gilman A. The Pharmacological basis of therapeutics. McMillian 1955.
99. Hara I, Hashimoto K, Miyazaki K, Sunada K. Saigai Igaku 11: 84, 1968.
100. Heyman A, Pfeiffer JB, Willett RW, Taylor HM. N. Engl. J. Med. 254: 402, 1956.
101. Feldman RG, Niles CA, Kelly-Hayes M, Sax DS, Dixon WJ, Thompson DJ, Landau E. Neurology 29: 939, 1979.
102. Blom S, Lagerkvist B, Linderholm H. Scand. J. Work Environ. Health 11: 265, 1985.
103. Gate TF. Environ. Res. 29: 196, 1982.
104. Oshea KS, Kaufman MH. Roux Arch. Develop. Biol. 186: 297, 1979.
105. Lindgren A, Danielsson BRG, Dencher L, Vahter M. Acta Pharmacol. Toxicol. 54: 311, 1984.
106. Nagymajtenyi L, Selypes A, Berencsi G. J. Appl. Toxicol. 5: 61, 1985.
107. Lugo G. Cassady G, Palmisano P. Am. J. Dis. Child 117: 328, 1969.
108. Nordstrøm S, Beckman L, Nordenson I. Hereditas 90: 291, 1979.
109. Nordstrøm S, Beckman L, Nordenson I. Hereditas 90: 297, 1979.
110. De Flora S, Bagnasco M, Serra D, Zanacchi, P. Mutat. Res. 238: 99, 1990.
111. Bigaliev AB, Turebaev MN, Bigalieva RK, Elemesova MS. Genetika 13: 545, 1977.
112. Choi YJ, Kim YW, Cha CW. Korea Univ. med. 24: 249, 1987.
113. Sarto F, Cominato I, Bianchi V, Levis AG. Carcinogenesis, 3: 1011, 1982.
114. Stella M, Montaldi A, Rossi R, Rossi G, Levis AG. Mutat. Res. 101: 151, 1982.

115. Löfroth G, Ames BN. Mutat. Res. 53: 65, 1978.
116. Andersen KJ, Leighty EG, Takahashi MT. J. Agr. Food Chem 20: 649, 1972.
117. Nishioka H. Jpn. J. Genet. 49: 315, 1974.
118. Nishioka H. Mutat. Res. 31: 185, 1975.
119. Nishioka H, Takagi K. Jpn. J. Genet. 50: 485, 1974.
120. Lee TC, Oshimura M, Barrett JC. Carcinogenesis 6: 1421, 1985.
121. Zanzoni F, Jung EG. Arch Dermatol. Res. 267: 91, 1980.
122. Larramendy MLK, Popescu NC, Di Paolo JA. Environ. Mutagen. 3: 597, 1981.
123. Nakammo K, Sayato Y. Mutat. Res. 88: 73, 1981.
124. Crossen PE. Mutat. Res. 119: 415, 1983.
125. Nordenson I, Beckman G, Beckman L, Nordstrøm S. Hereditas 96: 175, 1982.
126. Nordenson I, Beckman L. Hereditas 96: 175, 1982.
127. Burgdorf W, Kurvink K, Cervenka J. Human Genet. 36: 69, 1977.
128. Rossman TG. Mutat. Res. 91: 207, 1981.
129. Lee TC, Huang RY, Jan KY. Mutat. Res. 148: 83, 1985.
130. Rossman TG, Stone D, Molina M, Troll W. Environ. Mut. 3: 597, 1981.
131. Casto BC, Meyers J, Di Paolo JA. Cancer Res. 39: 193, 1979.
132. Lee TC, Tanaka N, Lamb PW, Gilmer TM, Barrett JC. Science 241: 79, 1988.
133. Yamanaka K, Hoshino M, Okamoto M, Sawamura R, Hasegawa A, Okada S.Biochem. Biophys. Res. Commun. 168: 58, 1990.
134. Minchenkova LE, Ivanov VI. Biopolymers 5: 615, 1967.
135. International Agency for Research on Cancer. Monographs, vol. 49, 1990.
136. Borges KM, Boswell JS, Liebross RH, Wetterhahn KE. Carcinogenesis 12: 551, 1991.
137. Sugiyama M, Tsuzuki K, Ogura R. J. Biol. Chem. 266: 3383, 1991.
138. Kortenkamp A, O'Brien P, Beyersmann D. Carcinogenesis 12: 1143, 1991.
139. Langård S. Am. J. Ind. Medicine 17: 189, 1990.
140. Hayes RB. Biological and environmental aspects of chromium, Ed. S. Langård. Kap. 10, Elsvier 1982.
141. Sjögren B, Gustavsson A, Hedström L. Scand. J. Work. Environ. Health 13: 247, 1987.
142. International Agency for Research on Cancer. Monographs, vol. 23, 1980.
143. Pershagen G, Nordberg G, Bjørklund NE. Environ. Res. 34: 227, 1984.
144. Tokudome S, Kuratsuno MA. Int. J. Cancer 17: 310, 1976.
145. Järup L, Pershagen G, Wall S. Am. J. Ind. Med. 15: 31, 1989.
146. Enterline PE, Henderson VL, Marsh GM. Am. J. Epidemiol. 125: 929, 1987.
147. Lee-Feldstein A. J. Occup. Med. 28: 296, 1986.
148. Hill AB, Faning FL. Br. J. Ind. Med. 5: 1, 1948.
149. Ott NG, Holder BB, Gordon HL. Arch. Environ. Health 29: 250, 1974.
150. Pinto SS, Bennett BM. Arch. Environ. Health 7: 583, 1963.
151. Pinto SS, Henderson V, Enterline PE. Arch. Environ. Health 33: 325, 1978.
152. Lee AM, Fraumen JF. J. Natl. Cancer Inst. 42: 1045, 1969.
153. Kuratsune M, Tokudome S, Shirakusa T, Yoshida M, Tokumitsu Y, Hayano T, Seita M. Int. Cancer 13: 552, 1974.
154. Internationa Agency for Research on Cancer. Monographs, vol. 25, 1981.
155. Mohtashamipur E, Norpoth K, Hallerberg B. Int. Arch. Occup. Environ. Health 58: 227, 1986.
156. Mohtashamipur E, Norpoth K, Ernst H, Mohr U. Carcinogenesis 10: 483, 1989.
157. Holmstrøm M, Wilhelmsson B, Hellquist H. Acta Otolaryngol. 108: 274, 1989.

158. Gilbert FI, Minn CE, Duncan RC, Wilkinson J. Arch. Environ. Cont. Toxicol. 19:603, 1990.
159. Mason RW, Edwards IR. Comp. Biochem. Physiol. 93: 121, 1989.
160. National Research Council of Canada, Effects of chromium in the Canadian environment, NRCC, Ottawa, 1976.

Impregnering av trevirke med kopper-krom-arsenforbindelser og utslipp av impregneringsstoffer til miljøet. Risiko for helseskade

David Ryberg og Aage Haugen

Statens Arbeidsmiljøinstitutt
1993
237

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. Sammendrag 4

2. Produksjon av impregnert trevirke 7
   2.1 Norge 9
   2.2 Sverige

3. Impregneringsprosess 11
   3.1 Forbruk av CCA

4. Kontamineringsveier for CCA
   4.1 Uhell ved transport av CCA pasta 12
   4.2 Slam fra impregneringskjele 12
   4.3 CCA-rester i pasta-emballasje 13
   4.4 Spill og drypp 13
   4.5 Lekkasje fra impregnert trevirke 14
   4.6 Avfall 17

5. Kopper-krom-arsen i jord og vann nær impregneringsverk og impregnert trevirke 18
   5.1 Bakgrunnsverdier 18
   5.2 Måleverdier i jord rundt impregnert trevirke
   5.3 Måleverdier i jorden ved impregneringsverk 20
   5.4 Måleverdier i vann i kontakt med CCA-holdige materialer 21

6. Mobilitet av CCA i jord og vann 21
   6.1 Kopper 22
   6.2 Krom 22
   6.3 Arsen 22

7. Biotilgjengelighet 24
   7.1 Opptak i planter 24
   7.2 Opptak i dyr 27

8. Miljøeffekter av CCA
   8.1 Arsen 27
   8.2 Krom 29
   8.3 Kopper 31

9. Helseeffekter av CCA
9.1 Kopper 33
9.2 Krom 33
9.3 Arsen 34

10. Risikovurdering 34
10.1 Eksponering 35
10.2 Vurdering av kreftrisiko 40

11. Vedlegg 43

12. Referanseliste 45

1. Sammendrag

I 1991 var det i drift ca 75 impregneringsverk i Norge og 144 i Sverige. Den totale årlige produksjonen var henholdsvis 241600 m^3 og 507000 m^3. I begge land er produksjonen av saltimpregnert trevirke viktigst (ca. 80%) hvorav impregnering med CCA utgjør over 90%. Den viktigste produktgruppen er skur- og høvellast. Totalforbruket av CCA-salter i 1991 var ca 1105 tonn i Norge og ca 2210 tonn i Sverige. Det mest brukte impregnerings-saltet var CCA type B (i følge AWPA klassifiseringen) som inneholder ca. 20% kopperoksid (CuO), 35% kromtrioksid (CrO_3) og 45% diarsenpentoksid (As_2O_5). Trykkimpregnert trevirke produseres i 3 kvaliteter med følgende CCA innhold: Klasse M 24 kg/m^3, klasse A 12 kg/m^3 og klasse AB 5 kg/m^3, alt relatert til ytevedvolumet (inntregningsvolumet).

Den viktigste kilden til forurensning ved impregneringsverk er spill og drypp av impregneringsvæske samt utvasking av CCA fra impregnert treverk som lagres utendørs og utsettes for nedbør. Produksjon av CCA-holdig avfall (slam) er lite og ligger på ca 2000 kg pr år i Norge og det dobbelte i Sverige. Dette skal i hovedsak behandles som spesialavfall. De fleste impregneringsverk er godt sikret mot utslipp av impregneringsvæske, men det er fremdeles eldre anlegg i drift som ikke er utstyrt med avrenningsplatting og system for resirkulering av væske. I slike eldre anlegg vil det skje utslipp av CCA-holdig væske til bakken nær kjeleåpningen og utkjøringssporet. Overbygget lagringsplass for impregnert trevirke med fast dekke synes å være mindre vanlig, selv ved nye anlegg. Impregneringssalter vil vaskes ut fra overflaten av treet hvis ferdig impregnert trevirke utsettes for nedbør. Problemet er størst når man ikke har en kontrollert fikseringsprosess ved bruk av for eksempel trelasttørker.

Undersøkelser av jord fra en rekke impregneringsverk tyder på at forurensning med CCA er vanlig. Det kan imidlertid være store variasjoner både innenfor område av ett impregneringsverk og mellom forskjellige verk. De høyeste jordverdiene av CCA er målt nær trykksylinder og utkjøringsspor. CCA-konsentrasjoner på 10-20 g/kg jord kan forekomme, og sammenseningen av kopper, krom og arsen reflekterer i hovedtrekk innholdet i impregneringsvæsken. Måleverdiene på lagringsplass ligger generelt en god del lavere. Siden utvasking av salter fra treets overlate er ulik for kopper, krom og arsen, vil dette også gjenspeiles i jordverdiene. De høyeste verdien finner man for arsen som typisk kan ligge på 100 - 1000 mg/kg jord. (Bakgrunnsverdi 0,1 - 40 mg/kg, typisk 5 mg/kg).

Der hvor jorda er sterkt forurenset av CCA, vil det være en fare for at disse stoffene kan spre seg i vann og nå mennekser og dyr. Særlig bør man vurdere risikoen for kontaminering av grunnvann. Mobiliteten av kopper, krom og arsen i jorda vil være helt avhengig av i hvilke kjemiske former de foreligger og de fysiske og kjemiske forhold som er tilstede i jorda. Mobiliteten kan derfor være forskjellig for de 3 metallene, men er generelt høyere for arsen-forbindelser enn for kopper og krom. Undersøkelser av CCA-kontaminert jord i laboratoriet, tyder på at det selv for arsen kan ta flere hundre år før nivået i jorda halveres (avhengig av jordtype). Jordbunn med lavt humus- og leireinnhold øker mulighetene for at utslipp av CCA skal nå grunnvannet. I 1985 lå ca 40 svenske impregneringsverk (20 %) på en jordbunn som kunne innebære en slik fare. Ti av disse hadde imidlertid avrenningsplatting som reduserte faren for spredning av CCA-holdig væske til jorden.

Det årlige forbruket av CCA-impregnert trevirke var i 1991 ca 210 000 m^3 og 260 000 m^3 i henholdsvis Norge og Sverige. I Norge utgjorde dette ca 10 % av det årlige forbruket av trelast. Impregnert trevirke har en brukstid som er 5 - 10 ganger lengre enn ikke-impregnert trevirke. For at impregneringsstoffene skal gi en effektiv beskyttelse, må disse ha en viss mobilitet eller løselighet. Dette innebærer at stoffene gradvis vil lekke ut. Lekkasje av CCA påvirkes av faktorer i treverket, saltsammensetning og faktorer i jord og vann som treverket utsettes for. Generelt lekker arsen raskere enn kopper og krom. I deler av treverket som er utsatt for nedbør eller som står i jord og vann, kan lekkasjen av arsen komme opp i 20 - 30 % i løpet av de første 10 årene etter at treverket er tatt i bruk. Utvasking av arsen fra CCA-impregnert treverk kan altså bety et totaltutslipp på 30-50 tonn/år i Norge (avhengig av andel som er overflatebehandlet og andel som er i kontakt med jord, vann og nedbør). Utslippet er fordelt over et utall av steder hvor CCA-impregnerte materialer er i bruk.

Målinger i jord nær inntil impregnerte stolper som har stått i jorda i 10 år eller mer, har vist arsenverdier som vanligvis ligger i område 50 - 300 mg/kg. Nivået faller raskt lenger bort i fra stolpene. Jordnivåer av arsen over bakgrunnsverdier er sjelden påvist i en avstand på mer enn 30 cm fra stolper. Denne meget lokale konsentreringen av impregneringsstoffer synes å være typisk for det utslippet som kommer fra treverk som står i jord. Forurenset jord kan imidlertid spres med overflatevann eller ved menneskelige aktiviteter. Slik spredning innebærer imidlertid en fortynning av impregneringsstoffene.

Utvasking av CCA fra impregnert treverk innebærer mulighet forat stoffene kan bli tatt opp i næringskjeden og nå mennesker og dyr. Kunnskapen om faktorer som påvirker biotilgjengeligheten av de aktuelle stoffene i jorda er imidlertid mangelfull. De biocide stoffene i CCA (arsenat- og kopperioner) er toksiske for alle levende organismer når konsentrasjonene blir høye nok. Det skjer derfor ingen akkumulering av disse stoffene i næringskjeden. Organiske former av arsen kan imidlertid akkumuleres i enkelte organismer som lever i vann, men toksisiteten av disse forbindelsene er generelt lave. Enkelte planter kan også utvikle toleranse for arsenforbindelser, slik at de kan vokse og formere seg i jord med relativt høyt innhold av disse forbindelsene. Mekanismene for denne toleransen er dårlig beskrevet. Vanligvis synes planteinnholdet å ligge lavere enn 1 % av jordverdiene (på tørrvekt basis).

Innholdet av kopper, krom og arsen i dyrefor påvirker konsentrasjonen av disse stoffene i kjøtt og melk. Foringsforsøk med okser viser at arseninnholdet i innmat (lever og nyre) er høyere enn i muskel. Konsentrasjonen i muskel er ca 2 % av det man finner i tørt for. En ukjent andel av arsenet vil imidlertid foreligge i organisk form siden alle pattedyr kan metylere uorganiske arsenforbindelser. Dyr som beiter på jord forurenset med arsenforbindelser vil ha en kjøttkonsentrasjon av arsen som ligger under 0,05% av jordverdien. Dersom dyreforet blir direkte forurenset med CCA (via f.eks. forsilo), er det større fare for at skadelige mengder arsenforbindelser kan nå mennesker.

De forbindelsene av kopper, krom og arsen som er tilstede i impregnert treverk vil også være tilstede naturlig i både jord, luft og vann. De naturlige variasjonene kan være ganske store. Alle er derfor mer eller mindre eksponert for disse stoffene. Opptaket kan skje gjennom hud, luftveier og gjennom mat og drikke, hvorav opptaket gjennom fordøyelsessystemet er generelt den viktigste. Undersøkelser av befolkning som bor i området forurenset med

arsenforbindelser har ikke kunnet påviste økt inntak der hvor jordnivået har vært ca 50 mg/kg. Der jorda inneholdt 350 mg/kg var arsenbelastningen hos voksen befolkning bare svakt forhøyet, mens belastningen hos barn var betydelig forhøyet i forhold til befolkning med bakgrunnseksponering. Inntaket av hjemmeprodusert frukt og grønnsaker ble ikke oppgitt i disse undersøkelsene.

Både bruksområde og utbredelse av impregnert treverk har betydning for hvordan og hvor mye befolkningen blir eksponert. Beregninger av forurensningsnivå i jord nær boliger hvor det er et utstrakt bruk av CCA-impregnerte materialer, tyder på bare moderat forhøyede verdier av arsen i et relativt lite område. Om dette betyr økt arsenbelastning for beboere er i stor grad avhengig om det forbrukes frukt og grønnsaker som er dyrket i egen have. Planter dyrket på forurenset jord vil trolig likevel utgjøre en liten andel av det totale årlige forbruket. Moderat bruk av CCA-impregnerte materialer gir sannsynligvis ikke eksponerings-doser for arsen som er forbundet med akutte eller kroniske toksiske skader. Ved forurensning av drikkevann med arseninnhold over normen som er satt som akseptabel for drikkevann, vil slike skader kunne forekomme.

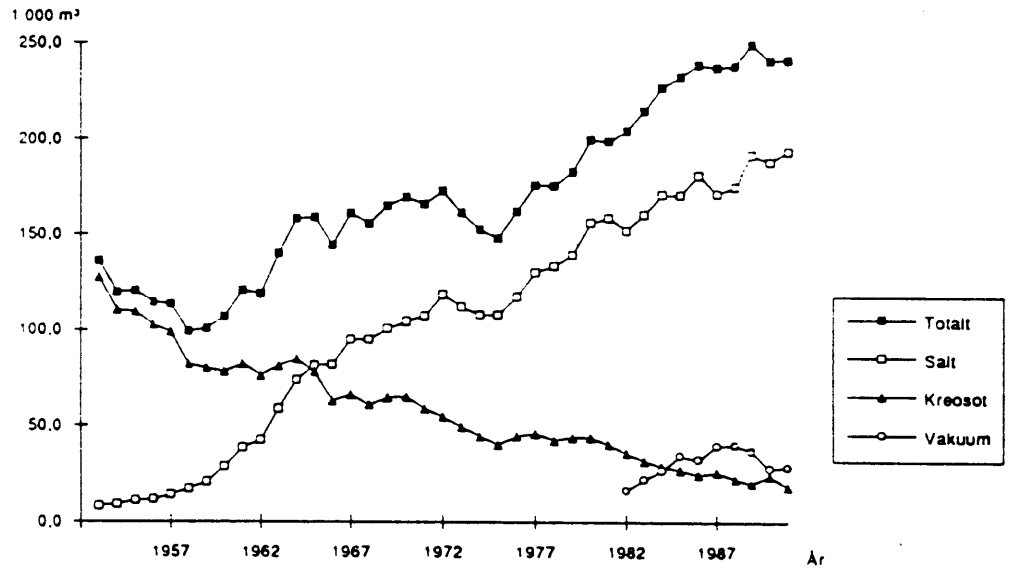
Eksponering for arsen er forbundet med kreftrisiko. Risikoen ved lavdose-eksponering lar seg vanskelig påvise med epidemiologiske metoder. Det er derfor nødvendig å benytte kvantitative modeller. Disse er beheftet med betydelige usikkerheter, men kan likevel gi viktig informasjon, spesielt når man sammenligner forskjellige eksponeringssituasjoner. Den egentlige risikoen ligger sannsynligvis lavere enn det resultatet modellen gir. Bruk av risikomodell fra EPA i USA viser følgende risiko for lungekreft: Av 10 millioner mennesker som har bodd hele sitt liv i hus med CCA-impregnerte materialer i sin nærhet, vil mindre enn 8 personer få lungekreft i løpet av sin livstid som skyldes inhalering av krom-og arsenholdig støv- og jordpartikler. Risikoen er så lav at den kan regnes som akksepterbar. Den estimerte risikoen for hudkreft som skyldes arseneksponering er sannynligvis lavere enn 5×10^{-4} for personer som i hele sitt liv har bodd i hus med CCA-impregnerte materialer og har spist frukt og grønnsaker fra egen have (hvor jorden har vært kontaminert med CCA). (Tilsvarende risiko for å dø av kreft på grunn av passiv røking er 4×10^{-3} og for å dø i bilulykke i løpet av 50 år med daglig kjøring (16 km pr dag) 6×10^{-3}.) Ved beregning av denne risikoen er det tatt utgangspunkt i total eksponering for arsen i en situasjon hvor forurensning fra CCA-impregnerte materialer må betegnes som relativ høy. Til tross for dette, vil over 80% av eksponeringsdosen for arsen tilskrives de naturlige bakgrunnsverdiene i jord og vann. Risikoen for å dø av kreft som kan tilskrives arsen fra et moderat forbruk av impregnerte trematerialer vil sannsynligvis ligge lavere enn 2×10^{-4} hvis matplanter blir kontaminert og minst 100 ganger lavere hvis kontaminert jord ikke brukes til matproduksjon.

Beregning av kreftrisiko ved eksponering for arsen, tyder på at eksponering for kun bakgrunnsnivå kan være ansvarlig for de fleste krefttilfellene som skyldes arseneksponering. Selv om modellen sannsynligvis overestimerer risikoen, kan spredning av arsenforbindelser i miljøet som fører til høyere bakgrunnsnivå være forbundet med helsemessige konsekvenser. Det er derfor ønskelig å redusere innholdet av arsen i produkter som har stor utbredelse og blir brukt slik at stoffet kan lekke ut til omgivelsene.

2. Produksjon av impregnert trevirke.

2.1 Norge (Fra referanse 1.2)

I 1991 var årsproduksjonen av trykkimpregnert trevirke 241600 m^3. (Omfatter ikke impregnering med overflatebehandling). Av dette gikk ca 18200 m^3 til eksport. Importvolumet var ca 47000 m^3. Det har vært en jevn økning i produksjonen siden 1960 (Figur 1). Tre hovedtyper impregneringsmidler har vært i bruk: vannløselig salt-impregnering, kreosot og oljeløst impregnering. Sistnevnte består hovedsakelig av tinn-organiske forbindelser. I 1991 utgjorde saltimpregnerte materialer ca 80% av den totale produksjonen (194 400 m^3), mens kreosot og oljebaserte impregneringsmidler stod for henholdsvis 8% og 12%. (Eksport av saltimpregnert materiale i 1991 er anslått til ca 10000 m^3). Som vist i Figur 1 har bruk av kreosot og saltimpregneringsmidler endret seg betydelig de siste 40 årene.



Figur 1. Produksjonen av trykkimpregnert tre i Norge fra 1953 frem til 1992 fordelt på impregneringsmidlenes hovedtyper.

I 1991 var det i drift ca 75 impregneringsverk i Norge. (Bedrifter med anlegg for trykk eller vakuum impregnering). Av disse var det ca 54 som anvendte vannløselige saltimpregneringsmidler. De 15 største bedriftene stod for nesten 80% av den totale produksjonen. Tabell 1 viser statistikk fra bedrifter tilsluttet Norsk Impregneringskontroll gruppert etter deres produksjonsvolum. Disse bedriftene dekket ca 85% av den totale produksjonen i 1991.

Tabell 1

Gruppering av bedrifter tilknyttet NIK etter deres produksjonsvolum i 1991.

Produksjons -volum (m^3)	Antall produksjons-steder *)	Andel av total-produksjon (%)	Gjennomsnitt volum (m^3)
>10000	4	43.7	21 000
5000-10000	10	32.3	6 200
1000- 5000	16	21.1	2 500
<1000	10	2.8	500
Sum/gj.snitt	40	100.0	4 800

NIK Norsk Impregneringskontroll

*) Flere produksjonssteder kan være tilsluttet samme firma eller konsern.

Produksjonen av trykkimpregnert skur- og høvellast står for ca. 65% av det totale produksjonsvolumet (157 400 m^3) (Tabell 2). Andre viktige produkter er master, gjerde- og rekkverkstolper, sviller og snekkervarer. Ved trykkimpregnering av skur og høvellast brukes det nesten bare vannbaserte saltimpregneringsmidler.

Tabell 2

Fordeling av produsert trevirke etter materialtype og impregneringsmiddel for 1991 i Norge.

Produkt	Kreosot (m^3)	Salt (m^3)	Oljeløst (m^3)	Sum produkt m^3 (%)
Master	12 662	11 909		24571 (10.2)
Skur/høvellast	2 003	155 457		157460 (65.2)
Stolper	566	25 130		25696 (10.6)
Sviller	2 650			2650 (1.1)
Snekkervarer			27 841	27841 (11.5)
Annet	745	1 957	691	3393 (1.4)
Sum m^3	18 626	194 453	28 532	241611 (100)
(%)	(7.7)	(80.5)	(11.8)	(100)

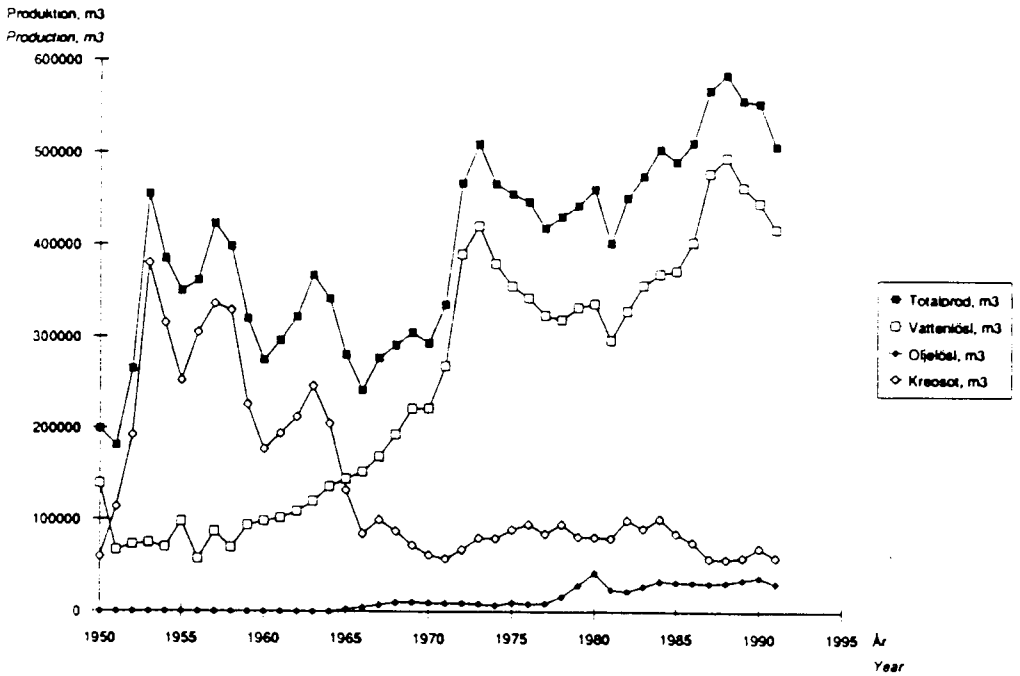
Blant vannløselige saltimpregneringsmidler er CCA-typen den desidert vigtigste. Den består av en blanding av kopper, krom og arsen. Impregnering med CCA-typen utgjør ca. 93% (181 000 m^3) av den totale produksjonen av saltimpregnert trevirke. CC (krom og kopper) og ammonialkaliske koppersalter brukes bare i liten utstrekning.

Det årlige forbruket av CCA impregnert trevirke i Norge er anslått til ca 210 000 m^3.

Dette utgjør ca 10 % av det totale årlige forbruket av trelast.

2.2 Sverige (Fra referanse 2.3)

I 1991 var den totale produksjonen av trykkimpregnert trevirke 507000 m^3. (Omfatter ikke impregnering med overflatebehandling.) Av dette gikk ca 138300 m^3 til eksport. Opplysninger om importvolumet er ikke innhentet, men dette utgjør en liten andel av forbruket. Trenden over de siste 20 årene viser en moderat økning i årlig produksjonsvolum (Figur 2). Produksjonen omfatter 3 hovedtyper impregneringsmidler: vannløselig saltimpregnering, kreosot og oljeløste impregnering. I 1991 utgjorde saltimpregnerte materialer ca. 82% av den totale produksjonen (417400 m^3), mens kreosot og oljebaserte impregneringsmidler stod for henholdsvis 12% og 6%. (Eksport av saltimpregnert materiale i 1991 var ca 125000 m^3). Som vist i Figur 2 har bruk av kreosot og saltimpregneringsmidler endret seg betydelig over de siste 40 årene.



Figur 2. Produktionen av impregnerat trä i Sverige 1950-1991 med fördelning på träskyddsmedelstyp, m^3.
Production of preservative-treated wood in Sweden 1950-1991 by preservative type, m^3.

I 1991 var det i drift 144 impregneringsverk i Sverige. Av disse var det 119 som anvendte vannløselige saltimpregneringsmidler. I løpet av 1980 årene har det vært en nedgang i antall bedrifter på over 40 %. De fleste nedlagte bedriftene har vært små eller middels store. De 50 største bedriftene stod for over 88% av totalproduksjonen i 1991, mens de 50 minste bare hadde en andel på 2%. Ti bedrifter hadde en årsproduksjon større enn 10 000m^3 (Tabell 3).

Tabell 3

Gruppering av impregneringsverk i Sverige etter deres produksjonsvolum i 1991.

Produksjonsvolum m^3	Antall produksjons-steder	Andel av total produksjoner (%)	Gj.snittlig volum m^3
> 10000	10	40.5	20 500
3000-10000	43	47.5	5 600
500-3000	39	10.0	1 300
< 500	52	2.0	200
Sum/Gjennomsnitt	144	100.0	3 500

Hoveddelen av produksjonen av trykkimpregnert trevirke består av skur og høvellast for byggebransjen og hobbysnekkere (389 600 m^3) (Tabell 4). Andre viktige produkter er master, gjerdestolper og sviller. Ved trykkimpregnering av skur og høvellast brukes det nesten bare vannbaserte saltimpregneringsmidler.

Tabell 4

Fordeling av produsert trevirke etter materialtype og impregneringsmiddel for 1991 i Sverige.

Produkt	Kreosot (m^3)	Salt (m^3)	Oljeløst (m^3)	Sum produkt m^3 (%)
Master	34 400	8 600		43000 (8.5)
Skur/høvellast	500	385 700	3 400	389600 (76.8)
Gjerdestolper		19 500		19500 (3.8)
Sviller	24 300	3 100		27400 (5.4)
Snekkervarer		200	27 500	27700 (5.5)
Annet		300		300 -
Sum m^3	59 200	417 400	30 900	507500 (100)
(%)	(11.7)	(82.2)	(6.1)	(100)

Blant vannløselige saltimpregneringsmidler er CCA-typen den desidert viktigste. Den består av en blanding av krom, kopper og arsen. Impregnering med CCA-typen utgjør ca. 87% (362600 m^3) av den totale produksjonen av saltimpregnert trevirke. Bruk av salt-impregneringsmidler hvor arsen er utelatt eller erstattet med boron og fosfat forekommer også, men utgjør et lite volum.

Forbruket av CCA impregnert trevirke i Sverige er anslått til ca 260 000 m^3 i 1991.

3. Impregneringsprosess.

I hovedtrekk består prosessen av 2 trinn:

1. Behandling med impregneringsvæske
2. Kjemiske fikseringsreaksjoner i treverket under tørking og lagring

Treverket regnes som ferdig fiksert når det er blitt tørt (vanninnhold ca. 25%).

Bruk av CCA som impregneringsmiddel baserer seg på de biocide egenskapene til kobber (Cu(II)) og arsen (As(V)). Krom brukes hovedsakelig for å fiksere kobber og arsen i treverket samt for å fiksere og styrke strukturer i treet. Denne fikseringen ønskes først når saltene er trengt godt inn i treverket. Dette oppnåes ved at krom er tilstede i lettløselig seksverdig form (Cr(VI)) i fikseringsvæsken. Etter inntrenging i treverket reagerer Cr(VI) med reduserende stoffer som lignin og cellulose i treet og blir omdannet til treverdig krom (Cr(III)). Treverdig krom danner så en rekke tungtløselige komplekser hvor både komponenter i treet, kobber og arsen inngår. Det er også mulighet for dannelse av tungtløselige komplekser av Cr(VI). Etter utfelling av kobber og arsen skjer det en langsom omdanning av kompleksene til mer stabile former som ytterligere reduserer muligheten for utvasking av saltene.

Impregneringsprosessen starter ved at treverket blir spent fast på skinnegående vogn som blir skjøvet inn i trykksylinderen. Inntrengning av impregneringsvæske skjer under overtrykk og med temperatur på 20-25°C. Impregneringsvæsken består av ca. 2% vandig løsning av oksider av arsen, krom og kobber. Den har en pH på ca 2,2 og krom vil da foreligge som $Cr_2O_7^{2-}$ og $HCrO_4^-$, arsen som $H_2AsO_4^-$ og kobber som Cu^{2+}. Væsken lages fra en gelaktig pasta med 55-75% oksidinnhold. Pastaen kommer gjerne på 100 kg fat som blandes ut automatisk. Den mest vanlige pastaen er K33 type salt som består av 14.8% CuO, 26.6% CrO_3 og 34% As_2O_5 (CCA Type B i følge AWPA klassifiseringen). Det finnes også salttyper med høyere kromat innhold og lavere arsenat innhold (Type A salt: 18% CuO, 65% CrO_3 og 17% As_2O_5; Type C salt: 18.5% CuO, 47.5% CrO_3 og 34% As_2O_5.)

Overskudd av væske i treverket kan reduseres ved at sylinderen settes på vakuum, men noe vil også dryppe av utenfor sylinderen. Nyere anlegg har avrenningsplatting hvor avdryppet samles opp og resirkuleres. Ved eldre anlegg som mangler slik platting vil det kunne skje kontaminering av området nær kjeleåpningen. Etter at vogna er trukket ut av sylinderen, blir det våte treverket spent løs og fraktet med truck til tørkerom eller utendørs lagringsplass. Det er vanlig at skur og høvellast tørkes noen dager i lukkede trelasttørkere for deretter å bli lagret utendørs. Store master blir som oftest lagret utendørs.

Reduksjonen av Cr(VI) til Cr(III) i treverket har en avgjørende betydning for fikseringsprosessen. Før denne reduksjonen er ferdig kan både kobber, krom og arsen i vesentlig grad vaskes ut av treverket. Den primære fikseringsprosessen knyttet til dannelse av Cr(III)-komplekser kan pågå fra en dag til over en måned. Temperaturen under tørking og lagring har stor betydning for kinetikken i denne prosessen. Ved 20°C kan reaksjonen være over på 3-5 dager. I frosset treverk vil den stoppe helt opp. En sikker handtering av impregnert treverk er i stor grad avhengig av at den primære fikseringsprosessen er avsluttet.

Det er vanlig at fikseringsprosessens avslutning knyttes til treverkets vanninnhold og ikke til kjemiske forhold som f. eks. mengde av Cr(VI) i treet. Dette er en klar ulempe som innebærer risiko for at ufiksert materiale kan taes i bruk.

3.1 Forbruk av CCA

Trykkimpregnert trevirke (med CCA) produseres i 3 kvaliteter i følge Norsk Standard (INSTA 140) og Svensk Standard. Innholdet av CCA i klasse M, A og AB er henholdsvis 24 kg/m^3, 12 kg/m^3 og 5 kg/m^3, alt relatert til ytevedvolumet (inntregningsvolumet). I 1991 var ca 83% av alt saltimpregnert trevirke av klasse A i Norge, og nesten 14% var uklasset (2).

I gjennomsnitt går det med ca 6-7 kg CCA-pasta (75% saltinnhold) til å produsere 1 m^3 impregnert trevirke (4).

I 1991 var forbruket av CCA-salt i Norge ca 950 tonn.

Dette tilsvarer ca 148 tonn kopper, 174 tonn krom og 279 tonn arsen.

I 1991 var forbruket av CCA-salt i Sverige ca 1900 tonn.

Dette tilsvarer ca 296 tonn kopper, 348 tonn krom og 558 tonn arsen.

4. Kontamineringsveier for CCA.

4.1 Uhell ved transport av CCA pasta.

Pasta leveres ofte i 100 kg fat, men også i fat på 200 kg og lukkede containere på ca 2 m^3. I Norge lå forbruket av CCA i 1991 på ca 1105 tonn (1475 tonn pasta). Det er antatt at dette tilsvarer en emballasje mengde i området 7 000 - 10 000 enheter. Risikoen for lekkasje uhell under transport og lagring er ukjent. Selv om denne er lav, vil det relativt store antall emballasje-enheter gjøre at slike uhell forekommer. Det er imidlertid ikke funnet noen data på hyppigheten av slike. Sannsynligvis representerer denne kilden en svært liten andel av det totale utslippet av CCA.

4.2 Slam fra impregneringskjele

Slammet dannes ved at treverket avgir små mengder trefibre, flis og eventuelt sand under impregneringsprosessen. Der hvor det finnes avrenningsplatting utenfor sylinderen vil også noe støv og sand følge med den væsken som resirkuleres. Slammet inneholder mye impregneringsmiddel som ikke er bundet, og det kan være dannet utfelt salt. En undersøkelse

viste at tørket slam inneholdt 65% organisk materiale, 28% impregneringsstoffer og 7% sand og leire (4b). I en kartlegging av avfall fra treimpregnerinmgsanlegg i Norge (4) ble det rapportert om slammengder i området 0.006 kg til 0.110 kg pr m^3 behandlet trevirke. Vi har antatt at slamproduksjonen i gjennomsnittet ligger nær 0.010 kg pr m^3 behandlet virke, som synes å være en typisk verdi for store og middels store produsenter.

Estimert årsproduksjon av CCA slam i Norge: 1 900 kg
Estimert årsproduksjon av CCA slam i Sverige: 3 800 kg

Av dette vil CCA mengden utgjøre omtrent 1/4.

Slamproduksjonen er så lav at mange bedrifter lar slammet ligge i flere år i lagringstanken for impregneringsvæske før det fjernes. Både i Norge og Sverige betraktes slikt avfall som spesialavfall og skal handteres i henhold til vedtatte forskrifter.

4.3 CCA rester i pasta-emballasje.

Tomemballasje utgjør den største avfallsmengden fra impregneringsverk. CCA-pasta blir som oftest levert i stål- eller plastfat på 100 eller 200 kg. Lukkede containere beregnet for retur til leverandør kan også forekomme.
Grundig vask av emballasje hvor vaskevannet tilbakeføres til blandetanken bør være rutine hvis det er mulighet for saltrester i fatet etter utblandingen. Forsøk har vist at et 100 kg fat som skylles 2 ganger med temperert rent vann har et CCA innhold som antagelig ligger under 1 g (4).

Pastafatene sammenpresses og sendes vanligvis til skraphandlere eller deponeres på kommunale fyllplasser sammen med vanlig forbruksavfall.

Det er anslått at utslippet av CCA fra emballsje utgjør mindre enn 30 kg pr år i Norge.

4.4 Spill og drypp

En vanlig kontamineringsvei for CCA-væske til omgivelsene er gjennom drypp og avrenning fra nyimpregnert trevirke. Spill ved handtering av impregneringsvæske eller pasta samt lekkasjeuhell med impregneringskjelen er nok mer sjeldent. Det har imidlertid vært enkelttilfeller av ukontrollert utslipp av CCA, spesielt i eldre anlegg, hvor utslippet til omliggende grunn har vært betydelig. I en undersøkelse foretatt av SFT i Norge i 1988 (4) viste at 13/15 anlegg var delvis eller godt sikret mot utslipp av impregneringsvæske. Et flertall av bedriftene (9/16) hadde også oppsamling av drypp fra nyimpregnert trevirke (avrenningsplatting med fast dekke og resirkulering av væske). Impregneringsanlegg med platting hadde også helt eller delvis overbyggning for beskyttelse av nyimpregnert trevirke mot nedbør. Moderne impregneringsanlegg konstruert etter retningslinjer fastlagt av myndighetene representrere trolig liten forurensningsfare. I anlegg uten fast dekke utenfor trykksylinderen, vil avrenning av CCA-holdig væske til omgivelsene være vanskelig å unngå. Anlegg uten overbyggning ved sylinderåpningen vil dessuten ha et avrenningsproblem fordi nedbøren vil kan vaske ut imprgneringsstoffer fra treverket.

Mange impregneringsverk bruker idag trelasttørker for å få en kontrollert fiksering av CCA og riktig fuktighet i treverket. Impregneringsprosessen er da som oftest ferdig i løpet av 2-3 dager, og treverket kan deretter lagres utendørs. Store master blir nesten alltid transportert til lagringsplass utendørs etter impregnering. Hastigheten i fikseringsprosessen vil da være avhengig av temperaturen utendørs. Uten overbyggning vil CCA kunne vaskes ut med nedbøren. Dette problemet vil være størst i den kalde årstiden, siden fikseringen i treverket går mer langsomt. Også i ferdig fiksert trevirke vil nedbør kunne vaske ut impregneringsstoffer fra overflaten over tid. I overnevnte undersøklese av SFT hadde bare 3/16 bedrifter overbygget lagringsplass for impregnert trevirke, mens 5/16 hadde fast dekke på lagringsplass. Bare en av 16 bedrifter hadde oppsamling av avrenning.

Det er vanskelig å anslå hvor mye CCA som lekker ut til omgivelsene fra spill og drypp. EPA i USA har anslått volumet av avdryppet til ca 1% av det som går inn i treverket (5). Det er antagelig også stor forskjell på nye og eldre anlegg. Nivåer av Cr, Cu, og As i jord nær impregneringsanlegg og lagringsplass vil gi et bilde av tidligere utslipp.

4.5 Lekkasje fra impregnert trevirke.

Impregneringsmidler brukes for å øke brukstiden til trevirke. De biocide stoffene i impregneringsmidlet ønskes derfor fiksert i treverket slik at de holder seg der over lengst mulig tid. På den andre siden må disse stoffene ha en tilstrekkelig løselighet forat de skal beskytte treverket mot nedbrytende organsimer. En effektiv beskyttelse av treverket vil altså medføre en gradvis utlekking av impregneringsstoffene.

Laboratorieforsøk viser at lekkasje av CCA fra trevirke påvirkes av faktorer som treets egenskaper, sammensetning av impregneringsmidlet, impregneringsprosessen og betingelser under fikseringen samt temperatur, pH og ionemiljø i vann og jord som er i kontakt med trevirke (6-8). Maling, lakking og annen overflatebehandling av treverket kan dessuten ha stor betydning for utvasking av CCA. I denne rapporten forutsetter vi at fikseringen av stoffene er optimal og fullstendig. (Nedbør på ikke-fiksert treverk kan resultere i betydelig utvasking av CCA-stoffer.)

Når det gjelder impregneringsmidlets sammensetning tyder forsøk på at høyt krominnhold og relativt lavt arseninnhold (CCA type A, se side 11) gir generelt en mer langsom utvasking enn impregneringsmidler med lavt krominnhold (9-10). Det mest brukte impregneringesmidlet i Norge og Sverige er CCA type B med høyt arsen innhold. Lekkasjen kan også være avhengig av om CCA foreligger i salt form eller i sur oksid form (10). I de fleste undersøkelsene som er sitert i dette avsnittet er det brukt CCA type B i oksid form (den mest brukte).

Ved Sveriges Landbruksuniversitet, Uppsala, er det gjort lekkasjestudier av krom, kopper og arsen fra impregnert treverk både i laboratorie- og feltforsøk (8,11). I forsøkene ble spon fra CCA-impregnert treverk (Boliden K33) plassert i 3 forskjellige jordtyper for å undersøke hvordan lekkasjen påvirkes av jordmiljø. Forsøket viser bl.a. at arsen og krom har en mer langsom lekkasje fra spon i leirjord enn hvis sponene **ikke** er dekket med jord. Torvjord med

sitt høye innhold av humus øker hastigheten på utlekking av kopper. Sandjord påvirker i liten grad lekkasjenastigheten på CCA. Disse effektene ble observert i starten av forsøket hvor lekkasjen er størst, antagelig pga overskudd av impregneringssalter på overflaten. Seinere vil lekkasjen stabilisere seg på et lavere og mer konstant nivå. I Tabell 5 finnes data på totaltap av CCA i spon etter 11 år i feltforsøk hvor prøvene har vært utsatt for normale værforhold.

Tabell 5

Totaltap av kopper, krom og arsen fra trespon pakket i 3 jordtyper og utsatt for normale værvariasjoner i 11 år.

Jordtype	Kopper (Cu) %	Krom (Cr) %	Arsen (As) %
Leirjord	14 - 25	9 - 10	23 - 43
Torvjord	33 - 38	1 - 3	31 - 49
Sandjord	26 - 37	3 - 7	39 - 63

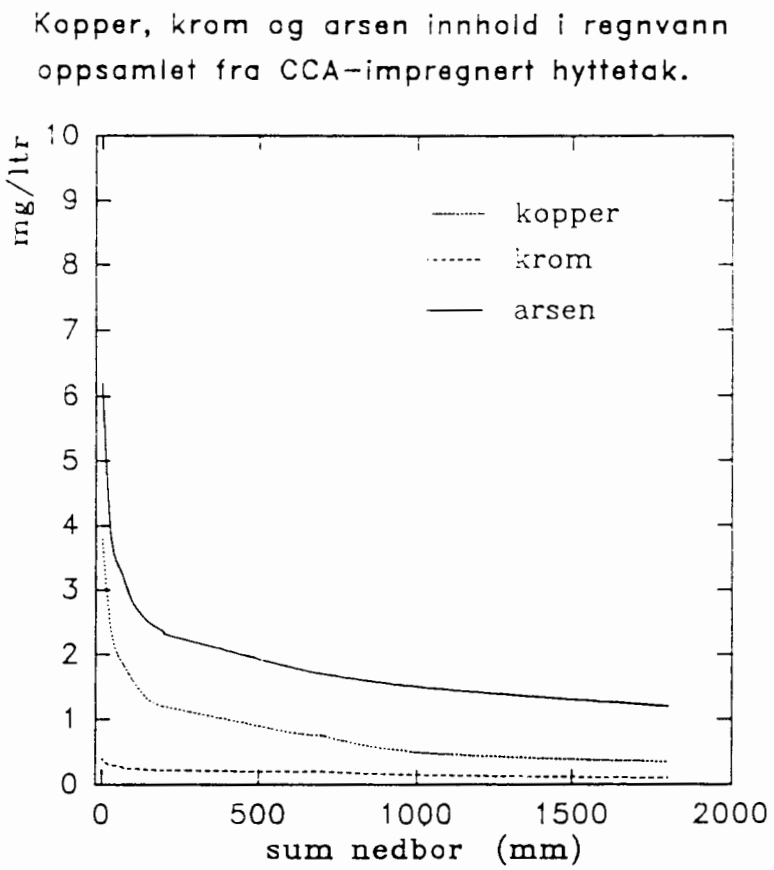
Data er hentet fra referanse 8.
Totalinnhold i spon: Cu 4480 mg; Cr 4650 mg; As 8300 mg
Spredning i tallene skyldes at totaltapet er beregnet både ut fra differanseberegninger i sponets CCA innhold og ved summering av CCA som er lekket ut i jord og vann. Disse to bergningsmåtene ga forskjellig tapsprosent.

Tapet av arsen er større enn kopper og krom i alle jordtypene. Størst er tapet av arsen i sandjord og lavest i leirjord. Kopper lekker også ut minst i leirjord i motsetning til krom. Det totale tapet av krom er imidlertid lavere enn kopper i alle jordtypene. Når det gjelder størrelsen på tapene må man ta i betrakning at det her brukes trespon som har en relativt større kontaktflate mot jord og vann enn massivt treverk.

Figur 3. viser målinger av lekkasje fra et CCA-impregnert hyttetak (foretatt i Norge) (12). Innholdet av kopper, krom og arsen ble analysert i oppsamlet regnvann over en periode på 2 år. Utvaskingen er størst til å begynne med og avtar raskt til et mer konstant nivå. Arseninnnholdet i oppsamlet regnvann (1100 ug/l) lå betydelig over anbefalte maksimumsverdier i drikkevann (WHO 50ug/l) selv etter 2 år og 1800 mm nedbør.

I en undersøkelse har man plassert 5 stk 20 cm tykke påler (impregnert med K33 type salt) i kar med rinnende vann (13). Forsøket varte i 10 år. I løpet av denne tiden hadde ca 20 % av arsenet blitt vasket ut i de ytterste 5 mm av stolpene. Hoveddelen av dette tapet skjedde de 2 første årene. Forsøket tydet på at tapet av kopper og krom var lavt.

Figur 3



I undersøkelse av en fórsilo i Norge laget av CCA-impregnerte materialer (K33 type) fant man at tapet av kopper, krom og arsen var henholdsvis ca.45%, 55% og 80% etter 2 sesonger (12). Tapet var størst i bunnen av siloen. Det store tapet av impregneringsstoffer skyldes antagelig bruk av maursyre som konserveringsmiddel i fóret og høyt innhold av organisk materiale i den væsken som var i kontakt med siloveggen.

I Sverige har man undersøkt CCA impregnerte stokker brukt i sandkasse for barn etter 2-4 års bruk (14). Målinger viste at 20-25 % av arsenet hadde lekket ut av stokkene. Tapet av kopper og krom var lite.

En undersøkelse foretatt i Finland på 10 elektrisitetsmaster i vanlig bruk over 10 år viste tap av kopper, krom og arsen som angitt i Tabell 6 (15). Tapene varierte i forskjellige deler av mastene, men var størst ved bakkenivå. Over 30% av arsenet hadde lekket ut ved dette nivået. Tapet av kopper og arsen i de nedre delene av masta synes å ligge høyere enn hva som er rapportert i andre lignende studier. Det kan skyldes at mastene er utsatt for et ytre miljø med lav pH, men kan også delvis skyldes usikkerheter i beregninger av utgangsverdier av CCA. Generelt er det fare for at tapet av CCA i den delen som står i jord underestimeres fordi CCA

Tabell 6

Tap av kopper krom og arsen i forskjellige deler av master som har stått i jorda i 10 år.

Prøvtakingssted	Komponent	Totaltap %
Toppen av masta	Kopper	11.2
	Krom	18.8
	Arsen	21.6
	K33	10.8
1.0 m over bakken	Kopper	20.0
	Krom	12.0
	Arsen	25.8
	K33	19.9
Bakkenivå	Kopper	21.8
	Krom	24.0
	Arsen	33.6
	K33	22.2
0.5m under bakken	Kopper	18.8
	Krom	2.7
	Arsen	25.5
	K33	18.5

Data er hentet fra referanse 15.
Totaltapet er gjennomsnitt av 10 master.

Den totale årlige utlekkingen av CCA fra impregnert treverk i bruk er vanskelig å beregne. Dette er først og fremst avhengig om treverket blir direkte utsatt for vann eller nedbør. Hvis man antar at dette gjelder ca. 70% av det årlige forbruket og at 20% av arsenet lekker ut de første 10 årene, er følgende årlig lekkasje av arsen til miljøet sannsynlig:

Norge: 41 tonn /år (antatt gjennomsnitt forbruk på 190 000 m^3/år)
Sverige: 47 tonn/år (antatt gjennomsnitt forbruk på 220 000 m^3/år)

Størstedelen av forbrukt CCA vil med tiden lekke ut til omgivelsene, men dette kan ta meget lang tid. Levetiden for CCA-impregnert treverk er avhengig av bruken, men vil oftest antagelig ligge i område 30 - 50 år. Selv etter denne tiden er det grunn til å anta at treverket vil inneholde betydelige mengder CCA.

4.6 Avfall

Impregnert trevirke blir forringet ved kapping, høvling eller annen lignende bearbeiding. Når slikt skjer kan uimpregnerte deler av treverket blottlegges. All bearbeiding bør derfor foregå før impregneringen. I impregneringsverk blir det derfor lite avfall i form av avkapp og flis. Den største mengden av slikt avfall blir til på steder der slike materialer brukes. Avkapp av saltimpregnert tre skal ikke brennes, men leveres på kommunale avfallsplasser. Ved brenning

frigjøres en god del arsen i røyken (16). Asken vil inneholde giftige imregneringsstoffer i lettløselig form. Impregnert treavfall kan brennes i anlegg med høyeffektiv røykgassrensning og sikker handtering av asken. Man må imidlertid regne med at mange forbrukere brenner små mengder impregnert treavfall.

I en undersøkelse blant svenske byggefirmaer ble det anslått at avfallsmengden utgjør ca. 5% av forbruket (8), men dette ligger trolig lavere for "hobbysnekkere". I tillegg kommer kassert treverk fordi det er blitt gammelt og nedbrutt eller i forbindelse med riving og ombygging.

5. Innhold av kopper krom og arsen i jord og vann ved utslipp fra impregnert trevirke og impregneringsverk

5.1 Bakgrunnsverdier.

Både kopper, krom og arsen forekommer naturlig i jord og vann. Innholdet varierer avhengig av bergarten på stedet, men vil også ha en geografisk variasjon uavhengig av dette. Generelt vil det naturlige nivå være høyere av kopper, krom og arsen i leirjord enn i sandjord. I bergarter som inneholder mye kopper, bly, sølv eller gull kan man finne svært høye verdier av arsen (> 1000 mg/kg). Bakgrunnsnivå av arsen i det sørlige og nordøstlige deler av Norge er i betydelig grad påvirket av avsetning av arsen i luft som kommer fra områder med kull- og oljefyrte kraftverk og metallindustri i Europa (17b).

Tabell 7

Typiske normalverdier av kopper, krom og arsen i jord og vann.

	Kopper - Cu mg/kg	**Krom - Cr mg/kg**	**Arsen - As mg/kg**
Vulkanske bergarter	50	100	1.5
Sedimentære bergarter	33	72	7.7
Jord i Norge og Sverige	20 (2 - 250)	20 (1 - 250)	6 (0.1 - 40)
Grunnvann	0.01	0.01	<0.01

Data fra referanse 17 - 21.

Anbefalte maksimumsverdier for drikkevann ligger på 0,05 mg/l for krom(VI) og arsen og 0,1 mg/l for kopper (etter WHO's anbefalinger) (22).

5.2 Måleverdier i jord rundt impregnert trevirke

I Finland er det gjort målinger i jord rundt elektrisitetsmaster som hadde vært i bruk i 10 år (15). Analyseresultatene viste at arseninnholdet i jorda inntil stolpene lå i område 42 - 420 mg/dm^3 (gjennomsnitt 180 mg/dm^3). Bakgrunnsnivået lå på 1 - 5mg/dm^3. Innholdet av kopper og krom lå i område 14 - 130 mg/dm^3 (gjennomsnitt henholdsvis 79 mg/dm^3 og

65 mg/dm^3).

I en annen undersøkelse er det gjort målinger av kopper, krom og arsen i sand inntil impregnerte stolper i en sandkasse for barn (14). Stolpene hadde vært i bruk 2-4 år. Målinger ble gjort både fra det øverste sandlaget og laget 20 cm ned. Tilsvarende prøver ble tatt 0.5 m fra stolpene. Resultatene er gitt i Tabell 8.

Tabell 8

Innhold av kopper, krom og arsen i sandprøver tatt fra sandkasse laget av CCA impregnerte stolper.

Gjennomsnittsinnhold i mg pr. kg tørrvekt (målevariasjon)

Prøvested	Kopper		Krom		Arsen	
	nær stolper	0,5 m avstand	nær stolper	0,5 m avstand	nær stolper	0,5 m avstand
Overflate	11.2 (9.5-13.4)	9.7 (7.6-10.8)	6.1 (4.9-7.0)	5.4 (3.3-9.2)	6.9 (3.7-6.3)	0.8 (0.1-1.7)
0.2 m ned	10.5 (7.9-11.9)	9.8 (6.8-10.6)	6.2 (3.4-9.3)	5.5 (3.7-6.9)	4.2 (1.3-12.9)	0.6 (0.3-0.9)
Gj.snitt Totalt	11.0	9.7	6.1	5.4	5.6	0.7

Data er hentet fra referanse 14.

Det kan konkluderes med at sanden er blitt kontaminert med arsen fra stolpene, men at nivået ligger innfor det som regnes som normal variasjon i jorda (1 - 20 mg/kg). I en sandkasse er det sannsynlig at sanden er i noe bevegelse og forflytting. Det er derfor mulig at verdiene i sanden inntil stolpene ville vært høyere dersom sanden hadde vært i ro.

I en studie fra USA har man undersøkt lekkasje ut i jorda (sandjord) fra 7 år gamle stolper impregnert med CCA type B (23). Måleresultatene viser følgende verdier av **arsen** (gjennomsnitt fra 2 stolper i mg/kg):

	Avstand fra stolpene (cm)			(Bakgrunn)
Dybde (cm)	0 - 5	5 - 10	10 - 15	
15	305	80	32	(12)
30	245	21	11	(7)

I en annen undersøkelse i USA ble CCA-nivået kartlagt rund bjelker (tverrsnitt 5 x 10 cm)

impregnert med CCA type II (ligner CCA type B) etterat bjelkene hadde stått i sandjord i ca 30 år (24). Jordprøver ble tatt i ulike dybder under bjelkene og i forskjellig avstand til siden. I Tabell 9 vises middeltall fra 10 bjelker. Tallene i parentes er bakgrunnsverdier målt i samme dybde.

Tabell 9

Jordinnhold av kopper, krom og arsen under og rundt impregnerte staver samt bakgrunnsnivåer i samme område.

Prøvested	Cu mg/kg (bakgrunnsniva)	Cr mg/kg (bakgrunnsniva)	As mg/kg (bakgrunnsniva)
Dybde under stavene			
0-15 cm	48 (4.0)	23 (3.8)	108 (1.3)
15-31 cm	8.2 (4.2)	7.4 (7.5)	21 (0.6)
31-46 cm	6.4 (6.6)	6.2 (6.9)	1.1 (1.0)
46-61 cm	4.1 (4.4)	7.1 (7.1)	1.1 (0.9)
61-76 cm	- (4.3)	- (9.2)	- (1.4)
Avstand fra stavene (overflateprøver)			
0 cm	48	24	183
8 cm	15	8.2	118
15 cm	4.9	6.4	7.0
23 cm	7.2	5.3	4.9

Data er hentet fra referanse 24.

Innholdet av arsen og krom i jorda var ikke signifikant forskjellig fra bakgrunnsverdiene i en avstand på mer enn 30 cm under stavene og mer enn 15 cm til siden.

5.3 Måleverdier i jord fra impregneringsverk.

Spill og drypp av impregneringsvæske vil ofte forekomme nær impregneringskjele og ved utkjøringssporet for nyimpregnerte materialer. Flere eldre verk mangler avrenningsplatting for oppsamling av slikt spill. På aktuelle steder i slike impregneringsverk vil man forvente å finne høye jordverdier av kopper, krom og arsen. På lagerplass for ferdig impregnert trevirke er grunnen gjerne kontaminert på grunn av utvasking av salter fra treets overflate. Ved å beskytte treverket mot nedbør, kan dette utslippet i vesentlig grad reduseres. På lagerplassen vil arsen utgjøre det største lekkasjeproblemet, men jordverdiene er som regel lavere enn de man finner nær selve impregneringskjelen.
Tabell 10 viser innholdet av kopper, krom og arsen i jord tatt fra 7 impregneringsverk i Sverige. I ekstreme tilfeller er det målt opptil 10- 20 000 mg/kg jord ved impregneringsverk.

Tabell 10

Innhold av kopper, krom og arsen i jordoverflate ved 7 svenske impregneringsverk

	Cu mg/kg	Cr mg/kg	As mg/kg
Verk 1			
ved sylinder	2 800	2 400	6 000
lagerplass 1	760	400	1 200
lagerplass 2	400	220	370
Verk 2 lagerplass	900	570	1 070
Verk 3 lagerplass	1 100	650	840
Verk 4 lagerplass	115	317	820
Verk 5 ved sylinder	3 100	4 900	9 530
Verk 6 lagerplass	650	420	1 220
Verk 7 lagerplass	106	110	126

Data er hentet fra referanse 25 og 26.

Jordtypen under impregneringsverk har avgjørene betydning for risikoen for at CCA skal sprees i jord og grunnvann. Jordbunn med lavt humus- og leireinnhold øker muligheten for at utslipp av CCA skal nå grunnvannet (27). I 1985 lå 39 (20%) impregneringsverk i Sverige på en jordbunn som bestod vestentlig av grus (27). Ti av disse hadde en utforming som gjorde at spill til jorden utgjorde liten miljørisiko i denne sammenhengen.

5.4 Måleverdier i vann i kontakt med CCA-holdige materialer.

Regnvann oppsamlet fra hyttetak med CCA impregnerte bord hadde et innhold av arsen på ca 1,2 mg/l selv etter 2 års bruk og 1800 mm nedbør (13). Innholdet av kopper og krom var henholdsvis 0.76 mg/l og 0,094 mg/l.

Det er foretatt målinger av kopper, krom og arsen i grunnvannet under impregneringsanlegg i Sverige (25). De høyeste verdiene var 0,02 mg/l kopper, 0,26 mg/ml krom og 0.06 mg/l arsen. De fleste målingene lå så lavt at vannet tilfredsstiller WHO's krav til drikkevann. Det skal imidlertid bemerkes at jordmålingene på de aktuell impregneringsverkene viste også lave og muligens ikke typiske verdier. Lekkasje av CCA ned til grunnvannet er også avhengig av jordypen på stedet. På eldre impregneringsanlegg uten avrenningsplatting og som ligger på en grunn av sand og grus, vil faren for kontaminering av grunnvannet være tilstede.

6. Mobilitet av CCA i jord og vann.

Mobiliteten av metallforbindelser vil helt avhenge av formene de foreligger i og hvilke fysiske og kjemiske forhold som er tilstede i jord og vann. I jord bestemmes mobiliteten av kopper, krom og arsen hovedsakelig av ionebytting og løselighet/utfelling. For arsen og krom vil også redoksprosesser ha stor betydning. Kopper, krom og arsen bindes i jorden med forskjellige

mekanismer. Mobiliten i jordlagene er derfor ofte forskjelllig for de tre metallene, men mobiliteten av arsen er generelt høyere enn for kopper og krom.

6.1 Kopper

Kopper bindes gjerne til jern- og manganoksider i jorden. Kopper har også stor evne til kompleksbinding til organisk materiale, både tungtløselige og lettløselige (28). Målinger i sterkt forurenset jord (3150 mg/kg Cu) viste at mindre enn 0,5% av totalkopper forelå i fri, ikke-kompleksbundet form (29). Dersom pH ligger over 6,5 - 7, kan kopper falle ut som tungtløselig kopperhydroksid.

6.2 Krom

I naturen kan krom foreligge både i treverdig form (Cr(III)) og i seksverdig form (kromat - Cr(VI)). I ikke-forurensede områder dominerer den treverdige formen i jorda. I vann vil løselig krom hovedsakelig være Cr(VI), men dette vil være avhenig av løselig organiske stoffer (som kan holde Cr(III) i løselig form) (30). Cr(VI) har generelt høyere mobilitet enn Cr(III) både i jord og vann, og er den mest reaktive og toksiske av de to formene. Cr(VI) kan reagere med organisk materiale og toverdige jernforbindelser under dannelse av Cr(III) (30b). Denne reaksjonen er raskest under sure forhold. (I impregneringsvæsken og i asken fra forbrent impregnert treverk foreligger krom som Cr(VI). Spill av impregneringsvæske på jorden fører til at Cr(VI) reduseres til Cr(III) ved kontakt med organiske stoffer (26). Kapasiteten til denne reduksjonen er begrenset. Ved større utslipp av impregneringsvæske eller lavt humusinnhold kan krom spres lettere i jorden. Kromat (Cr(VI)) kan også felles ut som tungløselige salter med kalsium, aluminium og treverdig krom (31). Utfellingen er mest effektiv ved lav pH i jorden.

Treverdig krom har stor evne til å danne meget stabile komplekser med organisk materiale. Mobiliteten av Cr(III) vil være avhengig av løseligheten av disse kompleksene. Cr(III) kan oksideres til Cr(VI) av manganoksid (MnO_2) i jorden, spesielt under nøytrale og alkaliske forhold (30). Kapasiteten er begrenset og er størst dersom tilgangen på oksygen er god.

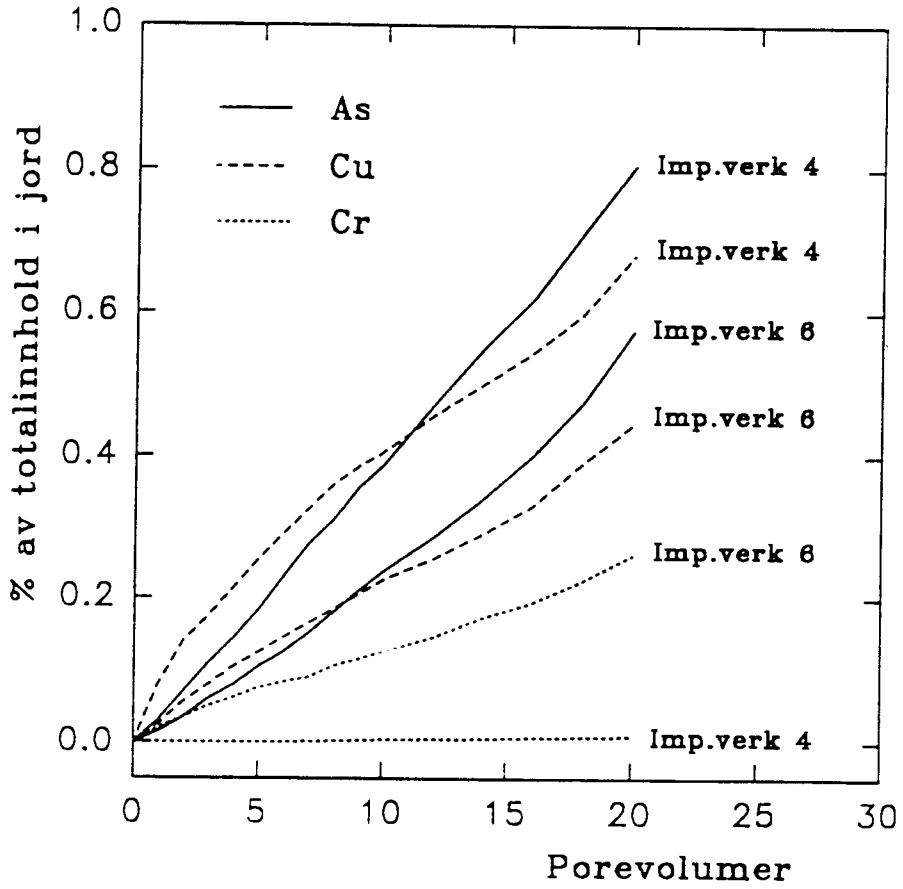
6.3 Arsen

I basisk jord (pH > 6) med god tilgang på oksygen vil femverdig arsen (arsenat - As(V)) dominere (32). Arsen i impregneringsvæske og impregnert treverk og vil også være i femverdig form. I sur jord og under svakt reduserende forhold vil arsen foreligge i treverdig form (arsenitt - As(III)). Omdaning av As(V) til As(III) kan også skje mikrobiologisk. Mikroorganismer i jorden kan så omdanne As(III) videre til metylarsonsyre og di- og trimetylarsin (33). Begge de siste forbindelsene er flyktige og kan derfor avgis til luften. I sterkt reduserende miljø kan også As(V) omdannes til arsin-gass eller tungtløselige arsensulfider (32 - 35). Dannelse av flyktige arsen-forbindelser er trolig særlig aktuell på avfallsplasser for vanlig husholdavfall. Disse flyktige arsenforbindelsene regnes som toksiske for mennesker. I luften vil de flyktige forbindelsene gradvis oksideres til arsenat og falle ned med nedbøren.

Ved lave konsentrasjoner av arsen (As(V)) er adsorpsjon til colloider med jern- og aluminiumhydroksid-grupper viktig (26). Disse vil fungere som en anionbytter hvor arsentat konkurrerer med andre anioner i miljøet. Adsorpsjonen øker med synkende pH og er høyest når pH i jorda er ca 6. Likevekten innstilles relativt langsomt, slik at adsorpsjonen bidrar lite til bindingen i jorda ved større utslipp av CCA over kort tid.
Femverdig arsen har også evne til å danne tungtløselige forbindelser med flere typer kationer i jorda. Spesielt viktige er kationer av jern, aluminium, mangan og kalsium. Løselighetskonstanten for disse arsenforbindelsene ligger i område 10^{-20} og lavere (32). Løseligheten av arsenforbindelser med kopper og krom vil også ligge i dette område. Ved spill av impregneringsvæske på jorda vil altå utfelling av kopper og kromsalter være et viktig bidrag til immobilisering av arsen. Omdanning av As(V) til As(III) vil bety en vesentlig økning av mobiliteten av arsen siden As(III) ikke i samme grad bindes i jorda. As(III) har høy affinitet til organisk materiale, spesielt til svovelholdige forbindelser.

I vann finnes en rekke organismer (marine dyr, alger, bakterier) som kan omdanne arsen til ikke-flyktige metylerte forbindelser (36). Det er vist at en betydelig andel av arsen i ferskvann og saltvann kan foreligge i slike organiske forbindelser. Dannelse av disse forbindelsene kan sees på som en avgiftningsreaksjon for arsen (ikke-flyktige organiske arsenforbindelser er ofte lite toksiske). De fleste pattedyr kan også omdanne As(III) og As(V) til metylerte produkter (37).

Figur 4



Figur 4 viser akkumulert utvasking av kopper, krom og arsen fra forurenset jord (fra verk 4 og verk 6 i Tabell 10) uttrykt som % av totalinnholdet i jorda. (Data er hentet fra referanse

26). Jordprøvene ble pakket i kolonner og eluert med vann (pH 4.5) på en måte som skulle simulere normalnedbør. Ti porevolumer tilsvarer det som passerer gjennom jorden i løpet av 2 år med årsnedbør på 600 mm. På impregneringsverk 4 har jorden høyt innhold av leire med aktivt jern og aluminium. Jord fra impregneringsverk 6 har høyt innhold av aktivt jern og aluminium i tillegg til at den er forurenset med kreosot. Typiske konsentrasjoner i oppsamlet lekkasjevann var 0.1 mg/l kopper, 0.05 mg/l krom og 0.5 mg/l arsen. Forsøket tyder på at det kan ta flere hundre år før konsentrasjonen av CCA halveres i jordlagene i sterkt forurensede områder.

7. Biotilgjengelighet

Kunnskapen om faktorer som påvirker opptak av kopper, krom og arsen i planter er mangelfull. En forutsetning for opptak er at forbindelsene er vannløselige og at de kan passere cellemembraner. Metaller i tungtløselige komplekser er derfor lite tilgjengelige. Mange av de løselige kompleksene med kopper og krom taes heller ikke opp. Løselige organiske stoffer som humussyrer og fulviksyrer synes å spille en meget viktig rolle i regulering av biotilgjengelighet av kopper og krom (CrIII) både i jord og vann (38,39). Opptaket av krom i seksverdig form (Cr(VI)) er generelt betydelig høyere enn for treverdig form (Cr(III)). Det samme kan sies om arsen (As(III) og As(V)) i forhold til kopper og treverdig krom. Planter som vokser i jord tar vanligvis opp arsenat (As(V)) 3-4 x raskere enn arsenitt (As(III)) (40). Opptaket av arsenat er hemmet av fosfat i jorda.

Arsenat (As(V)) kan erstatte fosfat i en rekke enzymkatalyserte reaksjoner som foregår i levende organismer (bakterier, planter, insekter, dyr etc) (41). De biokjemiske forbindelsene som da blir laget har en annen funksjon og andre egenskaper enn de normale. Arsenitt (As(III)) har evne til å reagere med mange enzymer og cellekomponenter slik at disse blir hemmet og taper biologisk funksjon (42). Arsen er derfor toksisk for de fleste organismer. I motsetning til hva som er tilfelle i jord, er det derfor ikke påvist noen akkumulering av uorganisk arsen i næringskjeden (43). I organismer som lever i vann kan det imidlertid skje en akkumulering av organiske arsenforbindelser (opptil flere tusen ganger økning i arsen) hos noen arter av grunner som er forklart tidligere (40). Toksisiteten av disse organiske forbindelsene er generelt meget lave. Det er ikke kjent om disse organiske forbindelsene kan oksideres slik at uorganisk arsen kan frigjøres under for eksempel lagring og tilberedning av sjømat.

7.1 Opptak i planter.

Planter som vokser på jord med høyt arseninnhold har som oftest utviklet forskjellige mekanismer som gjør at de tolererer arsen. Dette kan gå på redusert opptak gjennom rotsystemet, kompartmentalisering eller utfelling av arsen og ved omdanning til organiske forbindelser. Resultatet blir at konsentrasjonen av løselig uorganisk arsen i cellene likevel blir lavt. Det er kjent at forskjellige planter har forskjellig følsomhet for arsen (40). Poteter, kål, tomater, gulrøtter og byggkorn er eksempler på arter som har høy toleranse. Løk, erter, bønner og agurker har lav toleranse. Inntak av planter med høy toleranse medfører en særlig

helserisiko for dyr og mennesker dersom de vokser på sterkt forurenset jord. Høyt arseninnhold i jorda betyr også et seleksjonstrykk siden planter med høyest toleranse vil forventes å ha de beste forutsetningene til å vokse og formere seg.

Tabell 11 viser arseninnholdet i blader fra engkvein (*Agrostis tenuis*) som har vokst i jord med forskjellig arseninnhold og hvordan plateopptaket varierer som funksjon av løselig arsen.

Tabell 11

As i planteblader (mg/kg tørrvekt)	As i jord (mg/kg tørrvekt)	Vannløselig As i jord (mg/kg)	Ekstraherbar As m. sur NH_4-acetat
3 470	26 500	2.9	52
2 080	24 200	2.0	29
1 720	23 200	2.1	25
870	22 500	5.0	57
520	12 100	1.7	40
160	12 800	1.6	40
100	12 400	18.4	21
3	21 400	1.4	29

Data er hentet fra referanse 45

Dette forsøket viser at det ikke er noen sammenheng mellom løselig arsen og innhold av arsen i engkvein planter. Det er heller ingen sammenheng mellom totalinnholdet av arsen i jorda og planteinnholdet. Selv om det her er gjort undersøkelser på én planteart, er det indikasjoner på at plantene har utviklet forskjellige mekanismer for å tolerere det høye arseninnholdet i jorda. Variasjon i kjemiske og fysiske forhold i jorda har sikkert også gjort at planteinnholdet varierer.

Tabell 12 viser gjennomsnittlig innhold av arsen og kopper i blader fra planter som vokser på sterkt forurenset jord (arseninnhold 20-30 g/kg). Tallene i parentes er bakgrunnsverdier.

Tabell 12

Planteart	Arsen (mg/kg tørrvekt)		Kopper (mg/kg tørrvekt)	
Røsslyng (*Calluna vulgaris*)	1 260	(0.30)	40	(10)
Engkvein (*Agrostis tenuis*)	1 480	(0.23)	30	(0.7)
Krypkvein (*Agrostis stolonifera*)	1 000	-	25	-
Englodnegras (*Holcus lanatus*)	350	-	10	-

Data er hentet fra referanse 45

De høyeste verdiene i denne undersøkelsen lå på ca 4 000 mg/kg tørrvekt i blader fra visse plantearter (ikke vist i tabellen).

I en undersøkelse av matplanter dyrket på forurenset jord nær gruvedrift (arseninnhold 119 - 1130 mg/kg, median 320 mg/kg) ble det høyeste arsennivået funnet i salatplanter. Gjennomsnittsnivået lå på 0.85 mg/kg tørrvekt med høyeste verdi på 3.88 mg/kg. Gulrøtter inneholdt gjennomsnittlig 0.21 mg/kg tørrvekt, mens verdien for erter og bønner var 0.04

mg/kg (46).

Det er rapportert om en eksperimentell undersøkelse hvor gulrøtter og tomater ble dyrket på jord som var behandlet med CCA-impregneringsmiddel. Resultatet er vist i Tabell 13.

Tabell 13

Prøve	Jord (mg/kg)			Gulrot (mg/kg)			Tomater (mg/kg)		
	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As	Cu	Cr	As
1	37	28	10	0.98	<0.01	0.04	0.18	0.025	0.06
2	52	53	24	0.97	<0.01	0.11	0.21	0.033	0.14
3	250	380	200	2.81	0.16	1.94	0.18	0.043	0.20

Data er hentet fra referanse 47.

Det er gjort målinger av kopper, krom og arsen i stengel og blad fra drueplanter som har vokst i 3 år ca 10 cm fra CCA-impregnerte påler (CCA type C) (48). Det ble ikke funnet målbart opptak av krom og arsen i disse plantene.

Hvis man ser bort i fra planter som vokser på de mest forurensede områdene (hvor seleksjonen av de tolerante plantene er størst) ser det ut til at nivået av arsen i planter ligger minst 50-500 ganger lavere enn i jorda.

Metallinnholdet er analysert i bier som har bodd i CCA-behandlede kuber. Krominnholdet økte 1,7 ganger og 4 ganger etter henholdsvis 1. og 2. sommer (50).

Tabell 14 Metall innhold i bier, honning og bivoks ved bruk av CCA-impregnert treverk i bikuber

	Cu (mg/kg)		Cr (mg/kg)		As (mg/kg)	
	1. sommer	2. sommer	1. sommer	2. sommer	1. sommer	2. sommer
Bier	9.17	9.86	0.33	0.8	0.17	0.77
Honning	0.13	0.16	0.19	0.1	<0.1	<0.1
Bivoks	0.08	0.21	<0.06	0.53	<0.1	<0.1
Kontroll		8.68		0.09		<0.1

Data er hentet fra referanse 50

Det er grunn til å tro at nedlagte impregneringsanlegg hvor jorda kan være sterkt forurenset ikke vil bli godkjent som jordbruksområde av miljøvernmyndighetene.

7.2 Opptak i dyr

Når dyr spiser planter med høyt metallinnhold, vil dette påvirke vevskonsentrasjonen av de aktuelle metallene. Sammenhengen mellom fornivå og vevskonsentrasjon uttrykkes i den såkalte biotransfer faktoren (BTF).

fórkonsentrasjon (mg/kg) x BTF = vevskonsentrasjon (mg/kg)

BTF for arsen og krom er bestemt for forskjellige organer i okse (52):

	Muskel	Lever	Nyre
Arsen	$1.6x10^{-2}$	$3.9x10^{-2}$	$3.5x10^{-2}$
Krom	$1.9x10^{-2}$	$1.8x10^{-2}$	$1.6x10^{-2}$

Vevskonsentrasjonene (uttrykt i mg/kg) vil altså ligge 20-50 ganger lavere enn i plantene (uttrykt i mg/kg tørrvekt) som dyret spiser. Det er også sannsynlig at dyr svelger noe jordpartikler (forurenset) ved beiting eller foring.

8. Miljøeffekter av CCA

8.1 Arsen

En rekke studier har vist at arsenforbindelser virker toksisk på planter og dyr, men artsvariasjonene kan være store.

Tabell 15 viser resultater fra akutt toksisitetstester på alger.

Akutt toksisitetstesting hvor zooplankton ble eksponert for As(III) i 48 timer gav følgende EC_{50} verdier: Daphnia magna, 4501 µg/l; Daphnia pulex, 2366 µg/l og Ceriodaphnia reticulata 1269 µg/l (tabell 16) (58). Tilsvarende EC_{50} verdier etter 21 dagers eksponering av D. magna var 3200 µg/l (tabell 17) (56). LC_{50} ble beregnet til 5800 µg/l. (Dafnier er standard testorganismer i følge ISO.)

Tabell 15 Akutt toksisitetstest med alger

Arsenitt	
Fytoplankton, EC_{50}	1.7-4.0 mg As/L
Arsenat	
Fytoplankton, fotosyntese, LOEC	$0.7\text{-}8.10^{-3}$ mg As/L
Perifyton, fotosyntese, LOEC	$0.2\text{-}1.8.10^{-3}$ mg As/L
Perifyton, fotosyntese, EC_{50}	0.006 mg As/L
Fucus vesiculosus, LC_{50}	0.005-0.008 mg As/L

Dataene er hentet fra ref. 57b.

Tabell 16 Akutt toksitet test med zooplankton

	48 timers EC50* (ug/l)		
METALL	**D. Magna**	**P. pulex**	**C. reticulata**
Cr(VI)	112	122	195
Cu(II)	41	31	23
As(III)	4501	2366	1269

Dataene er hentet fra ref. 58.
*EC_{50}: Konsentrasjon som gir 50% effekt på målt responsparameter.

Tabell 17 Kronisk toksisitet test med D. Magna over 21 dager

Metall	**LC50 (µg/liter)**	**EC50 (µg/liter)**
Cr(VI)	500	640
Cu(II)	69	16.1
As(III)	5800	3200

Dataene er hentet fra ref. 59
LC_{50} angir den dose som gir 50% på dødelighet i cellekultur.

Eksperimentelle undersøkelser på lakseyngel viste at As(III) er betydelig mer toksisk (LC_{50}<60 mg/l) enn As(V) (LC_{50}>66 mg/l) (tabell 18) (54). Tabell 19 viser As-nivåer som reduserer planteproduksjon. Plantene viser stor artsvariasjon med hensyn på toleranse for As (59).

Tabell 18 Akutt toksisitet av Cu(II), As(III), As(V) og Cr(VI) for Chinook lakseyngel

Eksponering	Gj. vekt yngel (g)	Vann-kvalitet	LC50, µg/l 24 t	96t
Cu(II)	0.66	F	145	58
	0.87	F	81	54
	1.60	B	78	60
As(III)	0.50	F	59600	25100
	1.99	B	56500	21400
As(V)	0.50	F	167000	90000
	1.99	B	78000	66500
Cr(VI)	0.50	F	261000	111000
	2.60	B	310000	144000

Data fra ref. 54
F= Ferskvann; B= Brakkvann

Tabell 19 Nivåer av as i jord som reduserer vekst av planter

Plante	Jord	Totalt As (mg/kg)	Vannløselig As (mg/kg)
Blåbær	sandleire	44	6
Bomull	sandleire		8
Bomull	svart leire		28
Soyabønne	svart leire		3
Soyabønne	svart leire		12
Poteter	sandleire	68	
Bønner, erter	sandleire	25	
Mais		85[a]	

Data fra ref. 59
[a] Gjennomsnittsverdier av 13 forskjellige jordtyper

Akutt toksisitetstester på rotter viser at LD_{50} for As(III) og As(V) er henholdsvis 15 mg/kg og 8 mg/kg (57b).

8.2 Krom

Giftvirkninger av Cr er undersøkt i en rekke organismer. Cr(VI) er generelt 100 ganger mer toksisk enn Cr(III). Rapporter viser at Cr(VI) er toksisk for frøplanter i området 0,5-10 µg/l (60). Fytoplankton hemmes ved 0.01 µg/l (61). Sammenlignet med As(III) er Cr(VI) mindre toksisk i tester på dafnier

(tabell 16.17) (58, 59). Veksthemming av fytoplankton varierer med saltkonsentrasjonen, fra 1,9 µM i 0.33 ppt saltvann til 19 µM i sjøvann (32.5 ppt). Cr(VI) var lite toksisk på lakseyngel (LC_{50}<100 µg/l) (tabell 18) (54). Tabell 20 viser at for M. spicatum ble fotosyntesen hemmet 6% ved 50 µg/l Cr(VI) og 80% ved 1000 µg/l Cr(VI) (62). Giftvirkningen av Cr(VI) på fotosyntesen var artsavhengig.

Tabell 20 Effekter av Cr(VI) på vekst og fotosyntese til myriophyllum spicatum

Cr(VI) (µg/l)	Vekst (mg tørr-vekt)	Endring vekst (%)	fotosyntese hastighet reduksjon(%)	konsentrasjon av krom i plantevev (mg/kg tørrvekt)
Kontroll	214	-	-	7
50	215	+ 0.47	- 6.41	63
100	195	- 0.88	-21.50	88
200	174	-18.96	-35.21	144
300	10	-50.93	-22.88	214
500	119	-44.39	-53.85	307
1000	93	-56.54	-80.08	465

Dataene er hentet fra ref. 62

Veksthemning av vannplanten Ceratophyllum demersum ble påvist ved 1-2 mg/l Cr(VI) (63).

Tabell 21 viser virkninger av Cr(VI) på biomasse produksjon etter eksponering for Cr i 48, 72 og 169 timer (69). Forsøket viser ingen signifikant forandring ved 0,05-0,1 mg/l Cr(VI). Ved 1-2 mg/l ble det påvist en reduksjon i biomasse etter 48 timers eksponering.

Tabell 21 Effekt av Cr(VI) på biomasse produktivitet i C. Demersum

Cr(VI) (mg/liter)	Biomasse (% av kontroll)		
	etter 48 t	72 t	168 t
0.0	100.0	100.0	100.0
0.005	98.9	99.8	99.8
0.05	97.5	97.2	97.3
0.1	96.9	96.9	96.5
1.0	94.1	93.1	91.7
2.0	94.0	89.6	84.1

Dataene er hentet fra ref. 69.
Akutt toksisitetstesting på rotter viser at LD_{50} for Cr(III) og Cr(VI) er henholdsvis 1870 mg/kg og 19.8 mg/kg.

8.3 Kobber

Tabell 22 viser resultater fra akutt toksisitetstester på alger.

Tabell 22 Akutt toksistet av Cu på alger

Thalassiosira pseudonana, EC_{50}	0.002-0.005 mg/L
Sceletonema costatum, LOEC	
næringsfattig miljø	0,01 mg/L
fosfatrik	0.5 mg/L
Blågrønn alger, hemming av nitrogen fiksering	0.005 mg/L

Dataene er hentet fra ref.

Veksten av fytoplankton Nostoc Linckia ble delvis hemmet ved 0.2 mg/l $CuCl_2$ og fullstendig hemmet ved 5 mg/l (57). Fotosyntesen ble nærmest hemmet 100 % ved 50 mg/l (tabell 23) (57).

Tabell 23 Effekter av kopperklorid på fotosyntesen til Nostoc Linckia

Konsentrasjon $CuCl_2$ (mg/l)	**Fotosyntese O_2 utvikling (µl O_2 mg/dw time)**
0	200
0.2	195
2.0	170
5.0	140
10	90
20	85
40	30
50	10

Dataene er hentet fra ref. 57

Toksisitetstester (48 timer og 21 dager Cu-eksponering) på dafnia viser at Cu er mer toksisk enn Cr(VI) og As(III) (EC_{50}<0,041 mg/l) (se tabell 16,17). Eksperimentelle forsøk på lakseyngel i brakkvann og ferksvann viser at Cu er ekstremt toksisk for lakseyngel (LC_{50}<0.145 mg/l) (tabell 18).

Embryoer fra zebrafisk ble drept innen 24 timer av 128 µg Cu/l (53). Overlevelse ble ikke påvirket av 0.125 µg Cu/l. Tabell 24 viser letal konsentrasjoner på forskjellige fiskesorter (55).

Tabell 24 Effekter av Cu på forskjellige fiskesorter

Salter	Fisk	Dødelig konsentrasjon (mg/l)	Eksponeringstid (timer)
Koppernitrat	Laks	0.18	-
	Stingsild	0.02	192
	Regnbueørret	0.08	20
Koppersulfat	Stingsild	0.03	160
	"Feathed minnow"	0.05	96
	Solabbor	0.2	96
	Ørekyt	1.0	80
	Brun ørret	1.0	80

Dataene er hentet fra ref. 55

Akutt toksisitetstesting på rotter har gitt LD_{50} verdiene 140 mg $CuCl_2$/kg og 300 mg $CuSo_4$/kg.

8.4 CCA

I en serie veksthusforsøk ble forskjellige konsentrasjoner CCA tilsatt jord (tabell 25,26). Undersøkelsen viser at jord som inneholder ~ 7000 mg/kg CCA hemmet fullstendig planteveksten, mens lavere konsentrasjoner hemmet planteveksten delvis (51). En sammneligning av de eksperimentelle doser med nivåer som er påvist nær impregneringsverk viser klart at CCA vil hemme veksten i slike områder.

Tabell 25 Effekt av CCA på spiring

CCA-Behandling (% w/w)	Franske bønner Spiring (%)	Gulrot Spiring (%)	Tomater Spiring (%)
Kontroll	100	56	92
0.005	96	56	72
0.05	100	24	64
0.5	96	40	84
5.0	-	-	

Dataene er hentet fra ref. 51

Tabell 26 Virkning av cca på plantevekst

CCA-Behandling (% w/w)	Franske bønner Stammehøyde etter 27 d.(mm)	bladlengde etter 27 d.	Tomater Stammehøyde (mm) etter 34 d.	etter 62 d.	etter 105 d.
Kontroll	55	69	29	249	816
0.005	54	63	23	246	826
0.05	46	54	17	248	795
0.5	30	20	11	219	852
5.0	0	0	0	0	0

Dataene er hentet fra ref. 51

9. Helseeffekter av CCA

Helsefare ved produksjon og bruk av CCA-impregnerte materialer er vurdert i en tidligere rapport fra Statens arbeidsmiljøinstitutt (HD 1036/92 FOU). De vurderinger som gjøres her angående helsefare forbundet med spredning av CCA i miljø og næringskjede er basert på data og kunnskap beskrevet i den tidligere rapporten (kapitel 3 - 7). Detaljer omkring toksikokinetikk og effekter av kopper, krom og arsen vil derfor ikke bli utførlig behandlet her.

9.1 Kopper

Den viktigste oppaksveien for kopper fra omgivelsene er via mage-tarmkanalen. Det skal relativt høye doser til for å oppnå skadelige effekter hos mennesker. Forhøyede inntak fører til at kopper kan akkumuleres i leveren og føre til leverskade. Kopperet kan etter en tid frigjøres i blodbanen slik at de røde blodcellene sprekker (hemolyse). Husdyr som sau og fe er ekstremt følsomme for kopperinnholdet i fôret.

9.2 Krom

Opptak av krom hos dyr og mennesker kan skje gjennom hud, luftveier og mage-tarmkanalen. Graden av opptak er helt avhengig av i hvilke form krom foreligger. I naturen foreligger krom hovedsakelig som Cr(III)-salter og organiske Cr(III)-komplekser. Opptaket av disse er generelt lavt fordi de har liten evne til å passere cellemembranene. Lettløselige Cr(VI)-forbindelser kan derimot lett tas opp i alle organismer. Forekomst av Cr(VI) er særlig aktuell der jorden er forurenset med impregneringsvæske, men kan også forekomme der innholdet av organiske stoffer i jorden er lavt mens kromnivået ligger høyt. Slikt krom har relativt høy mobilitet og biotilgjengelighet, men vil reduseres til organiske Cr(III)-komplekser ved opptak i panter og dyr. Den sure magesaften hos mennesker og dyr er en ganske effektiv barriere mot opptak av toksiske mengder Cr(VI). Dette fordi Cr(VI) reduseres til Cr(III) i magesaften som igjen fører til at lite krom kan tas opp i tarmsystemet (sannsynligvis lavere enn 2% av inntaket).

Spredning av krom i næringskjeden skjer derfor som organiske Cr(III)-komplekser. Disse har i motsetning til Cr(VI)-forbindelser lav toksisitet. Enkelte Cr(III)-komplekser er vist å kunne indusere mutasjoner i høye doser, men dette synes ikke relevant i sammenheng med eksponering i det generelle miljø.

I sammenheng med spredning av krom i miljøet er det altså særlig aktuelt å vurdere forekomst av Cr(VI) og risiko for helseskade som er forbundet med Cr(VI)-eksponering. De viktigste helseskadene som kan være aktuelle i denne forbindelsen er krom-allergi og lungekreft. Høye eksponeringer for Cr(VI) kan muligens skade fosterutviklingen, men kunnskapen om dette er meget mangelfull.

9.3 Arsen

Arsen finnes som både treverdige (As(III)) og femverdige (As(V)) former i naturen. Lettløselige forbindelser av disse kan tas opp gjennom hud, luftveier og fordøyelses-systemet. Den viktigste opptaksveien for tungtløselige former er gjennom mage-tarm-kanalen, siden mange av disse har økt løselighet i den sure magesaften. Opptaket av slike gjennom huden er trolig ubetydelig. Arsen kan også forekomme i organiske forbindelser i naturen, spesielt i det marine miljø. Toksisiteten av organiske arsenforbindelser i det marine miljø er generelt lavt og vil ikke bli vurdert her.

Kronisk forgifning på grunn av langvarig høyt inntak av arsen kan gi seg utslag som økt hudpigmentering og fortykning av hudens hornlag, skader i det perifere nervesystemet og nedsatt blodsirkulasjon i ekstremiteter. Inhalasjon av arsenholdig støv kan være forbundet med lungekreft, og inntak gjennom munnen kan gi kreft i hud, lunger, lever, blære og nyre. Høyt arseninntak kan dessuten skade fosterutviklingen.
Det er ikke klart om uorganisk arsen er en direkte eller indirekte kreftfremkallende forbindelse.

10. Risikovurdering

Impregnering av treverk gjøres for å hindre angrep av biologiske organismer som skader og nedbryter treverket. De aktive stoffene som brukes er giftige mot alle levende organismer. I CCA er dette først og fremst kopper- og arsenforbindelser. En effektiv beskyttelse av treverket er avhengig av at impregneringsstoffene har en viss løselighet (mobilitet). Over tid vil altså CCA lekke ut til omgivelsene hvis treverket står i jord eller vann eller bare blir utsatt for nedbør. Undersøkelser har vist at arsen lekker raskere ut enn kopper og krom (gjelder iallfall de første 5-10 årene etter at treverket er tatt i bruk).

CCA-impregnert treverk har et stort bruksområde, men på grunn av treverkets giftighet, er dette område gjenstand for visse offentlige reguleringer. Regelverket er her forskjellig i Norge og Sverige. Her er en del typiske bruksområder (i Norge): Utvendige trapper, terrasser, balkonger, tak- og veggkledning på hus og hytter, utendørs møbler, gjerder, og portstolper. Impregnert treverk brukes også til lekeapparater, idrettsanlegg, stillaser, brygger, høyspent

stolper, forsiloer og drivhus. Både bruksområde og utbredelse av impregnert treverk har betydning for hvordan og hvor mye befolkningen blir eksponert.

10.1 Eksponering

Direkte hudkontakt med CCA-impregnert materiale er en vanlig eksponeringsvei for de personer som har slikt materiale i sin nærhet. Opptaket av kopper, krom og arsen gjennom huden er imidlertid meget liten (se beregning seinere). Bruk av impregnerte materialer som innebærer mulighet for lekkasje av CCA til jord og vann kan være en helsefare dersom konsentrasjonene blir tilstrekkelig høye. Dette gjelder spesielt arsen, som har høy toksisitet og som kan ha relativt høy mobilitet og biotilgjengelighet i naturen. Målinger i jord inntil impregnerte stolper som har stått i jorda i 10 år viste arsennivåer opp til 200 - 300 mg/kg jord. Forhøyede arsenverdier er imidlertid sjelden påvist utenfor 20-30 cm avstand fra stolper. Kontaminert jord nær impregnerte stolper vil utgjøre en meget liten andel av det totale jordareal.

De største miljøforurensningene av CCA er påvist nær impregneringsverk. I ekstreme tilfeller er det målt arsenverdier opptil 5 000 - 10 000 mg/kg jord. Mer typiske verdier i jordoverflata nær lagerplass ligger i område 100 - 1000 mg/kg for arsen, kopper og krom. Kontaminering av grunnvann nær slike forurensede områder er en mulighet når jordtypen og forurensningsnivået gjør at mobilitet av metallforbindelsene i jorda blir betydelig. Jord fra slike forurensede områder egner seg ikke til mat- eller fórproduksjon. Der hvor forurensningsnivået er høyt, vil også vekstvilkårene for planter være så dårlig at produktiviteten blir nedsatt. Det er likevel mulig at at nedlagte anleggsområder kan tas i bruk til matproduksjon der områdene er lagt ut til boliger (hjemmeprodusert frukt og grønnsaker). Konsumet av matvarer fra slike områder vil likevel utgjøre en liten andel det totale konsumet siden disse områdene er få og utgjør et lite areal. (Forurensningsnivået i det øverste jordlaget vil synke med årene ettersom impregneringsstoffene elueres nedover i jordlagene hvor de blir mindre tilgjengelig for planter og dyr.)

Det er ikke funnet opplysninger om forurensningsnivå nær boliger hvor det er et utstakt bruk av CCA-impregnerte materialer. Det er imidlertid viktig å vite noe om dette. Dersom slike materialer brukes til 2 utvendige trapper, 25 m^2 terasse, 15 m^2 veksthus-fundament og gjerde til 2 dekar stor tomt, vil det gå med ca 5 m^3 impregnerte materialer.

5 m^3 trevirke tilsvarer ca 25 kg CCA

Den gjennomsnittlige konsentrasjons økning av arsen i jorden kan da beregnes. Følgende antagelser er gjort:

80 % av treverket står i jord eller er utsatt for nedbør.
20 % av arsenet lekker ut de første 10 årene.
Arsenet som lekker ut akkumuleres i de øverste 20 cm av jorda over 10 år før likevekt oppnås.

Arsenet spres utover et 200 m^2 stort område med overflatevann eller forflytting av jord.
Egenvekt for tørr jord er 2,2 tonn/m^3

Gjennomsnittlig økning av arsen i kontaminert jord: 13 mg/kg

Typisk for den forurensningen som skjer fra CCA-impregnert trevirke, er at de høyeste jord konsentrasjonene forekommer nær opp til treverket og at disse avtar raskt ut til sidene. Det enkelte jordområde som blir kontaminert blir derfor relativt lite. En omfattende bruk av impregnert trevirke tilsier imidlertid at slike avgrensede kontaminerte områder forekommer mange steder. Når man skal vurdere eksponering for CCA som skyldes lekkasje fra impregnert treverk, blir det derfor viktig å vurdere hvordan graden av utbredelse kan påvirke den gjennomsnittlige eksponeringen i en utsatt befolkning.

I de etterfølgende beregningene av eksponering, vil doseverdiene for kopper, krom og arsen fra det kontaminerte miljø bli sammenlignet med doser som skyldes bare bakgrunns-eksponering. Dette er et viktig sammenlignings grunnlag fordi hele befolkningen er mer eller mindre eksponert for disse stoffene og variasjonen i bakgrunnseksponeringen er ganske stor. Denne måten å vurdere eksponeringen på vil også eliminere noe av de usikkerhetene som ligger i beregningsmodellen.

Eksponeringene er også sammenlignet med den såkalte referanse risiko dosen (RfD) som brukes av EPA i USA for å vurdere risikoen for akutte og kroniske toksiske effekter samt teratogene effekter (64).(De oppgitte RfD-verdiene gjelder for uorganiske former av kopper, krom og arsen.) RfD verdiene brukes **ikke** når man skal vurdere risiko for kreft. RfD er en korrigert verdi for det såkalte ingen-observert-skadelig-effekt nivå (NOAEL) hvor man har tatt hensyn til usikkerhet i fastlegging av NOAEL verdien. Eksponeringsdoser under RfD verdien regnes som uten skadelige effekter, kreft untatt. Eksponeringen vurderes ved å beregne en gjennomsnittlig daglig dose (ADD) over en lengre periode, ofte på flere år. For arsen opererer EPA med en anbefalt RfD verdi som ikke er vedtatt under konsensus i ekspertgruppen. Verdien kan ligge i område 0,1 til 0,8 ug/kg/dag (69).

Vi vil beregne **den totale eksponeringsdosen** for kopper, krom og arsen fra de angitte kildene i 3 forskjellige eksponeringssenarier:

1. Det er brukt CCA-holdig trematerialer i hus og hageanlegg som har ført til at arsennivået i jorda lokalt i gjennomsnitt har økt 10 ganger (fra 3 mg/kg til 30 mg/kg).
   Jorda brukes til egenproduksjon av frukt og grønnsaker. Vann og all mat som ikke er hjemmeprodusert inneholder naturlige bakgrunnsverdier av kopper, krom og arsen.
   Det er tatt utgangspunkt i at hjemmeprodusert frukt og grønnsaker fra kontaminert jord dekker ca. 5 % av det årlige forbruket.

2. Situasjonen er som under punkt 1), men befolkningsgruppen er i tillegg eksponert gjennom kjøtt og melk fordi dyreføret er blitt kontaminert fra fórsilo bygget av CCA-impregnerte materialer. Arseninnholdet er satt til 20 mg/kg som tilsvarer fór dyrket på jord med ca. 1000 mg/kg arsen. Kontaminert kjøtt og melk er satt til 5 % av det årlige forbruket. Øvrig inntak av vann og mat inneholder naturlige bakgrunnsverdier.

	Arsen	Krom 6	Tot. krom	Kopper
Eksponerings senario 1				
Opptak fordøyelse, mg/kg/dag	2,30E-04	1,71E-05	4,45E-03	1,40E-02
Opptak inhalasjon, mg/kg/dag	6,29E-07	9,14E-11	5,44E-08	9,71E-08
Opptak hud, mg/kg/dag	5,41E-06	1,81E-10	1,81E-10	0,00E+00
Total opptak, mg/kg/dag	2,36E-04	1,71E-05	4,45E-03	1,40E-02
Økning i forhold til bakgrunn	1,17	1,00	1,01	1,01
Daglig dose / referanse dose	0,7862346	0,0034286	0,0044503	0,3771158
Eksponerings senario 2				
Opptak fordøyelse, mg/kg/dag	3,89E-04	1,71E-05	4,55E-03	1,41E-02
Opptak inhalasjon, mg/kg/dag	6,29E-07	9,14E-11	5,44E-08	9,71E-08
Opptak hud, mg/kg/dag	5,41E-06	1,81E-10	1,81E-10	0,00E+00
Total opptak, mg/kg/dag	3,95E-04	1,71E-05	4,55E-03	1,41E-02
Økning i forhold til bakgrunn	1,96	1,00	1,04	1,02
Daglig dose / referanse dose	1,317968	0,0034286	0,00455	0,381432
Eksponerings senario 3				
Opptak fordøyelse, mg/kg/dag	8,57E-04	6,51E-05	4,68E-03	1,44E-02
Opptak inhalasjon, mg/kg/dag	6,29E-07	9,14E-11	5,44E-08	9,71E-08
Opptak hud, mg/kg/dag	5,41E-06	1,81E-10	1,81E-10	0,00E+00
Total opptak, mg/kg/dag	8,63E-04	6,51E-05	4,68E-03	1,44E-02
Økning i forhold til bakgrunn	4,28	3,80	1,07	1,04
Daglig dose / referanse dose	2,877968	0,0130286	0,004682	0,3879185

Kreftrisiko

Eksponerings senario 1		**Økning**	**Bakgrunn**
Livstidsrisiko hudkreft	4.72E-04	1.17	4.03E-04
Livstidsrisiko lungekreft	7.58E-07	2.21	3.43E-07
Eksponerings senario 2			
Livstidsrisiko hudkreft	7.91E-04	1.96	
Livstidsrisiko lungekreft	7.58E-07	2.21	
Eksponerings senario 3			
Livstidsrisiko hudkreft	1.73E-03	4.28	
Livstidsrisiko lungekreft	7.58E-07	2.21	

3. Situasjonen er som under punkt 2). I tillegg er befolkningen eksponert gjennom lokal vannkilde forurenset av CCA (arsen konsentrasjon 40 ug/l).

I alle 3 situasjonene antar vi at befolkningen er i hudkontakt med CCA-holdig trematerialе og jord og at de puster inn CCA-holdig jordstøv som befinner seg i bolig eller nær bosted. Øvrige data som er brukt i beregningsmodellen finnes i Vedlegg 1. (De angitte kildene dekker ca 90 % av energiinntaket utenom spisefettt og sukkervarer.)
Alle beregningene av eksponeringsdoser gjelder for voksne personer over 16 år.

Beregningsmodellen viser at inntak av kopper, krom og arsen gjennom vann og mat er den avgjort viktigste eksponeringsveien. Opptaket gjennom hud og luftveier er minimal. Eksponeringsdosen for arsen er dessuten den som ligger nærmest referanse risiko dosen (RfD). Det er derfor grunn til å anta at helseskadelige effekter av CCA i miljøet først og fremst skyldes arsen eksponering. Arsen som inntas gjennom animalsk føde kan i betydelig grad foreligge som organiske forbindelser. Disse er lite toksiske i forhold til uorganisk arsen. Det er ikke tatt hensyn til om arsen foreligger i uorganisk eller organsik form de etterfølgende vurderingene.

I alle eksponeringssituasjonene ligger dosen for kopper og krom vesentlig under den dosen hvor skadelige effekter kan forventes å forekomme. Kopper og krom i mat vil dessuten i hovedsak foreligge som organiske komplekser som generelt er mindre toksiske enn de uorganiske. Eksponeringsdoser for barn er ikke beregnet. Økning av dosen i forhold til bakgrunns-eksponeringen vil være omtrent den samme for barn som for voksne.

I eksponeringssituasjon 1) må 1/5 av det årlige konsumet av frukt og grønnsaker komme fra kontaminert jord (arsen 30 mg/kg) før RfD dosen for arsen oppnås. Beregningen er gjort under forutsetning av at planteopptaket av arsen er 2% av jordinnholdet (på tørrvekt basis). Denne verdien er usikker, men flere publiserte målingene på planter som vokser i jord med moderat arsennivå kan tyde på at verdien ligger lavere enn 1%. Konsentrasjonen i jord er også satt høyt i forhold til hva man skulle forvente hvis impregnert treverk var eneste kilde til økning av arsen.

I eksponeringssituasjon 2) er arseneksponeringen på nivå med referanse dosen (RfD). Siden kjøtt og melk bidrar forholdsvis mye til økning i arseneksponeringen, vil en del av inntaket være organisk arsen. Inntaket av uorganisk arsen vil trolig ligge under RfD. Fisk og sjømat er en av de viktigste kildene til arsen i vanlig kosthold. Denne kilden er ikke vurdert her fordi hoveddelen av arsen foreligger i organisk form. Det foreligger dessuten ikke tilstrekkelige opplysninger til å vurdere betydningen av CCA-impregnerte materialer i sammenheng med arsenopptak i sjødyr.

I eksponeringssituasjon 3) ligger dosen for arsen ca 3 ganger over anbefalt RfD verdi. Økningen i forhold til bakgrunnseksponering er på ca 4 ganger. Forurensning av drikkevann kan være mer alvorlig fordi arsenforbindelser når mennesker direkte. Generelt vil planter og dyr utgjøre et fortynningsledd eller en terskel for videre spredning i næringskjeden. (Det finnes noen unntak). Det vil også være en snarvei til mennekser dersom dyreféret kontamineres direkte fra f. eks. fórsilo.

Eksponering for arsen er undersøkt på mennesker og dyr i et område i Danmark hvor jorden var forurenset med bl.a. arsen (65,66). Arsennivået 0,5 m ned i jorden var gjennomsnittlig 43 mg/kg med verdier opp til 5480 mg/kg. Konsentrasjonen i de øverste 20 cm av jorda varierte, men de fleste målingene var under 100 mg/kg. Arseneksponeringen ble målt som arsen utskilt i urin og sammenlignet med personer som bare hadde bakgrunnseksponering (5 mg/kg arsen i jorden). Konklusjonen fra undersøkelsen var at man ikke kunne påvise noen økt arsen belasting hverken for voksne eller barn i det forurensede område. Målinger av arsenutskillese hos dyr ga det sammme resultatet. (Drikkevann i området var ikke forurenset.)

I USA er det gjort en stor undersøkelse av arseneksponering hos mennekser som bor i områder hvor jorden i forskjellig grad er blitt forurenset av arsen (67,68). Den gjennomsnittlige arsen konsentrasjonen i de tre områdene var 353 mg/kg, 57 mg/kg og 6,6 mg/kg (bakgrunn). I området med 57 mg/kg arsen i jorden ble det ikke funnet signifikante forskjeller i utskilt arsen i urinen i forhold til bakgrunnseksponerte. Hos voksne personer som bodde i område med 353 mg/kg arsen i jorden var arsenbelastningen bare svakt forhøyet, mens arsenbelasningen hos barn var signifikant høyere enn i de områdene med lavere arsen i miljøet.

Inntaket av matplanter dyrket på forurenset jord er ikke oppgitt i de 2 sistnevte undersøkelsene.

10.2 Vurdering av kreftrisiko

Risiko ved lavdose-eksponeringer for de stoffene det her er snakk om lar seg vanskelig påvise med epidemiologiske metoder. Det er derfor nødvendig å benytte kvantitative modeller, selv om disse er beheftet med betydelige usikkerheter. Den egentlige risikoen ligger sannsynligvis lavere enn det resultatet modellen gir (modellen gir "upper bound" verdier), forutsatt at eksponeringsverdiene som brukes representerer gjennomsnittsverdier i den eksponerte befolkningen. Ved beregning av slike gjennomsnittsverdier gjøres det forenklinger hvor det legges inn usikkerhetsmarginer, spesielt der hvor data eller kunnskapene er mangelfulle. Det er slike vurderinger som er lagt til grunn ved beregninger av eksponeringsdoser som er gjort ovenfor.

Ved beregning av kreftrisiko er det brukt en liniarisert flertrinns kreftmodell som er brukt av EPA i USA (67,70). Modellen bygger på epidemiologiske data hvor man har ekstrapolert risikoen til lavdose eksponering. Modellen forutsetter at stoffene er direkte kreftfremkallende. Det er mulig at arsen ikke tilfredstiller dette kravet. For å beregne risiko for kreft over en hel livslengde for ett individ, må livstids gjennomsnittlig daglig dose (LADD) beregnes. Det er ikke gjort her. LADD vil ligge lavere enn de beregnede gjenommsnittlige daglige dosene (ADD) avhengig av når i livsløpet eksponeringen startet og hvor lenge den varte (fraksjon av 70 år).

Personer som har bodd i hele sitt liv i hus med CCA-impregnerte materialer i sin nærhet og hvor inhalasjon av krom(VI)- og arsenholdig støv og jordpartikler er som gitt under eksponeringssituasjon 1) ovenfor, har en livstidsrisiko for lungekreft som sannynligvis er

mindre enn 8 x 10^{-7}. (8 personer av 10 millioner mennesker får lungekreft i løpet av sitt liv som skyldes denne eksponeringen.) Det største bidraget til den beregnede lungekreft risikoen kommer fra arsen eksponering. Risikoen er så lav at den kan regnes som akksepterbar.
Beregninger av livstidsrisiko for lungekreft for personer som bor i et miljø der jorda inneholdt 180 mg/kg krom(VI) (kan tilsvare jordnivå nær impregneringskjele) viste at denne ligger i området 1 x 10^{-8} (71).

Arsen inntak gjennom mat og vann er forbundet med risiko for hudkreft og kreft i andre organer. EPA's modell for uorganisk arsen angir risikoen for hudkreft til $1x10^{-4}$ for en befolkning som har et gjennomsnittlig daglig inntak over livstiden på ca. 3 µg /dag (for en voksen person) (69). Det normale inntaket i et ikke-forurenset miljø ligger betydelig over dette nivået (72,73). WHO regner at 50 µg/dag er vanlig for en voksen person i ikke forurenset miljø (organisk og uorgansik arsen) (40). Det er estimert at ca 20 µg av dette er i uorganisk form (74).

De geografiske variasjonene i naturlig innhold av arsen i jord og vann er ganske store.
I 3 epidemiologiske undersøkelser i USA fant man ingen sammenheng mellom arsen innholdet i drikkevann (100 - 224 µg/l) og forekomst av hudplager som økt pigmentering og hyperkeratose (75,76). Det ble heller ikke funnet forhøyet krefthyppighet eller dødlighet i befolkningene (arseninntak opp til ca. 400 µg/dag). Dersom risikoen for hudkreft etter langvarig høy arseneksponering var betydelig forhøyet, ville man forvente å finne økt hudplager som nevnt ovenfor på et relativt tidlig tidspunkt etter at eksponeringen startet (72,76). Undersøkelsene omfattet for få personer til å kunne si noe om hvor stor kreftrisikoen var for befokningsgrupper med høyt arseninnhold i drikkevannet.

Det er mulig at EPA-modellen er for konservativ til å gi pålitelige estimeringer av risiko for hudkreft. I eksponeringssituasjon 1) vil livstidsrisikoen for hudkreft sannsynligvis være lavere enn 4,7 x 10^{-4}, mens den for personer med kun bakgrunnseksponering ligger på ca 4 x 10^{-4}. Risikoen som kan tilskrives bruk av CCA impregnerte materialer vil derfor antagelig ligge under 7 x 10^{-5}. Dette gjelder for personer som spiser matplanter fra egen have og hvor bruken av CCA-impregnerte materialer har vært relativt omfattende. Ved en moderat bruk av CCA-impregnerte materialer (1-2 m^3) kan risikoen ligge 2-4 ganger lavere. For personer som ikke bruker kontaminert jord til dyrking av frukt og grønnsaker, vil risikoen antagelig ligge ytterligere 100 ganger lavere.

Inntak av arsen synes også å være forbundet med risiko for kreft i lunge, lever, blære og nyre (77,78). Det er publisert en beregning som sier at livstidsrisikoen for å dø av kreft i nevnte organer sannsynligvis ligger lavere enn 1 x 10^{-3} ved livstids gjennomsnittsdose av uorganiske arsenforbindelser på 4 µg/dag (77), eller 5 x 10^{-3} ved et inntak som tilsvarer RfD verdien for arsen (20 µg/dag for voksen person). I eksponeringssituasjon 1) er livstidsrisikoen for å dø av kreft som kan tilskrives arsen fra CCA-impregnerte materialer sannsynligvis lavere enn 6 x 10^{-4} for de som bruker jorden til dyrking av matplanter og 100 ganger lavere for de som ikke bruker forurenset jord til slik dyrking.
(Risikonivået for å dø av kreft på grunn av passiv røking er ca 4 x 10^{-3} og radon i bolighus 3 x 10^{-3} (77). Den gjennomsnittlige livstids risiko for hjemmmeulykker med dødelig utgang er estimert til 8 x 10^{-4}. For å kjøre bil 16 km pr dag i 50 år, er risikoen ca 6 x 10^{-3} (dø i ulykke), mens dødsrisikoen for røyking av 20 sigaretter pr dag i 50 år ligger på ca 2 x 10^{-1}. De 3 sistnevte risikoene er beregnet på grunnlag av data fra USA.)

11. Vedlegg I

Tallene i parantes er litteraturreferanser)

Data brukt ved beregning av eksponeringsdoser:

Levealder, år	70
Gj.snitt vekt, kg	70

Eksponering via fordøyelseskanalen:

	referanse	
Væskeinntak, l/dag	(79)	1.6
Vann fra lokal kilde, l/dag		0,8
Inntak frukt og grønnsaker, kg/dag	(80)	0,350
Tørrvekt andel		0,2
Inntak korn, kg/dag	(80)	0,170
Tørrvekt andel		0,8
Inntak melkeprodukter, kg/dag	(80)	0,440
Inntak kjøtt, kg/dag	(80)	0,120
Inntak jordpartikkler, kg/dag x 10^{-5}	(81)	2,5
Andel av vegetabilier kontaminert		0.05
Andel av kjøtt og melk kontaminert		0,05
Andel av jordpartikkler kontaminert		0.5

		As	Cr(6)	Cr(3)	Cu
Plante/jord fordelings faktor	(44)	0,02	0,02	0,01	0,01
Biotranfer faktor kjøtt, melk	(52)	0,02	0,02	0,005	0,005
Oral biotilgjengelighet jord	(71)	1	1	0,1	0,1
Kons. i kontaminert jord, mg/kg		30	0,001	20	30
Bakgrunn i jord , mg/kg		3	0,0001	15	15
Kons. i kontaminert vann, mg/l		0,04	0,005	0,01	0,03
Bakgrunn i vann , mg/l		0,001	0,001	0,003	0,01
Kons. i kontaminert dyrefor, mg/kg	(12)	20	0	10	8

Hudeksponering:

Kroppsoverlate, cm^2		17000
Jordpartikkler på hud, kg/cm2/dag x 10^{-6}	(71)	1.8
Eksponeringsfrekvens jord, måneder/12		0,5
Eksponeringsfrekvens treverk, dager/365		0,3
Andel kroppsoverflate eksponert for jord	(71)	0.15
Andel av jord kontaminert		0.5
Andel kroppsoverflate eksponert for treverk	(71)	0,02
Korreksjonsfaktor hud/treverk overføring		0,5

		As	Cr(6)	Cr(3)	Cu
Dermal biotilgjengelighet	(71)	0,01	0,01	0	0
Kons. overflate treverk , kg/cm^2	(82)	$5x10^{-9}$	$1x10^{-10}$		

Inhalasjonseksponering:

Pustevolum, m^3/dag		20
Konsentrasjon av partikkler i luft, mg/m^3 x 10^{-3}	(83)	70
Eksponerings frekvens, måneder/12		0,5
Andel respirable partikkler	(71)	0.25
Andel partikkler fra kontaminert jord		0.5
Andel av døgnet i kontaminert område		0.6

	As	Cr(6)	Cr(3)	Cu
Luftkons. i kontaminert område, mg/m^3 (fra referanse 5,71,84)	$6x10^{-6}$	$1x10^{-9}$	$5x10^{-6}$	$1x10^{-5}$

Referanse risiko dose, mg/kg/dag	(69)	0,0003	0,005	1	0,037
Cancer pot. faktor inhal., (mg/kg/dag)$^{-1}$		1,2	41		
Cancer pot. faktor oral, (mg/kg/dag)$^{-1}$	(69)	2	-		

12. Referanseliste

1. Nossen B. Produksjon av trykkimpregnert virke i Norge i 1991. Norsk Treteknisk Institutt, 1992.
2. Evans FG. Produksjon av impregnert virke i Norden 1991. NTR Informasjon nr. 28/92, Nordisk Trebeskyttelsesråd (NTR), 1992.
3. Nilsson K. Impregneringsstatistik 1991. Träskydd, Aktuellt från Träskyddsinstitutet Nr. 2, Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1992.
4. Kartlegging av avfall fra treimpregneringsanlegg. Statens forurensningstilsyn, Oslo, 1988.

4b. NTI 1987. Fred Evans og Bjørn Nossen. "Impregneringsslam fra saltløsninger. Sammensetning av slammet".

5. Wood preservative pesticides: Creosote, pentachlorophenol and inorganic arsencials. Position Document 4. 540/9-84/003. Environmental Protection Agency, Washington.
6. Cockcroft R, Laidlaw RA. Factors affecting leaching of preservatives in practice. Document No:IRG/WP/3113. The International Research Group on Wood Preservation, 1978.
7. Plackett DV. Leaching tests on CCA-treated wood using inorganic salt solutions. Document No: IRG/WP/3310. The International Research Group on Wood Preservation, 1984.
8. Bergholm J. Läckage av arsenik, koppar och krom från impregnerat träspån deponerat i mark. Ett elvaårigt fältförsök. Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1992.
9. Murphy RJ, Dickinson DJ. The effect of acid rain on CCA treated timber. Document No: IRG/WP/3579. The International Research Group on Wood Preservation, 1990.
10. Bergman Ö. Urlakning från tryckimpregnerat virke. Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1991.
11. Bergholm J. Utlakning av koppar, krom och arsenik från impregnerat spån deponerat i mark. Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1985.
12. Evans FG. Leaching from CCA-impregnated wood to food, drinking-water and silage. Document No: IRG/WP/3433. The International Research Group on Wood Preservation, 1987.
13. Evans FG. The leaching of copper, chrome and arsenic from CCA-impregnated poles stored for ten years in running water. Document No: IRG/WP/3122. The International Research Group on Wood Preservation, 1978.
14. Henningsson B, Carlsson B. Leaching of arsenic, copper and chrome from preservativetreated timber in playground equipment. Document No: IRG/WP/3149. The International Research Group on Wood Preservation, 1984.
15. Nurmi AJ. Leachability of active ingredients from some CCA-treated and creosoted poles in service. A progress report after 10 years testing. Document No: IRG/WP/3627. The International Research Group on Wood Preservation, 1990.
16. Modig S og Bergman G. Slutomhändertagande av impregnerat trä. Ragnsells Miljörevisjon, Sollentuna, 1991.
17. Geologisk-hydrogeologisk-geokemisk undersøking vid impregnerings-verket i Strömsholm, SGU-rapport, Västmanlands län, 1979.

17b. Steines E. Reginal distribution of arsenic, selenium and antimony in humus layers of Norwegian soils. In Geomedical aspects in present and future research. Editor J. Låg. Universitetsforlaget 1980. Oslo
18. Bowen HIM. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London, 1979.
19. Andersson A. Heavy metals in Swedish soils: On their retention, distribution and amounts. Swedish J Agric. Res. 7:7-20. 1977.
20. Andersson A og Gustavsson A. Metallhalter i dräneringsvatten från odlad mark. Ekohydrologi 11. Sveriges Lantbruksuniversitet. 1982.
21. Försurning av mark och grundvatten. Statens Naturvårdsverk. Meddelande 3, 1981.
22. Larson CD. Safe Drinking Water Act: amendments, regulations and standards. Calabrese EJ, Gilbert CE, Pastides H, eds., pp 3-5, Lewis Publishers 1989.
23. Arsenault RD. Amer. Wood Pres. Assoc. Proc. 71: 126, 1975.
24. deGroot RC, Popham TW, Gjovik LR, and Forehand T. J Environ. Qual., 8: 39, 1979.
25. Bergman G. Förorening av mark och grundvatten vid träimpregneringsverk. Meddelanden nr. 146, Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1983.
26. Bergholm J och Dryler K. Studier av fixeringen av arsenik i jord samt rörligheten av arsenik, kopper och krom i CCA-förorenade jordar. Meddelanden nr. 161, Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1989.
27. Bergman G. Geologi- och miljöriskklassificering av impregneringsverk i Sverige. Meddelande nr. 151, Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1985.
28. Newell AD, and Sanders JG. Environ. Sci. Technol. 20: 817, 1986.
29. McBride MB, and Bouldin DR. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 56, 1984.
30. Bartlett RJ. Environ. Health Perspect. 92: 17, 1991.
30b. Bartlett RJ, and Kimble JM. Behavior of chromium in soils: II. Hexavalent forms. J. Environ. Qual. Vol 5, no. 4, 1976.
31. Palmer CD, and Wittbrodt PR. Environ. Health Perspect. 92: 25, 1991.
32. Sadiq M, Zaidi TH, and Mian AA. Water, Air, and Soil Pollution 20: 369, 1983.
33. Ridley WP, Dizikes L, Cheh A, and Wood JM. Environ. Health Perspect. 19: 43, 1977.
34. Braman RS. Arsenical Pesticides. Ed. EA Woolson. American Chemical Society Symp. Ser. no.7. American Chemical Society, Washington, 1975.
35. Fishbein L. Environ. Health Perspect. 40: 43, 1981.
36. Anderson LCD and Bruland KW. Environ. Sci. Technol. 25: 420, 1991.
37. Vahter M. Environ Res 2: 446, 1981.
38. Burton Jr GA. Environ. Sci. Technol. 26: 1875, 1992.
39. Bartlett RJ and Kimble JM. J. Environ. Qual. 5: 379, 1976
40. Arsenic. Environ. Health Criteria 18. World Health Organization, Geneva, 1981.
41. Squibb KS, Fowler BA. Topics in Enivronmental Health, Vol 6, Elsevier 1983.
42. Vahter M and Marafante E. Chem. Biol. Interact. 47: 29, 1983.
43. Woolson EA. Environ. Health Perspect. 19: 73, 1977.
44. Walsh LM, Sumner ME and Keeney DR. Environ. Health Perspect. 19: 67, 1977.
45. Porter EK and Peterson PJ. The Science of the Total Environment 4: 365, 1975.
46. Grainger, CR. J. R. Soc. Health 108: 159, 1988.
47. Grant C and Dobbs AJ. Environ. Pollut. 14: 213, 1977.
48. Levi MP, Huisingh, D and Nesbitt WB. Forest. Prod. J. 24: 97, 1974.
49.

50. Kalnins MA and Detroy BF. J. Agric. Food Chem. 32: 1176, 1984.
51. Grant C and Dobbs AJ. Environ. Pollut. 14: 213, 1977.
52. Stevens JB. Environ. Sci. Technol. 26: 1915, 1992.
53. Dave G and Xiu R. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 126, 1991.
54. Hamilton SJ and Buhl KJ. Ecotox. Environ. Safety 20: 307, 1990.
55. Shukla NP and Pandey GN. Rev. Environ. Health 5: 87-99, 1985.
56. Enserink EL, Maas-Diepeveen JL and van Leeuwen CJ. Wat. Res. 25: 679, 1991.
57. Kumar D, Pha M and Kumar HD. J. Gen. Appl. Microbiol. 31: 165, 1985.
57b. KemI Rapport, 10/1989.
58. Elnabarawy MT, Welter AN, and Robideau RR. Environ. Toxicol. Chem. 5: 393, 1986.
59. Walsh LM, Sumner ME and Keeney D. Environ. Health Perspect. 19: 67, 1977.
60. Bowen HJM. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London, 1979.
61. Frey BE, Small LP, Bass AE, and Riedel GF. The effects of chromium (VI) on estuarine phytoplankton populations - Paper printed at the 42th ASLO Meeting, Stony Brook, New York, 1979.
62. Guilizzoni P, Adams MS, and MacGaffey N. Ecological Bull. 36: 90, 1984.
63. Garg P and Chandra P. Bull. Environ. Toxicol. 44: 473, 1990.
64. Superfund Public Health Evaluation Manual EPA/540/1-86/060.
65. Jensen GE, Christensen JM, and Poulsen OM. The Science of the Total Environment 107: 169, 1991.
66. Christensen JM, Rasmussen K og Kjeldsen NJ. Ugeskr. Læger 153: 2564, 1991.
67. Kalman DA, Hughes J, van Belle G, Burbacher T, Bolgiano D, Coble K, Mottet NK, and Polissar L. Environ. Health Perspect. 89: 145, 1990.
68. Polissar L, Lowry-Coble K, Kalman DA, Hughes JP, van Belle G, Covert DS, Burbacher TM, Bolgiano D, and Mottet NK. Environ. Research 53: 29, 1990.
69. Integrated Risk Information System (IRIS). On line. Cincinatti: Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, EPA, 1993.
70. Health assessment document for inorganic arsenic EPA-600/8-83-021F.
71. Sheehan PJ, Meyer DM, Sauer MM, and Paustenbach DJ. Toxicol. Environ. Health, 32:161, 1991.
72. Stöhrer G. Arsenic: opportunity for risk assessment. Arch. Toxicol. 65: 525, 1991.
73. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) US Public Health Service. Toxicological Profile for Arsenic. Oak Ridge National Laboratory, 1989.
74. Risk Assessment Forum. Special Report on Ingested Arsenic: Skin Cancer; Nutritional Essentiality. EPA/625/3-87/013, US Environmental Protection Agency, Washingtion, DC, 1988.
75. Valentine JL, He S-Y, Reisbord LS, and Lachenbruch PA. J. Clin. Epidemiol. 45: 487, 1992.
76. Calabrese, EJ. Role of Epidemiological Studies in Deriving Drinking Water Standards for Metals. Environ. Health Perspect. 52: 99, 1983.
77. Smith AH, Hopenhayn-Rich C, Bates MN, Goeden HM, Hertz-Picciotto, Duggan HM, Wood R, Kosnett MJ and Smith MT. Environ. Health Perspect. 97: 259, 1992.
78. Bates MN, Smith AH, and Hopenhayn-Rich C. Am. J. Epidem. 135: 5: 462, 1992.
79. Cotruvo JA. Regul. Toxicol. Pharmacol. 8: 288, 1988.
80. Utvikling i norsk kosthold. Statens Ernæringsråd, 1992.

81. N & R Consult A/S, Risikovurdering af forurenede grunde. Miljøprojekt nr 123, Miljøstyrelsen, Danmark, 1990.
82. NIOSH Technical Report. Publication no 83-106, 1983.
83. Trijonis J, Eldon J, Gins J, and Berglund G. Analysis of the St. Louis RAMS Ambient Particulate Data. (Produced by Technology Service Corporation under EPA contract 68-02-2931 for the Office of Air, Noise, and Radiation of the US Environmental Protection Agency. EPA report 450/4-80-006a, 1980.
84. McKone TF and Daniels JI. Regul. Toxicol. and Pharmacol. 13: 36, 1991.

AVFALL FRÅN TRÄIMPREGNERINGSINDUSTRIN OCH IMPREGNERADE PRODUKTER

Inledning

I samband med produktion och användning av impregnerat trä uppkommer avfall. Vid produktionen handlar det företrädesvis om slam och när det gäller träavfall rör det sig om avkap och spån samt utrangerat virke. Vilka mängder det rör sig om och vad man skall göra med avfallet är två intressanta områden som belysts något i miljöprojektet.

I ett samarbetsprojekt med Norsk Treteknisk Institutt har en litteraturstudie över metoder för slutomhändertagande av avfall från träimpregneringsindustrin genomförts. Resultatet av denna litteraturstudie presenteras här. Miljökonsulterna i Studsvik har på uppdrag av Träskyddsinstitutet utfört två delprojekt inom ramen för miljöprojektet. De båda projekten redovisas i denna rapport. Det andra av dessa båda projekt, som gäller hantering av avfall med impregnerat trä, har delfinansierats av Byggforskningsrådet (BFR).

Det första projektet omfattade en utredning över vilka mängder slam, spill och virkesavfall som uppkommer i impregneringsindustrin. Utredningen genomfördes som en enkätundersökning till 28 av totalt 144 impregneringsföretag. Resultaten har sedan överförts till att gälla hela produktionen av impregnerat trä. Eventuella "felsvar" (medvetna eller omedvetna felsvar, missuppfattningar etc) kan därför få en större inverkan på resultatet än om enkäten vänt sig till samtliga företag. Som exempel kan nämnas att slammängden från två olika företag med likartad produktion angavs till 3 resp 62 kg per 1 000 m^3 impregnerat trä. Slammängden kan orimligen skilja så mycket mellan två likartade verksamheter. Någon möjlighet att kontrollera svaren med deltagande företag medgavs inte inom ramen för projektet, varför värdena har använts som de är. Resultaten från undersökningen måste därför läsas med eftertanke, och en viss baskunskap om industrin och dess produktionsförhållanden underlättar förståelsen av dem.

Avfallshanteringen har framförts som det stora problemet med impregnerat trä och behandlas i det andra delprojektet. Kemikalieinspektionen har åberopat att det främst är avsaknaden av kunskap om och regler för hanteringen av det utrangerade virket som föranlett myndigheten att införa de restriktioner i användningen av impregnerat trä som anges i föreskriften KIFS 1990:10.

Hur stor del av det impregnerade virket som hanteras av den kommunala avfallshanteringen är inte känt. Naturvårdsverket rekommenderar att mindre mängder avfall från impregnerat trä läggs med grovsoporna. Vid större mängder bör den lokala länsstyrelsens miljövårdsenhet kontaktas. Med vad gör man sedan? Är det bäst att deponera eller förbränna avfallet? Skall det hanteras separat eller tillsammans med annat avfall? Finns förbränningsanläggningar med tillräckligt bra rökgasrening?

En första ansats att ge svar på dessa frågor görs i rapporten *Hantering av avfall med impregnerat trä* genom att presentera olika scenarier för hanteringen av utrangerat impregnerat virke. I rapporten ges inget svar på frågan hur hanteringen skall eller bör ske, utan rapporten ger endast svar på frågan vad som händer om avfallet hanteras på olika sätt. Scenarierna försöker belysa olika realistiska fall med i praktiken befintliga typer av avfallshanteringsstationer. Rapporten ger *inte* svar på om det är nödvändigt att ha en reglerad hopsamling av det impregnerade avfallsvirket.

Metoder for destruksjon/deponering av avfall fra impregneringsindustrien

Fred G Evans

Norsk Treteknisk Institutt
1993
289

Innhold

Forord 5
Sammendrag 7
Summary *8*
1. Innledning 9
2. Typer av avfall 12
   2.1. Rester av impregneringsmiddel 12
   2.2. Slam fra lagertanker 13
   2.3. Avkapp fra videreforedling og bruk 13
   2.4. Impregnert tre som har avsluttet sin primærbruk 14
3. Håndtering av avfall 15
   3.1. Generelt 15
   3.2. Gjenbruk 16
   3.3. Deponering 17
      3.3.1. Direkte 18
         Innvirkning av regnvannets pH 19
         Innvirkning av jordtypen 19
      3.3.2. Deponering etter forbehandling 20
   3.4. Destruksjon 21
      3.4.1. Forbrenning 21
         Kreosot 21
         Saltimpregneringsmidler 22
      3.4.2. Biologisk nedbrytning 23
      3.4.3. Kjemisk modifisering og gjenvinning 23
         Gjenvinning gjennom gjenbruk 23
4. Oppsummering og konklusjon. 25
5. Litteratur 26

Forord

Dette prosjektet har i tillegg til støtte fra Norske Impregneringsverkers Forening og Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd også fått en viss støtte fra Svenska Träskyddsinstitutet.

Sammendrag

I samband med produksjon og bruk av trykkimpregnert tre blir det en del avfall. Avfallets beskaffenhet avhenger av i hvilken del av prosessen det forekommer. Avfallet fra selve impregneringsprosessen er fortrinnsvis det slam som dannes i lagertankene. Slammet er enklest å deponere innstøpt i betong. Alternativt sendes det til deponering i England. Det er imidlertid i gang forsøk som kan gi metoder for å resirkulere slammet.

Når det gjelder treavfall, er dette enten avkapp ved tilpassing eller som utskiftet impregnert tre. Dersom det kan gjenbrukes, er dette pr. i dag den beste anvendelsen, selv om det er en utsettelse av selve avfallsproblemet. Dersom gjenbruk ikke er mulig, vil det i den nåværende situasjon være best og minst miljøfarlig å deponere treavfallet på avfallsplasser.

Etter hvert som mengdene av impregnert avfall øker, kan sentral innsamling bli mulig - fortrinnsvis for profesjonelle brukere som NSB, tele- og/eller el-verk. Virket kan forbrennes, og bioenergien kan benyttes. Kreosotimpregnert tre er enkleste å forbrenne, mens saltimpregnert tre - spesielt CCA-impregnert tre - vil kreve en behandling av asken og rensing av røykgassene. På sikt bør også gjør-det-selv-brukerne levere avfall på kommunale innsamlingsstasjoner for spesialavfall, slik at dette virket kan benyttes som biobrensel. Asken fra brenning av saltimpregnert tre kan være utgangspunkt for gjenvinning av tungmetallene.

Så langt synes biologiske og kjemiske behandlinger av avfallet lite lønnsomt sammenliknet med brenning, hvor man i tillegg til gjenvinning av metallene også får utnyttet bioenergien.

Summary

Production and use of pressure-treated wood produce some waste. The waste's character depends in which part of the process it is produced. Waste from the pressure process is primarily sludge developed in the storage tanks. The easiest solution is to deposit the liquid sludge in concrete. Alternatively it can be sent for disposal to the United Kingdom. Investigations for methods to recycle the sludge are in process.

Wood waste will be produced in the form of cut after adjustment or by changing used treated wood. If the cutting can be reused, this is the best solution today even if it only postpones the final waste problem.

When the waste volume of pressure-treated wood increases, a central collection can be carried out, primarily from the professional users like the railroad-, tele- or electricity companies. The wood can be burned and the bio-energy can be used. Creosote treated wood is easy to burn, while wood treated with salt preservatives, especially CCA-treated wood, will require treatment of the ashes and cleaning of the smoke. In the long run also the Do-it-yourselves should deliver waste from treated wood to the public rubbish heaps. In this way the wood can be burned and used as bio-energy. From the ashes of salt treated wood, the metals can be regained.

So far, biological and chemical treatment of the waste seems unprofitable compared with burning, where the bio-energy is gained in addition to a regaining of the metals.

1. Innledning

Tre har gjennom tidene vært et viktig byggemateriale. På grunn av at de fleste nordiske treslag lett angripes av råte eller insekter, ble treet fortrinnsvis benyttet der det var beskyttet mot fuktighet eller insekter, dvs. konstruktivt beskyttet.

Menneskets forsøk på å gjøre treet mer motstandsdyktig overfor råtesopp og insekter har pågått lenge. Kineserne dyppet det i saltvann allerede for mer enn 2000 år siden. Senere er det i antikkens Hellas beskrevet forkulling av tre for å gjøre det mer motstandsdyktig.

I Norden begynte en form for industriell impregnering av tre rett før århundreskiftet. Man benyttet kreosot, og stolper og sviller var de viktigste produktene.

Selv om kreosot var det viktigste impregneringsmidlet i de første tiårene, pågikk det en rekke forsøk med forskjellige salter. Disse ga.en begrenset beskyttelse pga. at saltene ble vasket ut igjen under bruk og effekten var derved begrenset. Giftige kjemikalier som kvikksølvforbindelser, var også en årsak til begrenset bruk av salter. Først omkring annen verdenskrig, da kreosot ble mangelvare, ble det fart i saltproduksjonen. Man hadde funnet fram til saltblandinger som bandt seg kjemisk til treet (fikserte) og derved ga en akseptabel holdbarhet.

Bror Häger og Boliden Koncernet utviklet i 1940-årene et salt som inneholdt kopper-, krom- og arsenoksider (fellesbetegnelsen CCA-salter). Denne saltformuleringen ble kalt Boliden K33 og ble raskt det mest solgte saltet i Norden, selv om det fantes salter med andre CCA-formuleringer på markedet. Etter at patentet gikk ut, har andre saltprodusenter kopiert formuleringen.

Etter hvert som CCA-saltene viste seg effektive i feltforsøk, tok impregneringssaltene over mer og mer av markedet fra kreosot, og det ble produsert store volum saltimpregnert trelast. På grunn av svetting, tjærelukt og begrenset mulighet for overflatebehandling, var kreosotimpregnering lite brukt for trelast. Bortsett fra en forbedret holdbarhet overfor sopp og insekter, har saltimpregnert tre de samme egenskaper som uimpregnert tre. I dag kreosotimpregneres det fortrinnsvis el- og telestolper ved siden av et mindre volum sviller, mens saltimpregnering dekker hele produktspekteret (trelast i alle dimensjoner og alle typer stolper [gjerde-, rekkverk- og el-/telestolper i fellesføring]).

Etter hvert som øket kunnskap om forskjellige stoffers effekt på mennesker og dyrs helse og langtidseffekter i miljøet er blitt kjent, kom også impregneringsmidlene mer i miljøfokus. Både kreosot og tungmetaller som seksverdig krom og arsen er i dag klassifisert som kreftfremkallende. Det kom etter hvert regler som påla produsentene ansvar for produktene som er miljø- eller helsefarlige gjennom hele livsløpet, dvs. råvarer, produksjon, bruk og destruksjon (av avfall

fra produksjon og produktet når det har endt sin anvendelse). Produsenten er blitt ansvarlig for sine produkter, populært sagt, fra ***vuggen til graven***.

Avfall kan defineres som materiale som ikke lenger kan brukes eller har noen verdi for produsenten. Produsenten er i dette tilfelle både produsenten av impregnert tre og brukeren (videreforedleren).

I Norge er impregneringsmidlene definert som spesialavfall, men de impregnerte treproduktene er ikke. Det er heller ikke pr. dags dato vedtatt noen restriksjoner mot bruk av trykkimpregnert tre utover at det ikke skal benyttes i direkte kontakt med mat og/eller drikkevann.

Som en tilnærming til EØS avtalen er det i høst (i Norge) sendt ut et forslag *"Forskrift om begrensning av import, produksjon, omsetning eller bruk av enkelte farlige kjemiske stoffer og produkter"* på høring. I forslagets § 10 omtales arsenforbindelser på følgende måte:

Det er forbudt å bruke arsenforbindelser som stoff eller bestanddel i kjemiske produkter beregnet for: (direktiv 89/677)

b) trebeskyttelse;
Forbudet omfatter ikke løsninger av uorganiske salter av type CCA (kopper - krom - arsen) anvendt i industrianlegg til trykk- eller vakuumimpregnering av tre.

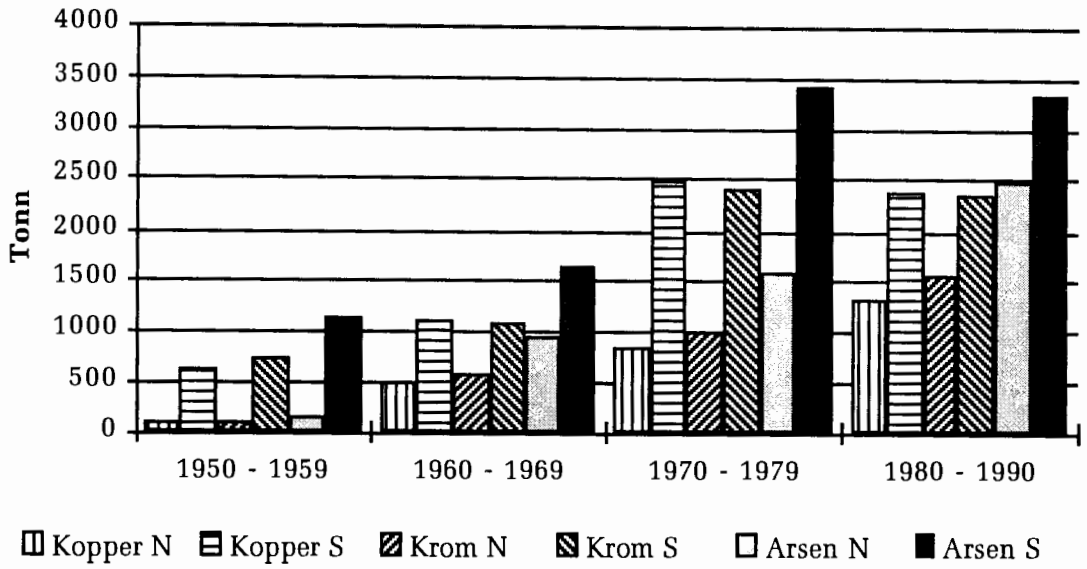
Forskriften forhindrer imidlertid ikke at det kan komme restriksjoner på anvendelsen av det trykkimpregnerte treet med tiden, men CCA-saltene er tillatt brukt til impregnering.

Om det kommer flere restriksjoner fra EF om bl. a. håndtering av avfall fra kjemisk behandlet tre vites ikke. Tyskerne som har benyttet kjemisk behandlet tre - både dyppet og impregnert - har lenge vært opptatt av håndteringen av avfall fra kjemisk behandlet tre (Willeitner 1990, Illner 1993 og Knoch 1993).

I Sverige har man ikke tilnærmet seg EF, men derimot vedtatt en forskrift som pr. 1992-01-01 innførte restriksjoner på anvendelse av det impregnerte treet. Arsen får ikke benyttes i annet enn jordkontakt (klasse A). Kreosot får ikke anvendes annet enn til profesjonell bruk, stolper, sviller etc. I 1994-01-01 får heller ikke krombaserte impregneringssalter benyttes annet enn til klasse A-impregnert tre (KIFS, 1990).

Uansett nåværende og kommende restriksjoner på bruk av impregneringsmidler eller det trykkimpregnerte treet, vil vi på grunn av dets lange holdbarhet (30 - 50 år), i de kommende årene ha et stort volum trykkimpregnert tre som må tas hånd om når det ender sin bruk, slik at tungmetallene ikke kan forårsake forurensning. Om avfallet krever spesiell behandling er enda ikke avklart av myndighetene.

Figur 1 viser at det i perioden fra 1900 til 1990 i Norge og Sverige er brukt store mengder tungmetaller (kopper, krom og arsen) i impregnert tre. Største delen av disse er fremdeles i eksisterende trekonstruksjoner.



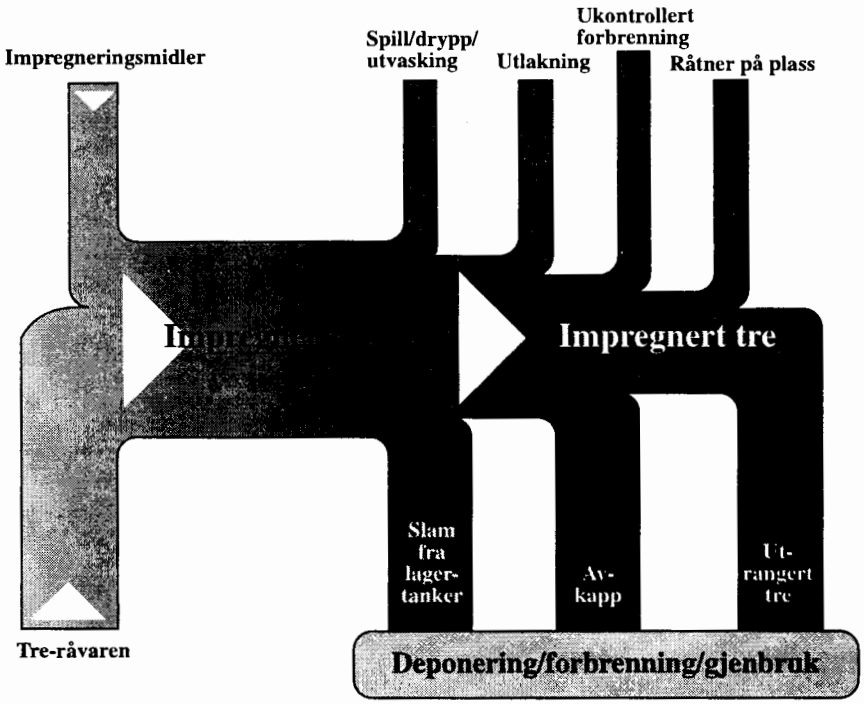
Figur 1 *Fordelingen av forbruk av kopper-, krom- og arsenmengder under produksjon av impregnert tre i Norge og Sverige fordelt på decenniene i perioden 1950 - 1990. (Kilde: Norske og svenske impregneringsstatistikker).*

Figure 1 *The use of copper, chromium and arsenic in the production of pressure-treated wood during the years 1950 - 1990 (Source: Norwegian and Swedish production statistics)*

Som man ser av figur 1 er produksjonen av impregnert tre og derved forbruket av tungmetaller i Sverige langt større enn i Norge. I årene 1980 - 90 har Sverige brukt nær 3.500 tonn arsen til impregnering mens Norge har brukt 2.500 tonn. Akkumulert forbruk fra 1950 til 1990 i Sverige er 6.610 tonn kopper, 6.560 tonn krom og 9.530 tonn arsen. De samme tallene er for Norge hhv. 2.700 tonn, 3.200 tonn og 5.200 tonn.

Man kan si at det volum som ble produsert i 1950-årene er blitt avfall i dag. Så langt utgjør dette kun noen % av det som er produsert i perioden 1950 - 93. Det meste av det volum som er produsert fra 1960 og frem til i dag er fremdeles i bruk. Dette volum vil bli avfall de neste ti, femten årene. Det er derfor tid til å vurdere avfallsproblematikken og eventuelt forandre kravene dersom dagens variable behandling ikke kan aksepteres når volumet avfall økes.

Avfallet som kommer fra produksjon eller bruk av impregnert tre, avhenger av hvilken del av prosessen man ser på. En viss andel av impregneringsmidlenes spredning skjer ukontrollert: spill/drypp/utvasking på anlegget, utlakning under bruk, ukontrollert forbrenning av impregnert tre og det som råtner under bruk. Den mer kontrollerbare delen og som denne rapporten tar for seg er slam i lagertanker, avkapp og utrangert tre, se fig. 2.



Figur 2 Livsløpet til impregnert tre. Rapporten omhandler den delen som går til deponering/forbrenning og gjenbruk.

Figure 2 *Life cycle for pressure-treated wood. This report concerns the parts for deposing/burning and recycling.*

Denne rapporten er en litteraturstudie over måter å deponere/destruere avfall fra impregnerngsindustrien.

2. Typer av avfall

Behandlingsmåtene for avfallet er avhengig av dets art. Avfallet kan være rester av impregneringsmiddel, slam fra lagertanker, kapp under produksjon/bruk eller impregnert tre som har endt sin primære tjeneste, men som fremdeles har sin mekaniske styrke i behold.

2.1. Rester av impregneringsmiddel

Impregneringsmiddelrester får man sjelden på impregneringsverkene. Slikt avfall kan imidlertid oppstå når:

1) Saltpastaen innholder uløslige bestanddeler.
2) Det skjer et skifte fra ett impregneringsmiddel til et annet.

I slike tilfeller er det leverandøren og produsenten som tar hånd om restene. Produsenten har tilstrekkelig kunnskap til å behandle dette forsvarlig og eventuelt la det gå inn i produksjonen av nytt middel. I det siste tilfelle kan rester av det gamle impregneringsmidlet, enten i originalemballasje eller som løsning i tankbil, selges til andre anlegg som benytter midlet.

Ved skifte av impregneringssalt kan man når midlene er av samme type, la være å tømme lagertanken, og i en overgangstid bruke en blanding av de to.

2.2. Slam fra lagertanker

Det vil under produksjon av impregnert tre oppstå slam i impregneringsanleggets lagertank uansett hvilket impregneringsmiddel som benyttes. Slammets sammensetning vil imidlertid variere avhengig av om det er salt-, oljeimpregneringsmidler eller kreosot. Slam fra oljeimpregneringsmidler og kreosot vil hovedsaklig bestå av sagflis og annet organisk materiale. Saltslam vil i tillegg også inneholde uorganisk materiale som sand og grus. Dette skyldes at grus og sand renner eller spyles tilbake til lagertanken med impregneringsvæsken fra avrenningsplattingen.

Saltimpregneringsanlegg som har fikseringsanlegg, dvs. anlegg som akselererer saltenes kjemiske omvandling i treet (fikseringen) ved hjelp av damp eller varmt vann, får erfaringsmessig til dels store mengder slam under fikseringsprosessen.

Slammengden som dannes pr. år, er avhengig av impregneringsmiddel, -anlegget og det årlige produksjonsvolum. Impregnering av kledning og skurlast gir mer sagflis i lagertankene enn om det impregneres høvlet last. Bruk av varmevekslere kan gi saltutfellinger hvis temperaturen er over 30 °C. Ekstraherte sukkerstoffer fra treet under impregneringsprosessen vil også føre til saltutfellinger.

En undersøkelse NTI har gjort (Evans med flere 1987) ved et av våre større saltimpregneringsanlegg (årsproduksjon over 10.000 m^3), viser at gjennomsnittlig slammengde er ca. 150 liter eller ca. 200 kg tørt slam pr. år. Mindre impregneringsverk (årsproduksjon på ca. 2.000 m^3) har aldri renset sine lagertanker for slam pga. at slammet ikke medfører problemer i produksjonen.

2.3. Avkapp fra videreforedling og bruk

Ved industriell videreforedling av trykkimpregnert tre, er det viktig at avkapp og flis fra bearbeidingen ikke blandes med uimpregnert tre, men sorteres for seg. Det uimpregnerte avkappet selges ofte til tredjemann som ved, eventuelt brukes sammen med flis og bark som brensel i eget fyranlegg.

Ved bruk innen bygg, av byggmestre eller privatpersoner, gjelder det samme kravet til utsortering. Selv om mengden trykkimpregnert treavfall vanligvis er liten, skal det ikke brennes sammen med annet avfall.

2.4. Impregnert tre som har avsluttet sin primærbruk

Med primærbruk menes her den første anvendelse det trykkimpregnerte treet har etter impregnering. Dette begrepet er innført for å skille mellom primærbruk og gjenbruk, dvs. bruk av trykkimpregnert tre som har vært anvendt før.

Trykkimpregnert tre er definert i den nordiske impregneringsstandarden INSTA 140. Standarden definerer trykkimpregnert tre i fire klasser, hvis anvendelse er beskrevet i tabell 1.

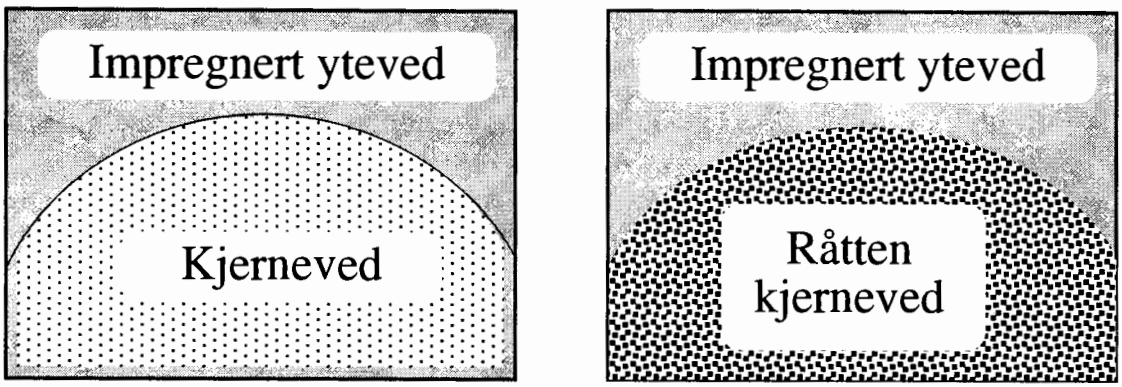
Tabell 1. Anvendelse av klasseinndelt trykkimpregnert tre i hht. INSTA 140.
Table 1 The use of pressure-treated wood according to INSTA 140.

Klasse	Beskrivelse av miljøet treet brukes i	Eksempler på anvendelse
M	Sjøvann.	Bryggepæler, tre i sjøvann.
A	Jordkontakt eller i ferskvann.	Alle typer stolper, spikerslag som ligger på bakken, etc.
AB	Ikke under tak eller i jordkontakt, men utsatt for regn.	Kledning, gjerdesprosser, verandadekke, kledning etc.
B	Ikke under tak eller i jordkontakt, men utsatt for regn.	Vinduer og utvendige dører.

Trykkimpregnert tre har en meget lang levetid. Levetiden er avhengig av dimensjon, og generelt sier man at trykkimpregnert tre har en levetid som er minst 5 ganger uimpregnert tre. For el- og telestolper vil dette si ca. 50 år i jordkontakt. Gjerdestolper og trelast i jordkontakt vil stå i minst 20 - 30 år (klasse A i henhold til INSTA 140). Klassen AB ble først innført i 1990-årene. Mye av det CCA-impregnerte treet brukt over mark før denne tid er klasse A impregnert tre som har et større opptak av impregneringsmiddel enn hva som er nødvendig, siden den biologiske aktiviteten er lavere over bakken enn i bakken.

På grunn av at det impregnerte treet har så lang holdbarhet, skjer det ofte forhold i omgivelsene rundt trekonstruksjonene som gjør at de må forandres eller fjernes før treet har begynt å råtne eller på annen måte endt sin funksjonstid. Eksempel på dette er stolpelinjer som bygges om til jordkabler, ombygging av jernbanespor fra tresviller til betongsviller osv. Det impregnerte treet har ofte sin styrke i behold. I andre tilfeller vil det kun være deler av en konstruksjon som er råtten, dvs. at de friske delene kan brukes på nytt. Eksempler på dette er stolper som er råtne i den delen som har vært i kontakt med jord, mens den delen som er over, er like frisk.

Trykkimpregnert trelast kan være råteangrepet i kjerneveden, men frisk i den impregnerte yteveden. Dette gjør at bjelkens styrke er svekket og den må skiftes selv om "impregneringen" er like god, se fig. 3.



Figur 3 Råteangrep i kjerneveden vil svekke styrken til trykkimpregnert trelast.

Figure 3 Decay in the heartwood will reduce the strength of the pressure treated wood.

3. Håndtering av avfall

3.1. Generelt

Av det avfall som kommer fra impregneringsindustrien, er det pr. dags dato kun impregneringsmidler og slam i lagertanker som kommer under betegnelsen spesialavfall og derved under regler for *"Forskrifter om leveringsplikt, innsamling, mottak og behandling av visse grupper spesialavfall"*. Rester fra trykkimpregnert tre er ikke regnet som spesialavfall. Hvis det derimot brennes, vil asken bli betraktet som spesialavfall under forskriften. Ved brenning av CCA-impregnert tre, vil røykgassene kunne bli betraktet som utslipp.

Trykkimpregnert treavfall er foreløpig ikke noe stort problem i Norge og Sverige. Inntil 1990 var nær 100 % impregnert enten med CCA-salter eller kreosot. Dvs. at dersom det impregnerte treet er brunsvart, så er det kreosot (dette kan også kjennes på lukten), er det grå-grønt, så er det CCA. Etter hvert som det nå tas i bruk andre impregneringssalter enn CCA-saltene, blir det større problemer å fastslå hvilket impregneringsmiddel som er brukt. Spesielt på trelast som stadig oftere impregneres etter standardens klasse AB-krav. En slik bestemmelse vil ofte kreve en kjemisk analyse av treet. Til tyngre konstruksjoner i jordkontakt som stolper etc. er det pr. d.d. ingen impregneringsmidler som erstatter kreosot eller kopper/krom(/arsen)-salter.

Bruk av klorerte fenoler (pentaklorfenoler - PCP) til impregnering har vært minimal i Norge. Det er heller ikke benyttet store mengder fargeløse dyppemidler til å beskytte trelast mot blåved eller insekter. Impregnert tre vil derfor kunne skilles ut på fargen. Det største unntaket er impregnerte vinduer hvor det er benyttet organiske, fargeløse tinnforbindelser.

Norden har derfor foreløpig ikke de samme problemer med identifisering av kjemisk behandlet tre som f. eks. Tyskland (Voß, H., 1992 og 1993). Der har man behandlet tre med så mange forskjellige kjemiske midler at alt treavfall etter hvert er blitt å betrakte som spesialavfall på grunn av at man ikke kan skille mellom det treet som er kjemisk behandlet og det som ikke er.

3.2. Gjenbruk

Gjenbruk er den enkleste måten å "kvitte seg" med avfall fra impregneringsindustrien på, selv om man egentlig bare usetter den endelige destruksjon/-deponering.

Rester av salter eller oppblandet impregneringsløsning selges til anlegg som benytter samme impregneringsmiddel. Det samme gjelder salter i originalemballasje.

Slam fra impregneringsanlegg kan ikke gjenbrukes, men slammet bør vaskes godt for å få løst opp og vasket ut alle vannløslige impregneringssalter som finnes i slammet. Vaskevannet brukes så til å fortynne ny pasta.

Gjenbruk av **trykkimpregnert tre** er meget vanlig i dag. Som omtalt over, kan det i løpet av primærbruken, som ofte er på over 50 år, skje ting som gjør at konstruksjonen må tas ned eller forandres. El- og telegrafstolper som er tatt ned, kan på grunn av de høye sikkerhetsmessige krav, ikke brukes som linjestolper igjen. De er imidlertid godt egnet for gjenbruk hvor krav til styrke er mindre.

Gamle stolper og sviller er meget etterspurte. Saltimpregnerte stolper kan gjenbrukes uten videre til nær sagt alle formål. I barnehager og boligmiljøer er det ofte benyttet saltimpregnerte stolper til lekestativer, sandkasseavgrensninger etc. Gjenbruk av kreosotstolper og -sviller er omfattet av anbefalinger eller restriksjoner. I Norge anbefaler Statens Forurensningstilsyn at kreosotimpregnert tre ved gjenbruk kun benyttes til fundamentering slik at man ikke kommer i direkte hudkontakt med det kreosotimpregnerte treet. I Sverige har man i forskriftene satt at kreosotvirke ikke kan gjenbrukes før etter 30 år.

Det finnes ingen organisert formidling i Norden av brukt impregnert tre. Gamle stolper, sviller etc. kan kjøpes ved henvendelse til el-, televerk eller NSB. Stolpene er som regel ikke vurdert mhp. råte eller andre skader som kan svekke deres styrke. Da det ofte er privatpersoner uten nødvendige kunnskaper for slik vurdering som benytter virket, kan gjenbruk av uegnede stolper forekomme, men som regel er stolper godt overdimensjonerte til sitt nye bruk. Jeg har ikke kommet over litteratur som har rapportert uhell på grunn av sekundærbruk.

Det burde ved gjenbruk, og spesielt når man må betale for det tidligere brukte impregnerte treet, være et krav om at stolpene er besiktiget slik at skadde stolper blir skilt ut og den delen som har stått i jordkontakt uten unntak kappes bort.

Kreosotstolper avviker fra saltstolper ved at enkelte av kreosotkomponentene damper av over tid. Kreosoten siger også nedover i stolpen under bruk (Nurmi, 1990). Man bør derfor ta spesielt hensyn til at kreosotinnholdet i stolpen er redusert i forhold til en nyimpregnert stolpe ved gjenbruk. Som sviller er derfor kreosotstolper best egnet som fundament og ikke som stolpe ved gjenbruk. Saltimpregnerte stolper (CCA) vil ha nær samme saltinnhold som da de var nyimpregnerte med unntak av overflatesjiktet i den delen som er over bakken uansett alder. Fra den delen som står i bakken kan det vaskes ut 20 - 25 % av opprinnelig saltmengde (Nurmi, 1990).

En form for frivillig innsamlingsterminal for gamle, utrangerte stolper er innført som et forsøk i Ontario, Kanada (Henry, 1990). Stolper er et produkt som er lett å samle inn og sortere med hensyn på impregneringsmiddel. Som regel er de impregnert med samme impregneringsmiddel over hele stolpelinjen. Det dreier seg også om store volum ved utskiftning som det kan være økonomisk å samle inn, fraktutgiftene tatt i betraktning. Bilene som frakter nye stolper ut, tar de gamle med tilbake.

Salg av de brukte stolpene var ment å bidra til den kanadiske terminalens drift. Stolpene skulle leveres til stolpeterminalen av primærbrukerne. Stolper som ikke kunne gjenbrukes skulle lagres til det ble funnet en tilfredsstillende deponerings-/destruksjonsmetode.

Et forforsøk har blitt gjennomført på 456 stolper (Cooper 1993). Økonomisk kunne det ikke bære seg, uten at man så på verdien i avfallsbehandlingen. Man forsøkte også å skjære stolper opp til bord og plank.

Når det gjelder utskiftning av trykkimpregnert trelast i for eksempel et hus som blir påbygget eller forandring av et terrassegulv eller et gjerde, er det vanskeligere å få til en sentral innsamling. I slike tilfeller er det enklest at den enkelte benytter sitt gamle tre til gjenbruk eller påser at det skjer en miljømessig, tilfredsstillende deponering lokalt. Trelast kan ofte være uegnet til gjenbruk, da det kan ha oppstått råte i den uimpregnerte kjerneveden, se fig. 3, side 9.

3.3. Deponering

Deponering er en form for avfallsbehandling som kan benyttes når det ikke fører til noen spredning av miljøgifter til omgivelsene. Det er tre muligheter:

1. Avfallet avgir ikke miljøfarlige stoffer.

2. Avfallet avgir miljøfarlige stoffer, men gis en varig emballering og/eller lagres slik at de farlige stoffene ikke kan spres til omgivelsene.

3. Avfallet avgir miljøfarlige stoffer, men forbehandles, gjerne kjemisk slik at de miljøfarlige stoffene bindes.

3.3.1. Direkte

Rester av impregneringsmidler og slam fra lagertanker er avfall som inneholder vannløslige tungmetaller og som derfor **ikke** kan deponeres hvor som helst. Slike rester må klassifiseres som spesialavfall og behandles i henhold til gjeldene forskrifter.

Impregnert treavfall er ikke klassifisert som spesialavfall. Det skjer en lakning, dvs. en svak utvasking av tungmetaller fra overflaten av det impregnerte treet under bruk (Bergman, 1991) og derved også treavfallet. Lakningen som skjer fra avfallet, er avhengig av avfallets form og impregneringsmidlet som er brukt. Jo mer finfordelt avfallet er, jo større blir overflaten og derved utlakningen pr. volumdel. Saltene fikserer forskjellig avhengig av sin sammensetning. Enkelte komponenter i impregneringssaltene fikserer godt, andre dårlig eller ikke i det hele tatt. Spredningen av disse utlakede komponentene er blant annet avhengig av jordtypen (Bergholm, 1992).

I Norden har man inntil 1990 overveiende benyttet salter som kopper/krom /arsen (CCA-salter) og kreosot. CCA-saltene er hovedsakelig av type B (definert etter American Wood Preservers' Assosiation (AWPA) Standards).

Tabell 2 De forskjellige typer av saltsammensetninger etter AWPA-standards.
Table 2 Different types of salt preservatives according to AWPA-standards.

Metalloksid	AWPA-type A	AWPA-type B	AWPA-type C
CuO	16,0 - 20,9	18,0 - 22,0	17,0 - 21,0
Cr_2O_3	59,4 - 69,3	33,0 - 38,0	44,5 - 50,5
As_2O_5	14,7 - 19,7	42,0 - 48,0	30,0 - 38,0

I de etterfølgende avsnitt vil salt som er definert som type B i henhold til AWPA omtales som **CCA type B** og AWPA type C: **CCA type C**.

Impregnert treavfall er fortrinnsvis fra saltimpregnert trelast. Trelast kjøpes i fallende lengder og må bearbeides av brukeren. Små kappbiter og sagflis fra tilpassing av emnene og som ikke kan benyttes, blir kastet. Fra master og mindre stolpevirke vil det også skje en lengdetilpassing.

Det finnes ingen regler for behandling av slikt avfall i Norge. Det blir derfor deponert på stedet eller sendt til offentlige eller private avfallsplasser sammen med annet bygningsavfall. Utlakningen av tungmetaller vil mer eller mindre være den samme som under bruk av impregnert tre.

Östen Bergman (1991) har gjennomført en litteraturstudie på lakning og en del av resultatene er referert under:

Innvirkning av regnvannets pH
Flere undersøkelser som er foretatt, viser at CCA type B-salter laker mer - spesielt av arsenkomponenten - enn CCA type C-salter (Berg, 1983; Willeitner med flere, 1986; Murphy med flere, 1990 og Evans, 1978). Lakningen fra samme type salt er derimot ikke større ved pH 4,5 enn ved pH 5,8. Den totale lakningen fra CCA type B salter er i størrelsesorden 15 - 20 % av den opprinnelige mengden (Evans, 1978). Forsøkene viser også at utlakningen avtar med tiden (Evans 1978, Evans 1987, Arsenalt 1975). Det vil si at trykkimpregnerte materialer som har vært i bruk over en rekke år, vil få en redusert utlakning i forhold til de 15 - 20 % som er funnet for nyimpregnert tre.

En nylig gjennomført undersøkelse (Evans med flere 1993) viser at analyseprøvenes utforming (forhold mellom overflate og volum) innvirker på lakningsresultatet. Staver fra feltforsøkene har en meget stor overflate i forhold til volumet sammenliknet med impregnert tre i bruk. Staver som har vært eksponert i jordkontakt i fra 20 til 43 år og med originalopptaksmengder fra 12 kg/m^3 til 23 kg/m^3 viste lakninger på over 50 % for hele staven. Prøver med kun linten flate eksponert, gir utlakning i størrelsesorden 20 %.

I den norske delen av forsøket (Nossen med flere 1993) er prøver fra stavene ovenfor, i og under jordbåndet blitt laket med naturlig bekkevann (pH 5,9). Resultatene her er interessante da prøver fra ett forsøksfelt viser stor forskjell på lakningen fra den delen som var over og den som var under bakken. For arsen var mengden som ble laket under bakken mindre enn halvparten av lakningen fra den delen som var over bakken selv om gjenværende saltmengde var den samme i de to delene. Man har enda ikke funnet noen god forklaring på dette og årsaken til dette må undersøkes nærmere.

Innvirkning av jordtypen
Bergholm (1991) har gjort en meget grundig analyse av lakningen av tungmetaller fra trykkimpregnert spon blandet i forskjellige jordarter. I sin rapport konkluderer han blant annet:

> En metode å redusere risikoen for lekkasje av arsen fra CCA-treavfall, er å deponere avfallet på torvjord eller annen, ikke for sur, organisk jord og dekke sponen med et lag kalkholdig leire som gir et lakvann med høy pH-verdi. Lave innhold i lakvannet forlenger utlakningstiden - en fortynningseffekt.

Bergholm's undersøkelse bygger på impregnert treflis som har en stor overflate sammenliknet med volumet. Resultatene er derfor ikke direkte overførbare til større biter som avkapp.

En skulle tro at en vanlig kommunal fylling som også inneholder husholdningsavfall inneholder så mye organisk materiale at tungmetallene bindes til dette i tråd med Bergholms undersøkelse.

En kanadisk undersøkelse (Cooper, 1992) viser at kopperkomponenten laker mer i kontakt med kompost enn neddyppet i ionebyttet vann, eksponert utendørs eller gravd ned i jord. Dette forklarer man med at de organiske syrer som dannes under komposteringen, danner vannløslige kopperkomplekser. Man får imidlertid ikke så store mengder at komposten forurenses.

Teorien med kompleksdannelse til organiske syrer støttes også av den norske undersøkelsen med trykkimpregnert tre i fôrsiloer (Evans med flere, 1987).

I Norge har man nå etablert et deponi på Langøya i Oslofjorden (Miljøindustri a.s, 1992). Her deponeres avfallet av tungmetaller som impregneringsslam o.l. (ikke organisk avfall) i gruvesjakter i fjellet emballert i fat.

Kreosot og andre organiske impregneringsmidler er ikke vannløslige, og vil derfor ikke vaskes ut (lakes) av treet på samme måte som impregneringssaltene. Disse kan derfor deponeres uten fare for utlakning.

I de siste 20 år er også en del trevarer som vinduer og dører impregnert med organisk løste tinnforbindelser. Disse impregneringsmidlene er fargeløse. Det kan derfor være vanskelig ved utskifting, eventuelt riving av huset, å se om vinduene er impregnert. Det synes imidlertid ikke å være noen miljøfare ved at disse vinduene deponeres sammen med annet bygningavfall.

3.3.2. Deponering etter forbehandling

Det finnes forskjellige metoder å binde **saltslam** fra lagertanker slik at det ikke lakes ut tumgmetaller. Én metode er å blande slammet med sement og støpe klosser. Disse har vist seg å holde meget godt på tungmetallene og hindrer utlakning (Berglind, 1983). Oppskriften på betongblandingen er:

Én del sement.
Én del slam.
Én del sand.
Én halv del kalk.
Vann etter behov (slammet inneholder ofte mye vann).

En annen undersøkelse på innstøping er gjort i Storbritannia (Gailes med flere 1993) som viser at innstøpte betongblokker i stålcontainere, f. eks. gamle pastafat, gir et produkt som ikke laker tungmetaller ved deponering.

A/S Raufoss Ammunisjonsfabrikker gjorde for Industrifondets Servicekontor i 1978 noen innledende forsøk med å felle tungmetallene i slamavfall. De løste først slammet i surt SO_2-holdig vann. Ved å tilsette aluminiumsholdig avløpsvann med pH 4,5 og øke pH med kalkslurry, felte de tungmetallene som hydroksider og arsenet som aluminiumarsenat. Dette er stoffer som alle er uløslige i vann, men løslige i syrer. Analyse av filtratet viste arsenkonsentrasjoner under 0,4 mg/l (0,4 ppm) som var nederste analysegrense for den analysemetode som den gang ble benyttet.

Oppvarming av slam til over 600 °C binder også tungmetallene i en tungtløselig form (Evans med flere, 1987). Det varmebehandlede slammet er løselig i sterke syrer. Ved oppvarming til over 600 °C, sublimerer arsenet og røykgassene må derfor renses ved en slik prosess.

3.4. Destruksjon

Med destruksjon menes her at det impregnerte avfallet omdannes til ikke-miljøfarlig avfall, eventuelt at mengden miljøfarlig avfall reduseres. Destruksjon kan være en forbrenning, en biologisk nedbrytning, en kjemisk omvandling til ufarlige stoffer eller en gjenvinning av råstoffene for gjenbruk.

3.4.1. Forbrenning

Under en forbrenning dannes det aske, sot og røykgasser. Innhold og fordeling i disse er både avhengig av impregneringsmidlet og temperaturen under forbrenningen. Lave temperaturer gir ufullstendig forbrenning og røykgassene vil inneholde forbrenningsprodukter som fremdeles kan være skadelige for mennesker, dyr eller miljø. En fullstendige forbrenning gir ideelt karbondioksyd (CO_2) og vann (H_2O). Det finnes imidlertid alltid spor av andre grunnstoffer i treavfallet slik at en fullstendig forbrenning sjelden skjer.

Land som har langt flere trebeskyttelsesmidler i bruk - både til dypping og impregnering - enn vi har i Norden, har langt større problemer med å få oversikt over forbrenningsproduktene (Graf 1991).

Kreosot
Kreosotimpregnert virke vil forbrenne nær fullstendig. Både treet og kreosoten består av cykliske hydrokarboner. Det er kun små mengder av andre grunnstoffer som svovel og nitrogen. Ved en forbrenning ved over 800 °C vil både røykgassene og asken være rene. Forbrenning av kreosotimpregnert tre gir imidlertid en øket mengde hydrokarboner, karbonmonoksid (CO) og nitrøse gasser (NO_x) sammenliknet med forbrenning av uimpregnert tre, se tabell 3 (Marutzky, 1990):

Tabell 3 Forbrenning av furu med og uten kreosot (småfyringsanlegg).
Table 3 Burning of pine with and without creosote.

	Avgassverdier		
Tre-avfall	CO (mg/m^3)	Hydrokarboner (mg/m^3)	Nitrøse gasser (mg/m^3)
Uten kreosot	3 530	495	79
Med kreosot	5 910	1 430	120

Det er med godt resultat gjennomført forbrenning av kreosotforurenset jord i Holland. Det er muntlig opplyst at det er vanskelig å få solgt av den brente, rensede jorden. Det er også sendt kreosotkontaminert jord fra et nedlagt koksverk i Stavanger til Holland for forbrenning. Gjennomføringen var kostbar pga. frakt av store volum jord med høy densitet.

Saltimpregneringsmidler
I Norden er det overveiende CCA- ved siden av kreosotimpregnert tre som skal destrueres i de nærmeste ti-årene. Siden CCA har hatt en så overveiende andel av markedet fra 1950-årene og til i dag, vil det foreløpig ikke være nødvendig med sortering. Alt saltimpregnert avfall kan regnes som CCA-impregnert.

Det er gjort en rekke forsøk på forbrenning av saltimpregnert (CCA) tre. I et engelsk forsøk (Dobbs med flere, 1976) konkluderer man med at en vesentlig del av arsenet sublimerer, fortrinnsvis som arsentrioksyd. Mengden er avhengig av forbrenningstemperaturen. Arsenutviklingen fra kullfyring i Storbritannia anses imidlertid som større enn om man begynte å brenne CCA-impregnert tre. Det henvises også til at det dannes vannløselige krom- og arsenforbindelser i asken. I en svensk undersøkelse (Ahling med flere, 1977) med temperaturer på 325 °C og 650 °C finner man ved forbrenning små mengder av tungmetaller igjen i asken og i soten, sammenliknet med hva man brente. Av det man fant fordelte det seg på 90 % i soten og bare 10 % i asken. En undersøkelse i New Zealand (Staples, 1965) konkluderer med at asken fra åpen forbrenning (tilsvarende åpent bål) av CCA-impregnert tre vil være dødelig for sauer i mengder på under 100 g. aske (Marutzky, 1990).

I enkelte, tidlige undersøkelser (Barnes, 1970; Curzon med flere 1953) har man sett på den akutte forgiftningsfaren og vurdert dannelsen av karbonmonoksyd (CO) som mer farlig enn arsenet som er i røykgassene. Senere er jo både arsen og krom ansett som kreftfremkallende og andre vurderinger er kommet inn enn kun akutt giftighet.

Uansett saltimpregneringsmiddel, vil tungmetallene, unntatt arsen som for en stor del vil sublimere ved 6 - 700 °C, forbli i asken. Asken er derfor å betrakte som spesialavfall. Det meste av arsenet vil kondensere i skorsteinens kjøligere partier, men noe vil gå ut med røykgassene hvis det ikke er installert et filter. Filteret bør installeres slik at arsenet ikke kan blande seg med soten i skorsteinen.

Forbrenning av saltimpregnert tre er ikke noen endelig destruksjon, men volumet av spesialavfall man må ta hånd om blir vesentlig redusert. Fra asken kan man eventuelt gjenvinne tungmetallene. En slik gjenvinning er enda ikke vanlig så vidt jeg vet.

Til sammenlikning er det rapportert (Bergman 1991) at asken ved forbrenning av husholdningsavfall etc. (i Sverige) kan inneholde 0,16 - 34,4 tonn As, 23,6 - 312 tonn Cr og 336 - 4.844 tonn Cu pr. år.

Nyere laboratorieforsøk (Pasek med flere, 1993) har vist at man kan redusere arsen i røkgassene ved å bruke teperaturer over 1.100 °C og samtidig redusere oksigentilførslen til et minimum.

En engelsk undersøkelse (Cornfield med flere, 1993) viser at termisk nedbrytning i henhold til DIN 53436 gir høyere massetap for saltimpregnert tre ved 400 °C, mens den for 800 °C er den samme. Det ble ikke funnet noen arsingass ved forbrenningen av CCA-impregnert tre. Forsøket gjorde også ekstraksjonsforsøk for å gjenvinne tungmetallene fra asken.

Fordelen med forbrenning er den energi man får av biobrenslet.

3.4.2. Biologisk nedbrytning

Biologisk nedbrytning er fortrinnsvis benyttet for kreosotslam og kreosotkontaminert jord. I Sverige har man gjort forsøk på å blande husholdningsavfall med kreosotslam. Under den gjæringsprosessen som oppstod ble de polyaromatiske hydrokarbonene (PAH-stoffene) som anses meget farlige for miljøet brutt ned til mindre farlige forbindelser. Man har nå satt igang et større forsøk.

I USA har man brutt ned PAH-stoffene ved bruk av hvitråtesopper (Stroo med flere 1989)

I Norge pågår det for øyeblikket et større prosjekt med å bryte ned kreosotkontaminert jord ved hjelp av bakterier på tomten til det gamle kreosotanlegget til Norges Statsbaner (Breedveld, 1992, 1993).

Denne biologiske nedbrytningen bør kunne overføres til også å bryte ned kreosotimpregnert tre.

Forsøk på biologisk nedbrytning av saltimpregnert tre er også gjennomført (Stephan 1992, Peek 1993). Ved hjelp av mikroorganismer bryter man ned saltenes fiksering i treet slik at tungmetallene kan vaskes ut med vann. Fra vannfasen kan man så gjenvinne metallene. Det samme kan oppnås ved kjemisk nedbrytning av treet med syrer eller ved forbrenning av treet og vaske asken.

3.4.3. Kjemisk modifisering og gjenvinning

Gjenvinning gjennom gjenbruk.
Slam er forsøkt resirkulert i impregneringsprosessen (Butler 1993). I Australia hvor man får store mengder slam (opptil 8 tonn pr. år) ved impregnering av rått løvtrevirke, har man gjort positive forsøk på å løse opp slammet og føre dette tilbake til impregneringsløsningen. Forsøket vil blant annet fortsette med å se på om dette vil innvirke på det impregnerte treets holdbarhet.

Tillaging av sponplater av treavfall er teknisk mulig (Blümer, 1978). De enkelte land har imidlertid bestemmelser som begrenser bruk av kjemikalier i husbygging. F. eks. er det ikke lov i Tyskland å benytte arsenholdige impregneringsmidler i selve konstruksjonen, men kun utendørs som f. eks. i kledning. Dette vil skape problemer med merking og oppfølging av platene. (Marutzky 1990).

Forsøk på å ekstrahere tungmetallene fra CCA-impregnert tre er gjort i Japan (Honda, A. med flere, 1991). Det best egnede ekstraksjonsmidlet er svovelsyre. De beste ekstraksjonsbetingelser var mellom 80 °C og 100 °C med 0,25 N svovelsyre. Oppmalt treavfall (< 20 mm) måtte ekstraheres i 5 timer. Temperaturen kunne reduseres hvis ekstraksjonen ble utført under redusert trykk.

Ved hjelp av syrer kan man også bryte ned treet slik at saltene blir i løsning. Fra denne løsning kan så metallene gjenvinnes.

4. Oppsummering og konklusjon.

Problemene ved destruksjon/deponering av avfall fra impregneringsindustri og brukere av trykkimpregnert tre består fortrinnsvis i innsamling av avfallet og ikke en forsvarlig behandling av det. Innsamling av stolper og sviller fra profesjonelle brukere som el-, televerk og NSB kan gjennomføres, men fra de tusenvis av privatpersoner som bruker noen ti-talls kubikkmeter i sitt liv blir det vanskelig å få til en effektiv innsamling.

Slam synes i dag best å deponere etter fortrinnsvis å støpe det inn i betong. Hyppig rensing av lagertanker gjør slammengden overkommelig: 50 - 150 kg/anlegg og år. Det pågår interessante forsøk med resirkulering som gjør at slammet kan gjenbrukes i impregneringsprosessen.

Pr. dd. er forbrenning den mest egnede og enkleste metoden å destruere kreosotimpregneringsavfall på. Krav til rensing er minimal ved høye temperaturer, og det gis energi som bør kunne finansiere innsamlingen.

Når det gjelder saltimpregnert tre er inntil videre den sikreste måten å avhende det på å deponere det på fyllinger. Disse fyllingene bør være utstyrt slik av avrenning ikke skjer til grunnvann. Forbrenning av virke er på sikt en bedre metode, men man må lage en infrastruktur for innsamling og utvikle renseprosesser for røykgasser samt en behandling av asken slik at tungmetallene kan gjenvinnes. Alternativt kan asken deponeres i dertil egnede deponier for tungmetaller. Volumet blir overkommelig hvis trykkimpregnert tre forbrennes konsentrert.

5. Litteratur

Ahling med fler, 1977
Förbränningsförsök med tryckimpregnerat trävirke.
Heftet rapport 1977-08-19.
Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Stockholm, 1977.

Arsenault, R. D., 1975.
CCA-treated wood foundations. A study of permanence, effectiveness, durability, and environmental considerations.
American Wood Preservers' Assosiation Proceedings 71, 126 - 149.

AWPA, 1990.
American Wood Preservers' Assosiation Standards.
P5-83 Standards for waterborne preservatives.

Berg, B, 1983.
Urlakningsförsök med olika typer CCA-impregneringsmedel. Nordiska Träskyddsrådet. Nordiska Träskyddsdagar, Södertälje, Sverige 1983, sidene 56 - 65.

Bergholm, J., 1992.
Läckage av arsenik, koppar och krom från impregnerat träspån deponerat i mark. Et elvaårigt fältförsök.
Meddelanden nr. 166, 1992.
Svenska Träskyddsinstitutet.

Berglind, L., 1983.
Undersøkelse vedrørende utvasking av tungmetaller fra impregneringsslam.
Niva-rapport 0-81111.

Bergmann, Ö., 1991.
Urlakning från tryckimprenerat virke. En litteraturstudie.
Meddelanden Nr. 163.
Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm 1991.

Bergman, G., 1991.
Slutomhändertagande av impregnerat trä. Foredrag ved Svenska Träskyddsföreningens møte 9 - 10 April 1991.
Ragn-Sells Miljörevision AB 1991.

Blümer med flere, 1978.
Spånskivor av CCA-impregnerat trä. Mekaniska och biologiska provningar.
Meddelanden nr. 130.
Svenska Träskyddsinstitutet, Stockholm, 1978.

Breedveld, 1992.
In situ biologisk rensing av kreosotforurenset grunn. Delrapport 1, Litteraturstudie.
Rapport nr. 537006-1.
Norges Geotekniske Institutt og Senter for Industriforskning.
Oslo, 1992.

Breedveld, 1993.
In situ biologisk rensing av kreosotforurenset grunn. Litteraturstudie og laboratorieforsøk.
Rapport nr. 537006-2.
Norges Geotekniske Institutt og Senter for Industriforskning.
Oslo, 1993.

Cooper, 1992.
Leaching of CCA-C from jack pine sapwood in compost.
Technical Note.
Forest Prod. Jour. Vol. 42, No. 9, sidene 57 - 59, 1992.

Cooper, 1993.
The potential for reuse of treated wood poles removed from service.
International Research Group/WP 93-50001 sidene 251 - 264.
2nd symposium of wood preservation, Cannes 1993.

Cornfield med flere 1993
Recycling and Disposal of Timber Treated with Waterborne Copper Based Preservatives.
International Research Group /WP 93-50008
Stockholm, 1993

Dobbs med flere, 1976.
Report on the burning of wood treated with wood preservatives containing copper, chromium and arsenic.
BRE Current Paper CP 63/76.
Building Research Establishment, England, 1976.

Evans, F. G., Edlund, M-L., 1993.
Leaching from field test stakes - Results from two different methods of analyses.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/WP 93-50013.
Stockhom, 1993.

Evans, F. G., 1978.
The leaching of copper, chrome and arsenic from CCA-impregnated poles stored for ten years in running water.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 3122
Stockhom, 1978.

Evans, F. G., 1987.
Leaching from CCA-impregnated wood to food, drinking-water and silage.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 3433
Stockhom, 1987.

Evans, F. G. og Nossen B., 1987.
Impregneringssalm fra saltløsninger.
forprosjekt: sammensetning av slammet.
Arbeidsrapport NTI, oktober, 1987.

Gayles med flere, 1993.
Solidification - A Viable Option for the Safe Disposal of CCA Treatment Plant Wastes.
IRG/WP 93- 50001 sidene 301 - 312.
2. Int. symposium Wood Preservation.

Graf, 1991.
Zur Problematik der Verbrennung von mit Schutzmitteln behandeltem Holz.
Holz als Roh- und Werkstoff 49 (1991) sidene 291 - 297.

Henry, S. D., 1990.
Utility pole recycling and disposal in Eastern Canada.
Proceedings from "The Challenge - Safety and Environment.
IRG/WP/3600 - page 275.
IRG-Secretariat, Stockholm 1990.

Honda, A med flere, 1991
Recovery of Copper, Chromium and Arsenic Compounds from the Waste Preservative-Treated Wood.
IRG-document: IRG/WP/3651.
IRG-secretariat, Stockholm, 1991.

Illner, 1993.
Entsorgunsprobleme in Holzschutzmittel - verarbeiten - den Betrieben Erfahrungen aus der Praxis.
Foredrag - Holzschutztagungen 1993.

KIFS, 1990.
Kemikalieinspektionens föreskrifter om träskyddsbehandlat virke.
Kemikalieinspektionen 24. okt. 1990.

Knoch, J. 1993.
Die Entsorgung schutzmittelbehandelter Hölzer als Sonderabfall.
Foredrag Holzschutztagung 1993.

Marutzky, R., 1990.
Entsorgung von mit Holzschutzmitteln behandelten Hölzern - Möglichkeiten und Probleme.
Holz als Roh- und Werkstoff 48 (1990) sidene 19 - 24.

Miljøindustri a.s, 1992.
Tilbud om sluttdeponering av avfall fra treimpregneringsindustrien.

Murphy, R. J., Dickinson, D. J., 1990.
The effect of acid rain on CCA treated timber.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 3579.
Stockholm, 1990.

Nordisk Standard INSTA 140, 1990
På norsk: NS-INSTA 140 "Trykkimpregnert trevirke - Kvalitetskrav".
På svensk: SS 05 61 10 "Impregnerat trä - Kvalitetskrav".

Nossen, B., Evans, F.G., 1993.
Analyse av gjenværende impregneringsmiddel i gamle prøvestaver impregnert med Boliden K33 og Celcure O og en vurdering av lakning av kopper, krom og arsen.
NTR-informasjon nr. 31/93 .
Nordisk trebeskyttelsesråd c/oNorsk Treteknisk Institutt, 1993.

Nurmi, A. J., 1990.
Leachability of active ingredians from some CCA treated and creosoted poles in service. A progress report after 10 years of testing.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 3627.
Stockholm, 1990.

Pasek med flere, 1993
Treatment and Recycle of CCA Hazardous Waste.
Internation Research Group / WP 93-50007
Stockholm, 1993

Peek med flere, 1993.
Microbial decomposition of salt treated wood.
IRG/WP/93-50001 sidene 313 - 325.
2nd. Inernational symposium of wood preservation.

Raufoss A/S, 1978.
Behandling av arsenholdig avfall.
Forsøk meddelt i brev til Industrifondets servicekontor 14. november 1978.

Staples, 1965.
Ash from arsenic-treated (Tanalised) timber a danger to stock.
New Zealand Veterinary Journal **13** sidene 65 - 67, 1965.

Stephan med flere, 1992.
Biological detoxification of wood treated with salt preservatives.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 3717-92.
Stockholm, 1992.

Stroo med flere, 1989
Bioremediation of Wood Preserving Wastes using the White Rot Fungus *Phanerchaete chrysosporium*
Proceedings American Wood Preservers Assosiation vol. 85, side 236, 1989.

Voß, A med flere, 1992.
Charakteristik schutzbehandelter Althölzer im Hinblick auf ihre Entsorgung.
Deutsche Holzschutztagung 1992.

Voß, A med flere, 1993
Possibility and Problems of Characterizing Treated Wood after Service with Regard to Disposal.
International Research Group on Wood Preservation (IRG)/Working Paper 93-50006.
Stockholm, 1993.

Willeitner, H., Illner, H.-M., 1986.
Auswaschung von Holzschutzmitteln im praktischen Betrieb.
Holz als Roh- und Werkstoff **44**, sidene 347 - 350.

Willeitner, H 1990.
Entsorgung von schutzmittelhaltigen Hölzern - eine kritische Übersicht.
Holz-Zentralblatt Nr. 27, side 393, 1990

Utredning rörande slam och spill från träimpregnering år 1991

Jan Bergström och Bengt Björner

Miljökonsulterna
Rapport MKS-92/111, 1992

INNEHÅLL

		Sid
1	BAKGRUND	3
2	GENOMFÖRANDE	3
3	ENKÄTEN	3
4	ALLMÄNNA PRODUKTIONSDATA	4
4.1	Antal anläggningar	4
4.2	Produktsortiment	5
5	TRÄSKYDDSMEDEL	6
5.1	Specifik förbrukning	7
5.2	Leverans av träskyddsmedel	8
5.3	Hantering av tomemballage	8
6	RESTPRODUKTER	9
6.1	Slambildning	9
6.3	Hantering av slam	10
6.4	Spill och dropp	11
6.5	Virkesavfall	11
7	RESTPRODUKTMÄNGDER ÅR 1991	13
8	MILJÖSKYDD OCH BEREDSKAP	16
9	SLUTSATSER	17

1 BAKGRUND

Träskyddsföreningens referensgrupp **Träskydd–miljö** har lagt fram riktlinjer för angeläget forsknings– och utredningsarbete på miljösidan inom träskyddsområdet. Med utgångspunkt från dessa har Svenska Träskyddsinstitutet (STI) lagt fast ett forskningsprogram som skall täcka in olika miljöaspekter på impregnerat trä. I detta program ingår att bestämma mängderna slam och spill som bildas vid anläggningarna och hur detta tas omhand. Målet är att ta fram riktlinjer för en säker hantering av slam och rester från impregneringsverken.

STI har uppdragit åt Miljökonsulterna att utreda hur mycket slam och spill som årligen uppkommer vid träimpregneringen i landet.

2 GENOMFÖRANDE

Uppdraget genomfördes i huvudsak som en enkätundersökning riktad till närmare 30 impregneringsverk, som valdes i samråd med uppdragsgivaren. Urvalet gjordes så att bland de tillfrågade fanns representanter för både olika typ av verksamhet, olika produktsortiment och anläggningsstorlek. Uppgifterna som begärdes avsåg produktionsåret 1991.

Enkäten utarbetades av Miljökonsulterna och sändes efter bearbetning i samråd med STI ut till företagen 910828. Svarstiden sattes till 14 dagar och vid svarstidens utgång hade drygt 30% svarat. Efter påminnelser har 27 av 28 tillfrågade företag inkommit med svar. Enkätsvaren har kompletterats genom besök hos fyra impregneringsverk och därutöver har telefonkontakt tagits med fyra leverantörer av träskyddsmedel.

3 ENKÄTEN

Enkätutformningen framgår av bilaga. Enkätsvaren och en sammanställning av dessa finns hos STI.

4 ALLMÄNNA PRODUKTIONSDATA

4.1 Antal anläggningar

Enligt STIs impregneringsstatistik för 1991 (1) var antalet impregneringsanläggningar 144 st med en total produktion om 507 500 m3 impregnerat virke.

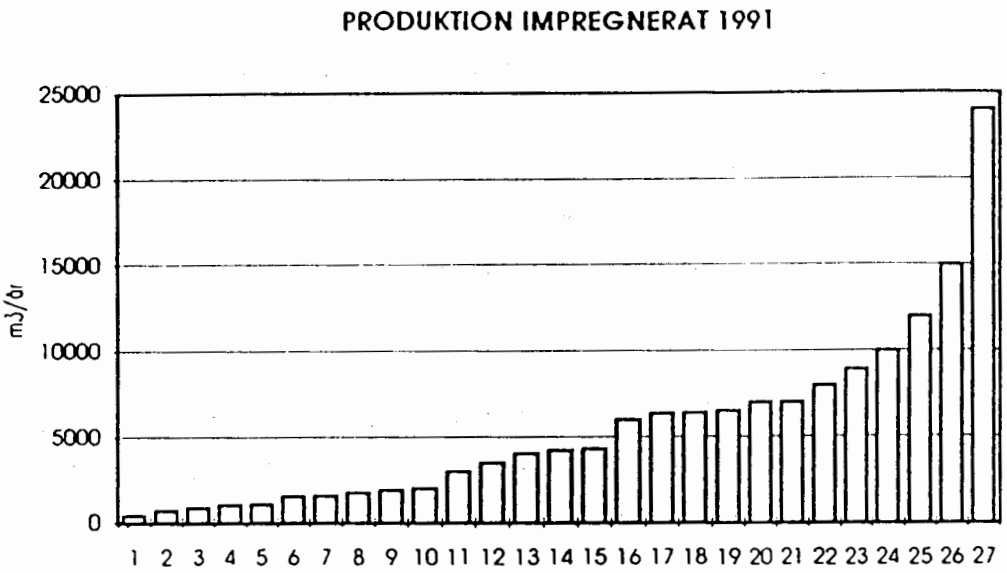
Enkäten sändes till 28 produktionsenheter. Det är 19% av antalet i landet, men svarar för större andel av produktionen. Enligt statistiken producerade de 149 000 m³ eller 29%.

Svar har erhållits på enkäten från 27 produktionsenheter. Tabell 1 visar landets samtliga anläggningar i fyra storleksklasser och den motsvarande fördelningen för de som besvarat enkäten.

Tabell 1
Antal träimpregneringsanläggningar fördelade på storleksklasser. Inom parentes anges %

Storleksklass m³	Antal anläggningar	Enkät-svar
1. <500	52 (36)	1 (4)
2. 500-3000	39 (27)	14 (52)
3. 3000-10000	43 (30)	8 (29)
4. >=10000	10 (7)	4 (15)
Summa	144 (100)	27 (100)

Produktionen vid de anläggningar som besvarat enkätundersökningen framgår av figur 1.



Figur 1
Produktion vid undersökta anläggningar

4.2 Produktsortiment

Enkäten har riktats till anläggningarna med syftet att svar skulle erhållas som motsvarar fördelningen av det produktsortiment som framställs i landet.

Tabell 2 visar fördelningen av produktsortimentet i landet totalt enligt statistiken (1) och motsvarande fördelning vid de anläggningar som ingår i undersökningen.

Tabell 2
Fördelning av impregnerat trä på produktgrupp, %.

	Sliprar	Stolpar	Sågat	Prefab
Totalt i landet	5	12*	77	6**
Enkätsvar	3	20	67	10

*inkl "stängselstolpar" **inkl "övrigt"

5 TRÄSKYDDSMEDEL

Enligt STIs statistik impregnerades under 1991 vid fem anläggningar 59 200 m³ med kreosot. 119 anläggningar impregnerade 417 400 m³ med vattenlösliga impregneringsmedel och 26 anläggningar 30 900 m³ med oljelösliga medel. Detta innebär att ca 80% av impregneringsverken använder vattenlösliga och 18% oljelösliga träskyddsmedel.

Vid enkätundersökningen har huvudvikten lagts vid att kartera förhållandena vid företag som använder vattenlösliga träskyddsmedel. Av de tillfrågade använder 25 företag (93%) ett eller flera vattenlösliga träskyddsmedel. Två använder även kreosot. Resterande två företag använder enbart oljelösliga träskyddsmedel. I tabell 3 redovisas produktionen impregnerat trä för enkätföretagen respektive för landets samtliga impregneringsverk allt uppdelat på typ av träskyddsmedel.

Tabell 3
1991 års produktion av impregnerat trä fördelat på träskyddsmedel (m³/år)

Impregneringsmedel	Hela landet		Enkät	
	Antal	produktion m³	Antal	produktion m³
Vattenlösliga	119	417400	25	119529
Oljelösliga	26	30900	2	9500
Kreosot	5	59200	2	20024

Tabell 4 redovisar enkätföretagens andel av antalet produktionsenheter och produktionen för de olika typerna av impregneringsmedel under 1991.

Tabell 4
Enkätföretagens andel av antal och produktion

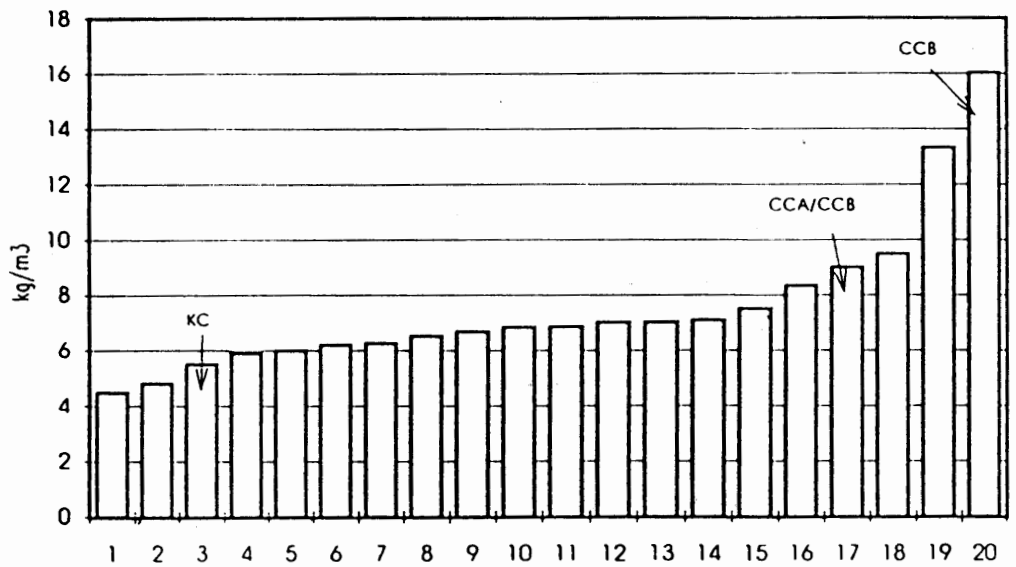
Impregnerings-medel	Antal %	Produktion %
Vattenlösliga	21	29
Oljelösliga	8	31
Kreosot	40	34

De flesta i undersökningen som representerar impregnering med vattenlösliga medel utnyttjar CCA-medel men också impregnering med CC, CCB, CCP och krom/arsenikfria medel förekommer.

5.1 Specifik förbrukning

Förbrukningen av träskyddsmedel skiljer betydligt mellan anläggningarna beroende på typ av medel och träskyddsklass men också beroende på virkesslag och andra omständigheter. Beräkningen av specifik förbrukning av CCA-medel enligt enkäten ger i medeltal 6.9 kg/m³ impregnerat trä inom intervallet 4.5 – 13.3 kg/m³. Med m³ avses här – liksom i det följande – totalvolymen virke och ej enbart splintveden.

I figur 2 visas den specifika förbrukningen av impregneringsmedel för 20 anläggningar som utnyttjar CCA/CCB-medel.



Figur 2
Specifik förbrukning av CCA/CCB-medel

För tre anläggningar med arsenik-/kromfria salt är redovisat upptag i medeltal ca 16 kg/m³.

För oljelösliga medel är upptaget i medeltal ca 18 och för kreosot ca 96 kg/m³ virke. I bägge fallen avser uppgifterna två anläggningar.

Den redovisade förbrukningen är något större än vad som anges i STIs rapport (2). Där anges förbrukningen av vattenlösliga impregneringsmedel till intervallet 2.5 - 10 kg/m3 och för kreosot till 65 - 80 kg/m3.

5.2 Leverans av träskyddsmedel

18 av företagen köper träskyddsmedlet i bulk endera med tankbil eller minicontainer. Kreosot levereras i bulk medan övriga impregneringsmedel förekommer både i bulk och mindre enheter. En del företag utnyttjar både bulk och leveranser i mindre enheter.

Av enkätsvaren kan utläsas att valet mellan bulk och mindre emballage inte enbart beror av levererade årsmängder utan också styrs av kommersiella överväganden och/eller lokala mottagningsförhållanden.

5.3 Hantering av tomemballage

I stort sett alla företag anger att emballaget renspolas före vidare hantering. Allt bulkemballage returneras. Även småemballage returneras i viss utsträckning. Vid två företag anges att plastemballaget deponeras, i ett fall efter strimling. I två fall pressas plåtemballaget och går sedan till skrothandlare för metallåtervinning.

De flesta som besvarat enkäten uppger att kemikalieleverantörerna bistått med råd och instruktioner för hur emballagen skall omhändertas och hanteras. Dock anser sju företag att man inte fått råd och anvisningar från leverantörerna.

6 RESTPRODUKTER

Huvudsyftet med enkäten var att undersöka hur mycket slam och andra restprodukter som uppstår vid impregneringen. Enkäten har också kompletterats med direkta frågor vid samtalen med representanterna för impregneringsanläggningarna.

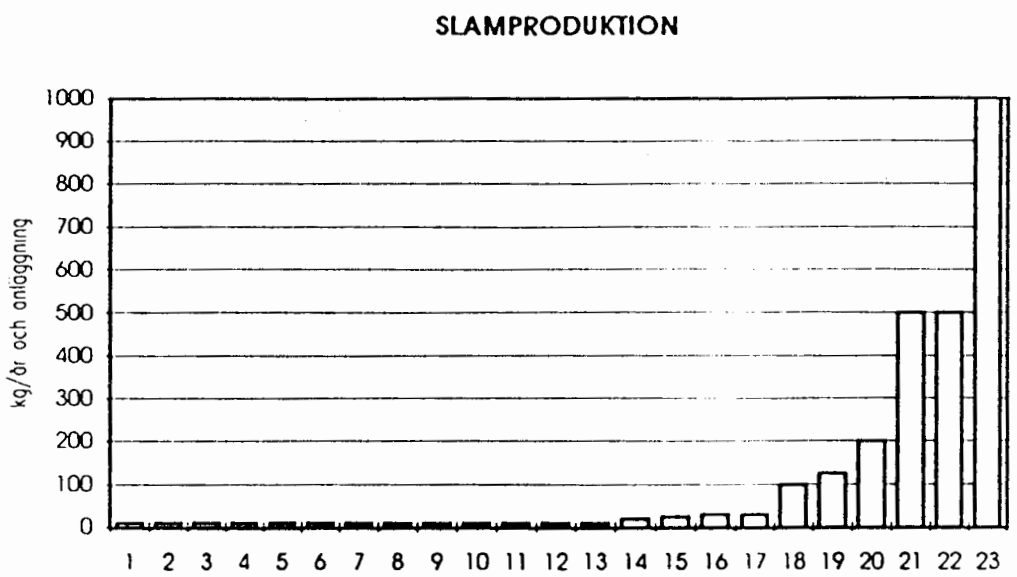
6.1 Slambildning

De flesta tillfrågade vid impregneringsverken och kemikalieleverantörerna som sysslar med saltimpregnering har ingen erfarenhet eller teori om hur slambildningen påverkas av olika driftförhållanden. Ohyvlat virke och virke bemängt med spån och sand ökar slambildningen men i övrigt har endast tre företag pekat ut speciella förhållanden. Vid en anläggning anser man att förhöjd temperatur vid beredning och impregnering ökar slambildningen. Ett företag anger att pH och järnhalt i beredningsvattnet påverkar slambildningen. Ett tredje företag anger att levererade kemikalier kan innehålla olösliga komponenter.

6.2 Slammängd

Av de 23 företag som bedriver saltimpregnering uppger sju att de inte vet hur mycket slam som bildas. Det kan i flera fall förklaras med att tankarna töms mycket sällan. Tömningsintervallen anges i några fall till vart tionde år, medan andra anger tömningen till en gång per år.

Tre företag har angett slammängden från saltimpregneringen till 0 kg/år. Den största redovisade slammängden uppges till 1 000 kg/år. I figur 3 visas den redovisade slammängden från varje anläggning. Den minsta mängden som anges är inte 0 kg men väl 10 kg/år.



Figur 3
Slamproduktion vid saltimpregnering

Beräknat per 1 000 m³ impregnerat virke varierar slammängden från 0 till 480 kg. Medelvärdet uppgår till 38 kg slam per 1 000 m³ saltimpregnerat virke.

De båda anläggningarna med kreosotimpregnering uppger båda slammängden till 2 000 kg/år. Det motsvarar 133 och 400 kg per 1 000 m³ impregnerat virke.

De båda anläggningarna som använder oljelösliga impregneringsmedel uppger slammängden till 10 och 400 kg/år. Det motsvarar 3 och 62 kg slam per 1 000 m³ impregnerat virke.

6.3 Hantering av slam

Slammet tas vanligen upp med slamsug och sändes till SAKAB antingen direkt eller via entrepenör. I två fall sägs att slammet returneras till kemikalieleverantören. Mängden angavs till ca 10 kg/år.

I de fall slamsugning och direkttransport inte sker förvaras slammet vid företagen i plast- eller plåtfat. Slammet får vanligen avvattna/torka innan det omhändertas. Mottagningskostnaden hos SAKAB är ca 25 kr/kg. Transport sker med långa tidsintervall och slammet lagras tills ett lämpligt antal fat fyllts.

6.4 Spill och dropp

Spill och dropp från utrustning och nyimpregnerat virke återförs till lagertanken och detta sker i de flesta fall via pumpgrop eller katastrofgrop. I ett fall anges att spill och dropp samlas upp på en plåt och avleds till hink.

Övrigt spill och dropp uppsamlas med absorbent (sågspån eller motsvarande). Avfallet tas om hand av entrepenör eller går direkt till SAKAB. I ett fall läggs CCA-bemängt spån samman med övriga sopor.

19 av företagen uppger att spill och dropp utanför hårdgjorda uppsamlingsytor ej förekommer.

Fyra företag som använder vattenlösliga medel anger att absorbentmängden uppgår till 10-60 kg/år. Som medeltal för 23 av företagen är den uppsamlade mängden ca 5 kg/år. Det motsvarar 2 kg/1000 m³ impregnerat virke.

De två anläggningarna med oljelösliga medel anger spillet inklusive absorbent till 100 och 150 kg per år. Det motsvarar 28 kg per 1 000 m³ virke.

De två kreosotimpregnerande anläggningarna anger absorbent med spill till 135 och 300 kg/år. Det motsvarar 24 kg per 1 000 m³ virke.

6.5 Virkesavfall

Enligt enkäten ombads de tillfrågade att precisera impregnerat virkesavfall i kategorierna avkap, strö och vrak. Den totala mängden virkesavfall som redovisas är mycket obetydlig och kategoriseringen ger därför ingen tilläggsinformation. De flesta återanvänder t ex strövirke så att endast enstaka m³ spill förekommer.

Kreosotanläggningarna redovisar den största mängden virkesavfall eller 50 och 300 m³/år. Det motsvarar 10 och 20 m³ per 1 000 m³ virke. De två anläggningarna med oljelösliga impregneringsmedel redovisar 1 och 2 m³ virkesavfall. Det motsvarar 0.4 m³ per 1 000 m³ virke.

Av de 23 anläggningar som använder vattenlösliga impregneringsmedel uppger 11 att inget virkesavfall förekommer. De övriga uppger virkesrester

från 0.2 till 20 m³ per år. Med denna stora variationsbredd som underlag ansätts virkesavfallet till 1 m³ per 1 000 m³ saltimpregnerat virke.

Det virkesavfall som uppstår deponeras vanligen inte vid anläggningen. De flesta anger att virkesresterna omändertas av kommunen. En anläggning uppger att ca 1 000 m³ kreosotimpregnerat virkesavfall deponerats lokalt.

7 RESTPRODUKTMÄNGDER ÅR 1991

Med utgångspunkt från de uppgifter som erhållits ur enkätsvaren kan den totala restproduktmängden som uppstått i landet under 1991 beräknas.

Enkätsvaren har bearbetats så att uppgift finns om slam, spill och virkesrester per anläggning och per 1.000 m³ impregnerat virke.

Förutsatt att enkätanläggningarna är representativa för alla anläggningar i landet ger tabell 5 bilden av den totala mängden restprodukter vid landets samtliga 144 anläggningar.

Tabell 5

Restproduktmängder beräknat på antalet anläggningar

Impregnerings-medel	Antal anläggningar	Restprodukter Mängd per anläggning			Total restproduktmängd år 1991		
		Slam kg	Spill kg	Virkesrest m³	Slam kg	Spill kg	Virkesrest m³
Vattenlösliga	119	115	5	2.5	13700	600	300
Oljelösliga	26	200	125	2	5200	3300	50
Kreosot	5	2000	220	175	10000	1100	900

Den specifika mängden restprodukter som beräkningen baseras på i tabell 5 skiljer mycket mellan de enskilda anläggningarna. Man kan anta att anläggningsstorleken har inflytande på främst slam men även spillmängderna som uppkommer.

I tabell 6 beräknas därför restproduktmängden för 1991 byggd på enkätens specifika restprodukter per 1000 m³ impregnerat virke.

Tabell 6

Restsproduktmängder beräknat på årsproduktionen

Impregneringsmedel	Produktion 1991 m³	Restprodukt Mängd per 1000 m³ Slam kg	Spill kg	Virkesrest m³	Total restproduktmängd år 1991 Slam kg	Spill kg	Virkesrest m³
Vattenlösliga	417400	38	2	1	15900	830	420
Oljelösliga	30900	33	28	0.3	1020	870	10
Kreosot	59200	250	24	15	14800	1400	900

De två beräkningsvägarna ger inte avgörande skillnader i restproduktmängderna. Det är främst slam och spill från impregnering med oljelösliga medel som skiljer. Det kan ha sin orsak i att endast 2 av 26 anläggningar ger underlaget (8%) medan de svarar för 31% av årsproduktionen. Vi väljer därför att anse beräkningen enligt tabell 6 som mer representativ och anser att årsmängden restprodukter år 1991 redovisas i tabell 7.

Tabell 7

Årsmängd restprodukter från träimpregnering 1991

Impregneringsmedel	Slam ton	Spill ton	Virkesspill m³
Vattenlösliga	16	0.8	400
Oljelösliga	1	0.9	10
Kreosot	15	1.4	900

Den totala mängden restprodukter angiven i ton kan synas påtaglig, men fördelad på 144 anläggningar i landet är miljöstörningen därav begränsad.

Impregnerat virke med vattenlösliga medel har enligt enkäten tagit upp i genomsnitt 7 kg/m3. Det innebär att med virket har distribuerats kemikalier från totalt 2900 ton saltlösning.

Slam, spill och virkesavfall från den produktionen torde inte innehålla mer än 10 ton av saltlösningen. De miljöstörande substanserna i restprodukterna utgör därmed 0.3% av den mängd som hanteras.

Från kreosotimpregeringen distribueras i storleksordningen 5700 ton kreosot med virket. Restprodukterna beräknas innehålla i storleksordningen 120 ton vilket utgör 2% av den mängd kreosot som hanteras.

8 MILJÖSKYDD OCH BEREDSKAP

Av de 27 enkätföretagen anger fyra att de inte har tillstånd enligt miljöskyddslagen. Det bör betyda att verksamheten pågått sedan tiden före 1969. Då föreskrev nämligen miljöskyddslagen att anläggningar för träimpregnering inte fick anläggas utan att anmälan gjorts till länsstyrelsen. Senare ha lagen skärpts så att numera man skall ha tillstånd efter prövning hos länsstyrelsen. Verksamheter som varit i drift sedan tiden före 1969 och inte förändrat kapacitet och utrustning omfattas inte direkt av prövningsplikten, men länsstyrelsen kan anmoda företagen att söka tillstånd.

Det är åtta anläggningar som inte har kontrollprogram fastställt av tillsynsmyndighet och sex uppger att de inte lämnat miljörapport för 1991. Av dessa var tre anläggningar utan tillstånd. Sedan mitten av 1992 gäller att alla tillståndspliktiga verksamheter skall lämna årlig miljörapport till länsstyrelsen. Alla impregneringsanläggningar omfattas av detta krav.

I enkäten ställdes frågan om anläggningen har formaliserade regler och instruktioner för hur eventuella haverier och miljöstörande incidenter skall hanteras. Av svaren framgår att arbetsmiljöfrågor är reglerade medan beredskap mot brand och andra haverier inte är särskilt väl utarbetade. Flertalet företag pekar på att man har invallningar för att undvika markföroreningar.

På frågan om det finns kontaminerade markytor inom anläggningens område svarar 17 att så inte är fallet. Vid två anläggningar föreligger kontaminerade markytor medan åtta svarar att man inte vet.

9 SLUTSATSER

Utredningen bygger på resultat av enkätundersökningen som vi genomfört hösten 1992. Den avser förhållandena vid 27 impregneringsverk under 1991. Två av dessa utnyttjar kreosot och två oljelösliga impregneringsmedel medan de övriga använder saltimpregnering med vattenlösliga medel främst CCA. Samtliga impregneringsverk är numera prövningspliktiga enligt miljöskyddslagen och skall avge årlig miljörapport. Enkätsvaren visar att flera av anläggningarna ännu inte inlemmats i dessa miljöskyddsrutiner.

Vid anläggningarna uppstår två typer av restprodukter. Det är dels kemikalierester från beredning och impregnering dels spill som sugs upp med t ex sågspån samt avkap och virkesrester. De senare är att direkt jämföra med produkten impregnerat trä. Åtta anläggningar som saltimpregnerar anger att man under 1991 inte haft något kemikalieslam att ta om hand. Alla övriga anger att slam uppstår men i förhållandevis ringa omfattning. De högsta slammängderna anges för kreosotimpregneringen där den uppgår till 2 ton per anläggning under 1991.

För alla 144 impregneringsverken i landet beräknas slammängden till totalt 32 ton fördelat ungefär lika mellan kreosot- och saltimpregnering. Enligt enkäten hanteras detta slam av samtliga som miljöfarligt avfall. Slammet lagras och omhändertas sedan av entreprenör eller sänds till SAKAB.

De spillmängder som binds i sågspån utgör en obetydlig mängd jämfört med virkesspillet som uppstår. Det är lika som impregnerat virke. Enda skillnaden är att det blir avfall direkt vid impregneringsanläggningen medan det impregnerade virket kasseras på annan plats långt senare.

1991 impregnerades drygt 500.000 m³ virke i Sverige. Virkesspillet vid impregneringen uppgår till 1.300 m³ motsvarande endast 0.3% av volymen. Detta spillvirke innehåller också ungefär samma andel av kemikaliemängden som distribueras från anläggningarna. Hanteringen och kvittbildningen av dessa restprodukter kan med fördel regleras på samma sätt som hanteringen av det impregnerade virket.

REFERENSER

1 Aktuellt från Träskyddsinstitutet nr 2, 1992

2 Kent Nilsson. "Användning av träskyddsmedel i Sverige till produktion av impregnerat trä för inhemsk förbrukning 1900-1990". Träskyddsinstitutet. Intern rapport 1991-10-10.

3 Arbetarskyddsstyrelsens rapport 1989:4 "Minskade risker vid träskyddsmedel"

4 TRÄindustri 1991:6. "Träskydd - i dag och i morgon"

ENKÄT RÖRANDE SLAM MM VID TRÄIMPREGNERINGSANLÄGGNINGAR (AVSER 1991)

ANLÄGGNING.....

UPPGIFTSLÄMNARE.....

TELEFON.....

1. VILKA SORTIMENT HAR TILLVERKATS UNDER 1991? ANGE TYP OCH MÄNGD

TYP	MÄNGD, M^3
SLIPERS	.....
STOLPAR	.....
SÅGAT VIRKE	.....
PREFABRICERAT*	.....
.....	.....
.....	.....

*TILLKAPAT FÖNSTERVIRKE, MOTSVARANDE

2. ANGE TYP AV IMPREGNERINGSMEDEL SOM ANVÄNTS UNDER 1991

KREOSOT.....

OLJA.....

SALT.....

3. ANGE FABRIKAT OCH MÄNGD AV ALLA UNDER 1991 ANVÄNDA IMPREGNERINGMEDEL

FABRIKAT	KG
.....	.....
.....	.....
.....	.....
.....	.....

4. KOMMER KEMIKALIERNA TILL ANLÄGGNINGEN MED STORCONTAINER?

JA..... NEJ.....

5. HUR HANTERAS EMBALLAGET SEDAN DE TÖMTS PÅ KEMIKALIER? (SKER RENGÖRING, FÖRSLUTS FATEN/KÄRLEN ELLER BEHANDLAS DE PÅ ANNAT SÄTT?)

.....

.....

.....

.....

6. ANGE HUR STOR MÄNGD SLAM SOM UPPKOMMER VID LAGRING OCH HANTERING AV IMPREGNERINGSMEDLET (I LAGERTANK ETC)

.....KG/ÅR (AVSER 1991)

7. PÅVERKAS SLAMBILDNINGEN AV YTTRE BETINGELSER (pH, TEMPERATUR ETC)? GER VISSA IMPREGNERINGSFABRIKAT MER SLAM ÄN ANDRA?

.....

.....

.....

.....

8. HUR OMHÄDERTAS SLAMMET (HUR TAS DET UPP UR LAGRINGSTANKEN, TORKAS DETSAMMA, HUR LAGRAS DETSAMMA UNDER ÅRET ETC)?

.....

.....

.....

.....

9. VEM OMHÄNDERTAR SLAMMET?

TAS OMHAND I EGEN REGI.....

KOMMUNEN.....

ENTREPENÖR.....

KEMIKALIELEVERANTÖREN.....

SÄNDS DIREKT TILL SAKAB.....

ANNAT SÄTT (ange hur).....

10. HUR OCH MED VAD UPPSAMLAS SPILL OCH DROPP FRÅN PROCESSUTRUSTNINGEN (INKLUSIVE EVENTUELLT LÄCKAGE FRÅN PUMPAR OCH RÖR/FLÄNSAR) SAMT FRÅN VIRKESLAGER MM?

.....

.....

.....

.....

11. VILKA MÄNGDER ABSORPTIONSMEDEL (ABSOL/SPÅN ETC) ANVÄNDES UNDER 1991?

.....KG

12. HUR OMHÄNDERTAS MED AV ABSORPTIONSMEDLET UPPSAMLAT SPILL?

TAS OMHAND I EGEN REGI.....

KOMMUNEN.....

ENTREPENÖR.....

KEMIKALIELEVERANTÖREN.....

SÄNDS DIREKT TILL SAKAB.....

ANNAT SÄTT (ange hur).....

.....

.....

13. HUR STORA MÄNGDER IMPREGNERAT AVKAP, KASSERADE STRÖ, VRAKAT IMPREGNERAT VIRKE ETC FALLER PER ÅR (ange mängd m^3 för 1991)?

AVKAP .....

STRÖ .....

VRAK .....

....

14. HUR OMHANTERTAS IMPREGNERAT TRÄAVFALL?

TAS OMHAND I EGEN REGI.....

deponeras.....

eldas.....

annan metod.....

KOMMUNEN.....

ENTREPENÖR .....

SÄNDS DIREKT TILL SAKAB.....

ANNAT SÄTT (ange hur).....

.....

15. FINNS BEREDSKAP, SKRIFTLIGA INSTRUKTIONER ETC FÖR HANDLANDE VID EVENTUELLA HAVERIER OCH MOTSVARANDE (PUMPLÄCKAGE, PACKNINGSHAVERIER, ELAVBROTT, ÖVERKÖRNINGAR, BRAND ETC)?

.....

.....

.....

.....

16. FINNS VID IMPREGNERINGSANLÄGGNINGEN MARKYTOR, SOM SEDAN TIDIGARE VERKSAMHET ÄR KONTAMINERADE MED TRÄSKYDDSMEDEL?

NEJ.....

VET EJ.....

JA.....ca.....M^2

17. FINNS INOM ELLER I ANSLUTNING TILL ANLÄGGNINGEN DEPONERADE KEMIKALIERESTER ELLER IMPREGNERADE VIRKESRESTER?

NEJ.....

VET EJ.....

JA.....ca.....M^3

18. HAR KEMIKALIELEVERANTÖREN LÄMNAT RÅD OCH ANVISNINGAR FÖR HUR TOMEMBALLAGE OCH SLAM/SPILL ETC BÖR HANTERAS?

NEJ.....

JA, nämligen följande:.....

.....

.....

.....

19. FINNS TILLSTÅND ENLIGT MILJÖSKYDDSLAGEN?

NEJ.....

JA.....(Bifoga kopia på do)

20. FINNS AV LÄNSSTYRELSEN FASTSTÄLLT KONTROLLPROGRAM?

NEJ.....

JA.....(Bifoga kopia på do)

21. HAR MILJÖRAPPORT FÖR 1991 INLÄMNATS?

NEJ.....

JA.....(Bifoga kopia på do)

22. ÖVRIGA KOMMENTARER

.....

.....

.....

.....

DATUM.....

UNDERSKRIFT

.....

Enkäten returneras till

Bengt Björner
Miljökonsulterna
Box 154
611 24 Nyköping

eller faxas till

Bengt Björner
Miljökonsulterna
fax 0155-21 03 84

920826 B.Björner

Hantering av avfall med impregnerat trä

Jan Bergström

Miljökonsulterna
Rapport MKS-93/48, 1993

SAMMANFATTNING

Miljökonsulterna har på uppdrag av Svenska Träskyddsinstitutet sammanställt data om användningen av impregnerat trä i Sverige och beskrivit miljöpåverkan av olika sätt att slutligt ta detta om hand då möjligheterna till återanvändning uttömts. Under hela 1900-talet har impregnering av trä skett, dels med en tjärprodukt som benämns kreosot, dels med metallsalter.

Kreosot används främst till att impregnera stolpar för elledningar och sliprar. Det årliga nytillskottet av kreosotimpregnerat trä har minskat sedan 50-talet men nästan hela den ackumulerade mängden är fortfarande i bruk. Det finns en marknad för återanvändning av stolpar och sliprar så att ingen nämnvärd ansamling av kreosotimpregnerat avfall har uppstått. Flis huggen av kreosotimpregnerat virke utgör ett bränsle mycket väl ämnat att elda i större fastbränslepannor. Uppstår därför i framtiden kreosotimpregnerat avfallsvirke som medför olägenheter finns det tillgängliga system för att hantera avfallet och det kan destrueras fullständigt samtidigt som energi utvinns.

Metallsalterna som ingår i de övriga impregneringsmedlen kan inte destrueras. Man kan bara välja i vilken form och var de skall lagras eller deponeras. Det dominerande impregneringsmedlet sedan 50-talet har varit CCA som utgör en blandning av arsenik-, krom- och kopparföreningar. På senare år har nya impregneringsmedel tagits i bruk. Exempel är oljelösliga tennföreningar som används främst till snickerier som fönster, dörrar och trädgårdsmöbler. Totalt i landet är tennmängden i det impregnerade virket inte mer än 43 ton varav 70% tagits i bruk under 80-talet.

Den mängd arsenik, krom och koppar som ansamlats i byggnader och träkonstruktioner är betydligt större. I en modellkommun med 85 000 invånare som utgör en procent av riksgenomsnittet finns impregnerat trä med storleksordningen 100 ton arsenik och vardera 60 ton koppar och krom. Man kan räkna med att halva mängden finns i anslutning till villor och fritidshus. Stor mängd finns också i offentliga installationer som bryggor, broar, bullerskärmar, idrottsanläggningar och telefonstolpar.

Större delen av det impregnerade virket gör fortfarande tjänst för sitt ursprungliga ändamål och har inte lett till en mätbart ökad belastning i kommunens avfallshantering. I rapporten skisseras ett scenario för ersättning inom 30 år av det impregnerade trä som tagits i bruk efter 1960. Ersättningen av nytt impregnerat trä antas ske med halverad mängd arsenik och krom. Trots detta kommer mängden arsenik i impregnerat trä att efter 30 år ha ökat till 140 ton i kommunen. Scenariot innebär att 54 ton därav samlas in till kommunens avfallsanläggning. Deponeras det impregnerade träavfallet tillsammans med industriavfall förblir metallerna bundna i massorna på upplaget och lakvattensammansättningen kommer inte att påverkas.

Med en stringent källsortering kan det impregnerade träavfallet användas som bränsle i endera ett avfallsvärmeverk eller i moderna fastbränslepannor. Det miljömässigt bästa utfallet uppnås genom att träavfallet eldas kampanjvis i en fastbränslepanna och askan gjuts in i specialcement före transport till avfallsupplaget. Därmed kan 99% av metallerna från det impregnerade virket bindas på ett mycket säkert sätt.

INNEHÅLL

		Sid
1	BAKGRUND OCH MÅL	4
1.1	Bakgrund	4
1.2	Mål	4
1.3	Genomförande	5
2	ANVÄNDNING AV IMPREGNERAT TRÄ	6
3	SALTIMPREGNERING	7
3.1	Saltimpregnerat träavfall	8
4	OLJEIMPREGNERING	13
4.1	Oljeimpregnerat träavfall	14
5	KREOSOTIMPREGNERING	15
5.1	Kreosotimpregnerat avfallsträ	16
5.2	Kreosotimpregnerat trä som bränsle	17
6	METALLERNA I FRAMTIDEN	18
6.1	Modellkommunen	19
7	BEHANDLINGSSCENARIER	22
8	MEDELSTADS AVFALLSANLÄGGNING	23
8.1	Anläggningen	23
8.2	Avfallsmängder	24
8.3	Lakvattensammansättning	25
8.4	Metallbindningen	26
9	SCENARIO A	26
	SAMDEPONERING MED INDUSTRIAVFALL	26
10	SCENARIO B	27
	SÄRDEPONERING	27
11	SCENARIO C – E	28
	FÖRBRÄNNING	28
11.1	Scenario C Avfallsvärmeverk	28
11.1.1	Driften	30
11.2	Scenario D Fastbränsleanläggning	33
11.2.1	Driften	34
11.3	Scenario E Separat förbränning av träavfall	35
12	SLUTSATSER	37

1 BAKGRUND OCH MÅL

1.1 Bakgrund

Under 1900-talet har betydande mängder sliprar, stolpar och sågade trävaror impregnerats med kemikalier för att uppnå ökad livslängd. I Sverige startade impregnering industriellt i mitten av 1800-talet. I första hand var det sliprar och stolpar som behandlades med kopparsulfat. Omkring sekelskiftet började man impregnera med kreosot och i slutet av 30-talet hade denna teknik i stort trängt undan kopparsulfatmetoden.

I början av 40-talet började man i Sverige tryckimpregnera trä med vattenlösliga saltmedel. Sedan 50-talet är det dominerande saltmedlet CCA som består av en blandning av arsenik-, krom- och kopparföreningar. Mindre kvantiteter trä impregneras numera även med andra saltmedel, t ex där arsenik utbytts mot bor eller fosfor. I mitten på 60-talet började man använda oljelösliga träskyddsmedel men fortfarande under 80-talet har saltmedlen varit dominerande.

Kemikalieinspektionen har meddelat föreskrifter (1) som innebär att användningen av saltimpregnerat virke med arsenik skall begränsas. Föreskriften gäller från 1992 för arsenik och för krom gäller motsvarande begränsningar från 1994. Detta kommer resultera i att användningen av arsenik / kromhaltigt impregnerat trä framgent minskar.

Svenska Träskyddsinstitutet (STI) driver sedan några år ett antal projekt inom ramen för sitt FoU-program med syfte att ge en samlad bild av miljöfrågorna kring impregnerat trä. Som ett led i det arbetet har Miljökonsulterna genom denna rapport beskrivit hur impregnerat trä som utrangeras de kommande 30 åren kan påverka avfallshanteringen. Rapporten har sammanställts av Bengt Björner och Jan Bergström. Avsnittet om deponering har bearbetats av Bengt Karlgren, GeoMiljö Konsult AB.

1.2 Mål

Uppdraget har som mål att beskriva miljökonsekvenserna av olika tänkbara sätt att hantera och slutligt omhänderta utrangerat impregnerat trä.

1.3 Genomförande

Som underlag för att beskriva hur stora mängder impregnerat trä som kan bli föremål för avfallshantering i framtiden har vi med stöd av statistik från STI (2), (3) beräknat vilka mängder impregnerat trä som använts inom landet. Det är i första hand trä impregnerat med arsenikhaltiga salter och kreosot som behandlas men även trä med tennorganiska föreningar berörs.

Användningen av det impregnerade träet är inte känd i detalj men med utgångspunkt från förbrukningen beräknas den totala upplagring av aktiva substanser som skett i byggnader och konstruktioner under de senaste 40 åren. I ett separat avsnitt behandlas kreosotimpregnerade stolpar och sliprar.

Vi har inte studerat livslängden eller utrangeringstakten för impregnerat virke. I de scenarier som beskrivs utgår vi från att impregnerat virke som varit i bruk kommer att omfattas av den kommunala avfallsplaneringen. Beräkningsgrunden är att under 30 år kasseras årsvis och ersätts allt impregnerat virke som togs i bruk under perioden 1960 till 1990.

De scenarier som därvid beskrivs är

A Det impregnerade virket deponeras tillsammans med industriavfall på ett avfallsupplag.

B Det impregnerade virket deponeras separat på avfallsupplaget.

C Det impregnerade virket förbränns i ett modernt avfallsvärmeverk med avancerad rökgasrening. Inverkan av olika metoder för askhantering belyses.

D Det impregnerade virket eldas i en ordinär fastbränsleanläggning.

E Det impregnerade virket eldas i en för ändamålet specialiserad anläggning.

2 ANVÄNDNING AV IMPREGNERAT TRÄ

Sammanställningar av de mängder kemikalier som använts inom landet för träskydd visar att betydande mängder finns upplagrat i impregnerat trä. Den totala förbrukningen av olika kemikalier för träskydd under 1900-talet är enligt STI (4) de mängder som framgår av tabell 1.

Tabell 1
Inhemsk förbrukning av kemikalier för träskydd, 1900-1990

Ämne	ton
Arsenik	13 400
Bor	120
Fosfor	80
Koppar	7 700
Krom	7 700
Zink	2 900
Kreosot	618 000

Viktmässigt är kreosot det helt dominerande impregneringsmedlet. Arsenik dominerar bland metallsalterna. Den största delen av impregneringen har skett efter andra världskriget. Detaljerad årsstatistik över den inhemska förbrukningen av impregnerat virke har sammanställts av STI (2), (3) för perioden efter 1950. I bilaga 1 återges statistikuppgifter år för år uppdelat på kreosot- och saltimpregnerade sliprar och stolpar liksom för sågade trävaror impregnerade med kreosot, salt och olja.

Kreosot har använts främst för impregnering av ledningsstolpar och sliprar. Telenätstolpar är dock till stor andel impregnerade med vattenlösliga salter. Saltimpregnering har annars i huvudsak nyttjats för sågat virke som använts i bryggor, broar, utomhusmöbler, plank, ytterpaneler, altaner och som konstruktionsvirke.

De oljelösliga impregneringsmedlen som kom till användning efter 1965 har använts främst till snickerier som fönster, dörrar, trädgårdsmöbler och för uppbyggnad av lekplatser o dyl.

Det finns ingen detaljerad statistik på användningen av de saltimpregnerade sågade trävaroma. Grovt fördelas dock användningen så att 50 till 60% förbrukats vid villor och fritidshus. Där har det använts för altaner, trappor, plank, staket och dylikt. 20–35% av det impregnerade virket har enligt uppskattning använts i offentliga installationer, som bryggor, broar, bullerskärmar, idrottsanläggningar och motsvarande. Det är bara storleksordningen 5% som använts som konstruktionsvirke som syllar, bärande konstruktioner, fasader och dylikt. Den resterande mängden på 5–15% har använts i jordbruket som silos, foderrännor od.

3 SALTIMPREGNERING

Statistiken visar att i Sverige har de senaste 40 åren 8 170 000 m³ saltimpregnerat virke använts. I tabell 2 visas totalvolymen och volymen saltimpregnerade sågade trävaror indelade i 5 års perioder. (Se även bilaga 1).

Tabell 2
Användning av saltimpregnerat trä i Sverige

Period	Totalt		Sågat trä		Andel sågat
	1000-tal m³/år	m³	1000-tal m³/år	m³	%
1950/54	85	424	27	134	32
55/59	80	400	38	190	48
1960/64	110	553	63	317	57
65/69	174	869	136	678	78
1970/74	327	1634	289	1443	88
75/79	326	1632	280	1400	86
1980/84	268	1337	233	1167	87
85/89	264	1320	243	1215	92
Totalt		8170		6544	80

I tabellen anges också andelen sågade trävaror. På 50-talet utgjorde sågat virke endast en tredjedel för att uppgå till 90% på 80-talet. Volymen av stolpar och sliprar som impregnerats har minskat under decennierna medan volymen av de sågade trävaroma har ökat. Den ökade förbrukningen av

impregnerade sågade trävaror under 60- och 70-talen sammanfaller med ett ökat bostadsbyggande. Antalet färdigställda bostäder sjönk emellertid åter under 80-talet utan att en motsvarande minskning inträffade för användningen av impregnerade trävaror. De olika sortimenten som impregnerats under perioden 1950-90 uppvisar endast begränsad skillnad i metallinnehåll. Skillnaderna beror på att förutom CCA även andra metallsalter använts för impregnering. Halterna framgår av tabell 3. Uppgifterna är hämtade från STI (2), (4).

Tabell 3
Halter av arsenik, koppar och krom i totalvolym ved

År	Sliprar			Stolpar			Sågat virke		
	As kg/m³	Cr kg/m³	Cu kg/m³	As kg/m³	Cr kg/m³	Cu kg/m³	As kg/m³	Cr kg/m³	Cu kg/m³
50-59	1.16	0.74	0.74	1.53	0.96	0.82	1.20	0.77	0.74
60-69	1.19	0.89	0.59	1.53	0.94	0.84	1.01	0.66	0.75
70-79	1.44	0.48	0.96	1.49	0.97	0.85	0.99	0.71	0.75
80-90	1.27	0.64	0.64	1.48	0.97	0.85	1.09	0.78	0.80
Medelvärde	1.27	0.69	0.73	1.51	0.96	0.84	1.07	0.73	0.76
Standard-avvikelse	0.13	0.17	0.16	0.03	0.01	0.01	0.10	0.06	0.03

Med hjälp av halterna i tabell 3 och virkesvolymerna i tabell 2 kan tillskottet av metaller som nu finns i landet beräknas. Totalmängderna liksom tillskottet för varje femårsperiod redovisas i tabell 4.

3.1 Saltimpregnerat träavfall

Saltimpregneringen innebär att trävirket har mycket lång livslängd. Största delen av de impregnerade träet som tagits i bruk sedan 50-talet finns därmed kvar i sin ursprungliga funktion. Det gäller också stolpar och sliprar. I de fall dessa inte längre utnyttjas lagras de lokalt och återanvänds eller säljs för användning i andra funktioner.

Det impregnerade trä som utrangeras vid ombyggnader och rivningar av villor och småhus torde också till stor del lagras lokalt och blir inte föremål för insamling till centraliserade avfallsupplag. Det finns ingen statistik som klargör i vilken grad som utrangerat impregnerat trä har samlats in och lagts på avfallsupplag. Vi räknar därför med att hela den kemikaliemängd som redovisas

Tabell 4
Arsenik, krom och koppar upplagrat i impregnerat virke under åren 1950-1989

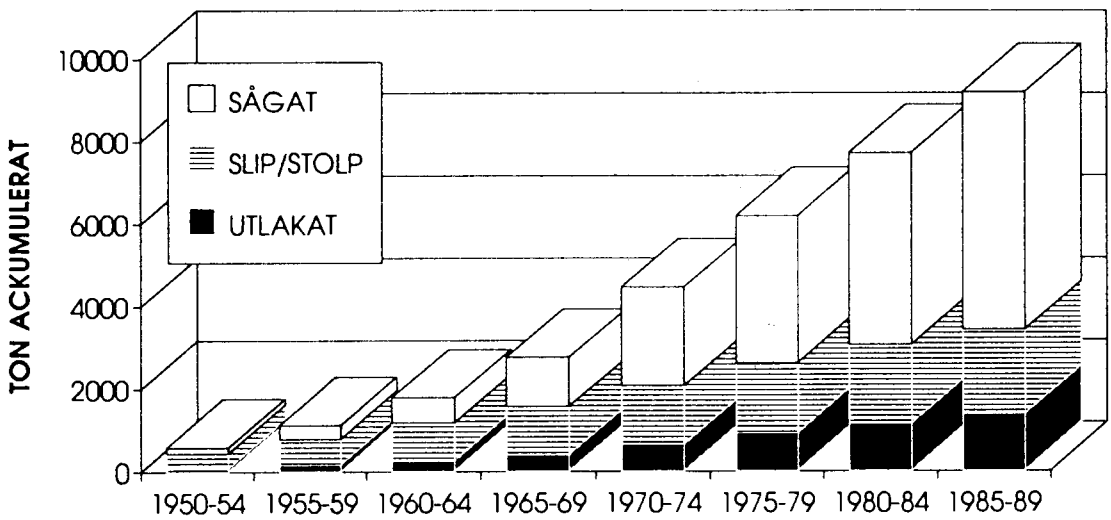
	Totalt			Sågat virke		
	As ton	Cr ton	Cu ton	As ton	Cr ton	Cu ton
1950/54	585	370	330	160	105	100
55/59	535	340	310	230	145	140
1960/64	670	430	430	320	210	240
65/69	970	630	670	680	450	510
1970/74	1710	1210	1245	1425	1025	1080
75/79	1730	1220	1245	1385	995	1050
1980/84	1520	1070	1075	1270	910	935
85/89	1475	1050	1060	1320	950	970
Summa för 40 år ton	9195	6320	6365	6790	4790	5025

I tabell 4 finns spridd över landet dels genom att den ursprungliga användningen av virket består dels genom att utrangerat trä finns lokalt lagrat utanför avfallsupplagen.

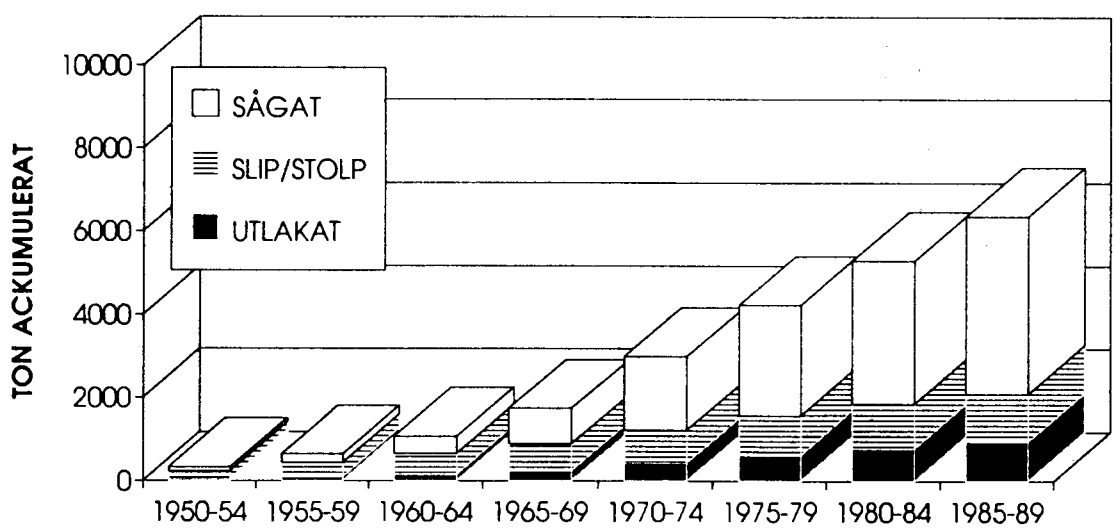
Väljer man som ansats att samla in allt saltimpregnerat trä till avfallsupplag vid utrangering får man ändå inte kontroll över alla kemikalierna. Under de första årens användning har en utlakning skett av salterna då träet utsatts för fukt. Dessutom nöts det impregnerade trävirket under tiden i många fall så att kvarvarande virkesmängen minskar. Den totala förlusten genom urlakning och nötning ansätter vi till 15% av metallerna i virket.

Figur 1 visar grafiskt hur salterna som tillförts i landet under 40 år fördelas. I figuren visas för femårsperioder hur mycket arsenik, krom och koppar som ackumulerats genom användningen av sågade trävaror, sliprar och stolpar. Ökningen av den diffust spridda saltmängden bl a genom utlakningen visas också. Den uppgår efter 40 år till ungefär 1400 ton arsenik och vardera 950 ton krom och koppar.

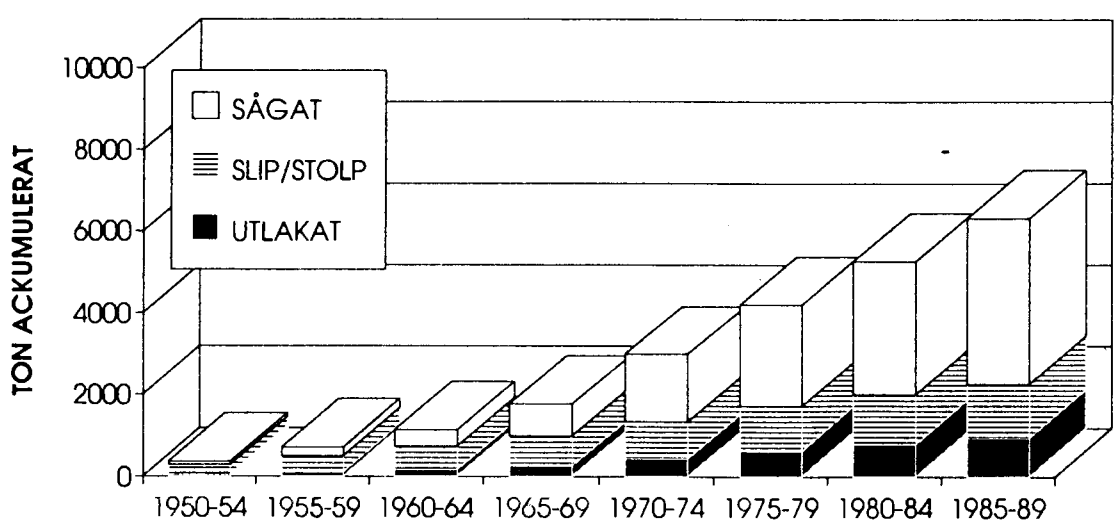
ARSENIK



KOPPAR



KROM

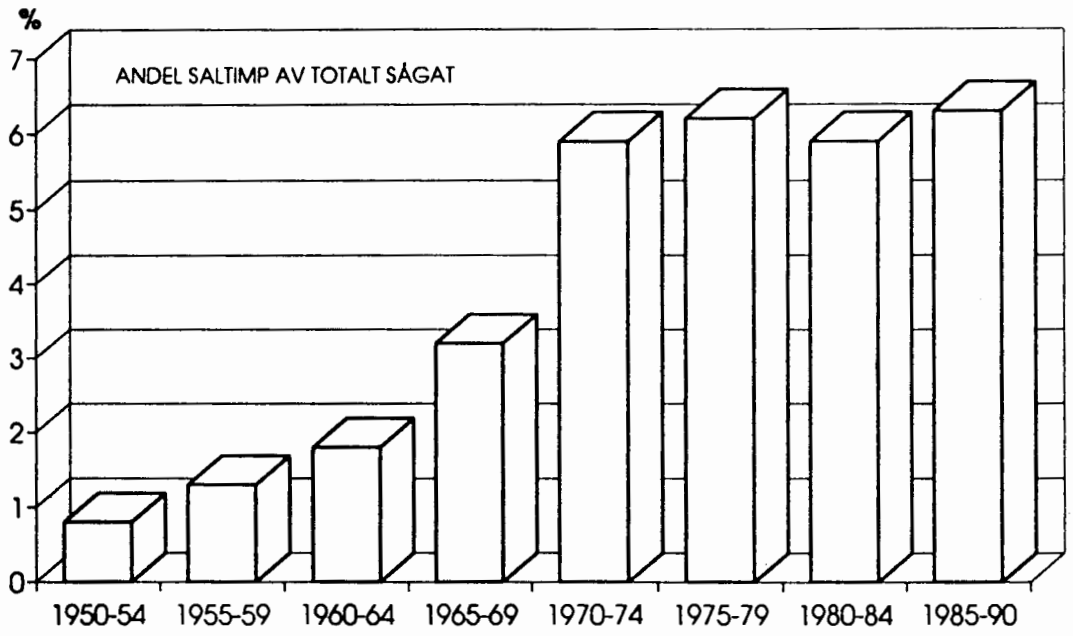


Figur 1 355

Tillförda salter med impregnerat trä

Impregnerade stolpar och sliprar kan identifieras och är därmed möjliga att samla in och hantera som avfall. Det impregnerade sågade virket är inte på samma sätt lätt att identifiera. Efter några års bruk kan det inte lätt skiljas från övrigt trävirke i byggnader och träkonstruktioner.

I början av 50-talet utgjorde impregnerat trä mindre än 1% av de sågade trävaror som förbrukades inom landet. Den andelen ökade kraftigt fram till 1970 då den uppgick till 6%. Därefter har andelen saltimpregnerade sågade trävaror varit konstant enligt figur 2. Bilden är baserad på statistik som redovisas i bilaga 2.



Figur 2
Andelen saltimpregnerat sågat virke som förbrukats på hemmamarknaden av den totala förbrukningen sågat virke på hemmamarknaden

Genomförs rivning av hela årsklasser byggnader och träkonstruktioner uppstår ett rivningsvirke från olika år som innehåller impregnerat virke enligt tabell 5.

Tabell 5
Impregnerat trä och totalt rivningsvirke från olika perioder förutsatt att hela årsklasser rivs

	1000-tal m³/år		1000-tal ton/år
	Impregnerat	Totalt	Totalt
1950/54	27	3300	1500
55/59	38	3000	1300
1960/64	63	3600	1600
65/69	136	4500	2000
1970/74	289	5100	2300
75/79	280	4500	2000
1980/84	233	4100	1800
85/89	243	3800	1700

Rivningsvirket kommer att innehålla hela saltmängden som finns kvar i det impregnerade virket men analyser av enskilda prov från rivningsvirket kommer att innehålla mycket skilda halter av metallerna. Tabell 6 visar halterna i det impregnerade rivningsvirket och den genomsnittshalt som uppkommer i rivningsvirket från olika perioder.

Tabell 6
Metallhalter i rivningsvirke under 40 år förutsatt att hela årsklasser rivs

	As g/ton	Cr g/ton	Cu g/ton
Impregnerat rivningsvirke	2000	1400	1400
Medelhalt i rivningsvirke från:			
1950/55	17	11	11
55/59	27	19	19
1960/64	36	25	25
65/69	63	43	43
1970/74	114	78	78
75/79	128	88	88
1980/84	118	82	82
85/89	130	90	90

4 OLJEIMPREGNERING

Sedan impregnering med oljelösliga träskyddsmedel med tributyltennaftenat (TBTN) och tributyltennoxid (TBTO) som aktiva komponenter började användas 1963 har fram till 1990 i landet tagits i bruk 427.000 m³ oljeimpregnerat trä.

I tabell 7 visas totalvolymen sågat virke samt de volymer sågade varor som oljeimpregnerats. Allt uppdelat på 5-årsperioder fr o m 1950.

Tabell 7

Användning av oljeimpregnerat trä i Sverige

	Totalt sågat 1000-tal		Oljeimpr trä 1000-tal		Andel oljeimpr
Period	m³/år	m³	m³/år	m³	%
1950-54	3295	16473	-	-	-
55-59	3036	15178	-	-	-
1960-64	3603	18015	<1	<1	0
65-69	4536	22678	7	37	0.2
1970-74	5108	25539	9	44	0.2
75-79	4528	22642	9	43	0.2
1980-84	4077	20384	29	145	0.7
85-89	3831	19153	32	158	0.8
Totalt		160062		427	0.3

I tabellen anges även den andel av totalt sågade trävaror som impregnerats med oljelösliga träskyddsmedel. Användningen har varit obetydlig fram till början av 1980-talet då en tydlig ökning skett. Ökningen ligger till största delen för sortimentet fönster och dörrsnickerier. Ungefär 90% av det oljeimpregnerade virket används till fönster- och dörrsnickerier. Resten är främst använt som trädgårdsmöbler.

Föreningen tributyltennaftenat (TBTN), som ingår som aktiv substans i en vanligt förekommande typ av oljelösligt träskyddsmedel, innehåller 28% tenn.

Halten aktiv substans i impregneringsmedlen skiljer men i medeltal torde de innehålla 2%. Vid en genomsnittsupptagning på 18 kg/m³ av impregneringsmedlet i totalvolymen trä blir innehållet av tenn ungefär 0.1 kg/m³. Totalmängden tenn som tillförts med impregneringsmedlen under varje femårsperiod sedan 1960 anges i tabell 8.

Tabell 8
Mängd tenn upplagrat i impregnerat trä under åren 1950–1989

Period	Ton
1950/54	-
55/59	-
1960/64	<0.1
65/69	3.7
1970/74	4.4
75/79	4.3
1980/84	14.5
85/89	15.8
Totalt	42.7

Användningen av de oljebaserade impregneringsmedlen har ökat i omfattning under det senaste decenniet. Tillskottet av tenn har till 70% förekommit under 1980-talet.

4.1 Oljeimpregnerat träavfall

Större delen av de oljeimpregnerade träprodukterna har tagits i bruk så sent att de rimligen fortfarande är i bruk. Eftersom 90% av impregneringsmedlen finns i fönster- och dörrsnickerier är det möjligt att framgent ordna med separat insamling av dessa.

Tillskottet av tenn i det rivningsvirke som uppstår från byggandet under 80-talet kommer att utgöra 3 ton per år. Av den mängden finns 10% fördelat i ett stort antal trädgårdsmöbler. De kommer att utrangeras med ett litet antal vid varje tillfälle och på varje plats. Den tennanhopning som därmed kan bli följden blir utan nämnvärd dignitet.

5 KREOSOTIMPREGNERING

Enligt den tillgängliga statistiken har under de senaste 40 åren totalt 5 178 000 m³ kreosotimpregnerat trä tagits i bruk. I tabell 9 visas totalvolymen kreosotimpregnerat trä uppdelat på 5 års-perioder. Av tabellen framgår också hur kreosotimpregneringen fördelats på sortimenten sliprar, stolpar och sågat virke. Se även bilaga 1.

Tabell 9
Användning av kreosotimpregnerat trä i Sverige

	Totalt		%-andel		
	1000-tal				
Period	m³/år	m³	Sliprar	Stolpar	Sågat virke
1950/54	194	971	65	31	4
55/59	278	1391	69	25	6
1960/64	199	995	64	31	5
65/69	90	450	55	39	6
1970/74	66	329	42	54	4
75/79	83	415	48	50	2
1980/84	72	358	54	43	3
85/89	54	269	47	51	2
Totalt under 40 år		5178	60	35	5

Andelen sågat virke som impregnerats med kreosot utgör i genomsnitt endast 5% av totalvolymen. Dominerande är slipranna som utgjort 60% medan stolparna i genomsnitt varit 35% av volymen. Under 70-talet utgjorde dock stolparna drygt 50% av den kreosotimpregnerade trävolymen som användes i landet.

Enligt Träskyddsinstitutet (4) anges upptagningen av kreosot till i genomsnitt 65 kg/m³ för furusliprar, 200 kg/m³ för boksliprar och 80 kg/m³ för stolpar. Vår beräkning av de specifika åtgångstalen för kreosot vid olika sortiment återfinns i tabell 10 uppdelat på 5 års perioder sedan 1950.

Tabell 10
Upptagning av kreosot

	Sliprar kg/m³ totalvolym	Stolpar kg/m³ totalvolym	Sågat virke kg/m³ totalvolym
50–59	66	80	65
60–69	75	80	65
70–79	105	80	66
80–90	74	80	67
Medelvärde	80	80	66

För stolpar och sågat virke är åtgångstalen konstanta under det att motsvarande tal för sliprar varierar avsevärt. Här är åtgångstalet, som framgår av tabellen, 105 kg/m³ under perioden 1970 – 79 att jämföras med ca 75 kg/m³ under närliggande decennier. Eftersom åtgångstalet vid boksliprar ligger på nivån 200 kg/m³ och på 65 kg/m³ vid furusliprar har andelen impregnerade boksliprar varit stor under perioden 1970 – 79. Vid beräkning av kreosotförbrukningen under olika tidsperioder har som specifika åtgångstal för stolpar och sågat virke använts de i tabell 10 redovisade medelvärdena. För sliprar har de för vart decennium beräknade åtgångstalen utnyttjats.

Den beräknade kreosotmängden som distribuerats under åren framgår av tabell 11. Under användningstiden minskar kreosotmängden i träet. Efter 30 år beräknas 60–70% av den ursprungliga mängden kreosot finnas kvar i träet. Resten har avdunstat och utlakats.

5.1 Kreosotimpregnerat avfallsträ

Kreosotimpregnerat trä har en användningstid för sitt ursprungliga ändamål som är längre än 30 år. Det helt dominerade användningsområdet är som kraftledningsstolpar och som sliprar på bannätet. Då eldistributörerna lägger om ledningsdragningarna tas stolparna tillvara och återanvänds. I de fall det inte sker erbjuds stolparna till markägarna som ersättning för skador på vägar eller motsvarande. I huvudsak alla stolpar finner lokal användning och de blir inte karakteriserade som avfall. Kreosotsliprar från järnvägsnätet i Sverige hanteras enligt enhetliga rutiner från Banverket.

Tabell 11
Kreosot upplagrat i impregnerat trä under åren 1950–1989

	Sliprar ton	Stolpar ton	Sågat virke ton	Totalt ton
1950/54	41600	24000	2700	68300
55/59	63300	28300	5200	96800
1960/64	47600	25000	3200	75800
65/69	18500	14100	1700	34300
1970/74	14500	14100	900	29500
75/79	21100	16600	500	38200
1980/84	14300	12400	600	27300
85/89	12100	12100	400	24600
Summa under 40 år	233000	146600	15200	394800

Sliprar som inte återanvänds tas om hand av kontrakterade företag. De säljer slipranna vidare på den återbruksmarknad som finns i landet och arbetar med att finna ytterligare användningsområden för dem.

5.2 Kreosotimpregnerat trä som bränsle

Den kreosotolja som används för impregnering är ett destillat av stenkolstjära. Huvudkomponenterna i tjäran utgörs av polynukleära aromatiska kolväten med kokpunkt över 200°C. Andelen sura komponenter – t ex fenoler – har under alla år varit begränsat till att inte överstiga 9% och är numera mindre än 3%. De lättare beståndsdelarna i kreosotoljan avdunstar under de år som virket är i bruk.

Genom att hugga flis av virket erhålls ett träbränsle väl ämnat att eldas i fjärrvärmeverk och industrins fastbränslepannor. Den olägenhet som kan uppstå är tjärlukt som avges från de fria ytor som bildas i samband med flisningen. Detta kan föranleda en anpassning av transport och lagringssystemen för flisen.

Kreosotflisen håller ett högre värmevärde än annat biobränsle vid lika fukthalt. Blandning av flisen med fuktiga bränslen är därför stabiliserande på förbränningen.

Kreosotflisens större innehåll av aromatiska föreningar påverkar inte rökgasens sammansättning jämfört med ordinär bränsleflis så länge bra förbränningseffektivitet upprätthålls i ugnen

Kreosotflis har således goda egenskaper som bränsle. Uppstår därför i framtiden en ansamling av kreosotimpregnerat virke som medför olägenhet finns det tillgängliga system för att flisa materialet och nyttiggöra sig dess energiinnehåll i samband med kvittblivningen.

6 METALLERNA I FRAMTIDEN

Genom det impregnerade virket som tagits i bruk i Sverige sedan 50-talet har 9000 ton arsenik och vardera 6000 ton krom och koppar fördelats i byggnader och träkonstruktioner. Dessa metaller kan inte elimineras så som kan ske genom förbränning av kreosotimpregnerat virke. Metallerna kan flyttas och göras inaktiva men de kommer att finnas kvar i miljön. Koncentrationerna av metallerna i det impregnerade träet är höga men belastningen på miljön är mycket lokal. Likaså är spridningen genom den mängd av metallerna som frigörs från träprodukten varje år mycket liten. Det gäller i varje fall så länge ingen brand inträffar.

Saltimpregnerade stolpar och sliprar är fördelade över stora arealer. Saltimpregnerat virke i byggnader och byggnadskonstruktioner förekommer också i begränsade mängder på varje plats. Därför är det sällsynt att miljö- eller hälsoeffekter kan påvisas genom bruket av saltimpregnerat virke. Intill nu har olägenheter genom saltimpregneringen enbart uppstått vid impregneringsverken. Avfall och rivningsvirke med saltimpregnerat trä har ännu inte konstaterats i någon betydande mängd och koncentration. Förr eller senare kommer emellertid saltimpregnerat trä från de senaste 30 åren att kunna spåras genom ökade mängder metallförorenat material i avfallshantering och bland rivningsvirket.

I de scenarier för hur avfallshanteringen i en kommun påverkas av det saltimpregnerade virke som tillförts under perioden 1960-1990 utgår vi från följande grundstenar. Sliprar och stolpar kommer att hanteras lokalt. De blir inte

föremål för insamling till kommunalt avfallsupplag. Vi räknar däremot med att hela mängden impregnerat sågat trä kommer att insamlas med rivningsvirke till upplagen. Beräkningsmässigt kalkyleras de förhållanden som kommer att uppstå i en tänkt genomsnittskommmun med 1% av Sveriges befolkning, och därmed också en hundradel av det impregnerade trä som använts i landet.

6.1 Modellkommunen

Vid beskrivningen av modellkommunen kallas denna "Medelstad". Medelstad har 85 000 invånare och har under perioden efter 1950 byggts ut med bostäder, infrastruktur, industri, sport- och rekreationsinrättningar samt fritidsbebyggelse enligt riksgenomsnittet. Medelstad har också jordbruk och areella näringar enligt riksgenomsnittet. Därmed finns i kommunen en uppbyggnad av metaller från impregnerat trä som utgör en hundradel av summan för riket. Den totala mängden metallimpregnerat virke framgår av tabell 12.

Tabell 12
Metallimpregnerat trä i Medelstad tillfört under 40 år

Impregnerad trävolym 82 000 m³	
därav sågat virke 65 000 m³ motsvarande	30 000 ton
Metallmängd tillförd	
Arsenik	92 ton
Krom	63 ton
Koppar	64 ton
Tenn	0.4 ton

Den mängd metaller som anges i tabell 12 utgör den totala tillförseln till kommunen som skett sedan 1950. En del av dessa metaller kommer att tas om hand i avfallshanteringen. Hur mycket beror till stor del på vilka mål och resurser som avsätts i den lokala avfallsplanen.

Vi utgår från att Medelstad inför en hårt styrd källsortering som syftar till att sortera rivningsvirke i två kategorier. Den ena innehåller allt saltimpregnerat sågat virke. Källsorteringen leder till att det impregnerade virket utgör 10% av kategorin "impregnerat rivningsvirke". I tabell 13 redovisas hur mycket im-

pregnerat rivningsvirke som källsorteringen åstadkommer år från år förutsatt att allt byggande från år 1960 rivs och ersätts under år 1. Allt byggande från 1961 rivs och ersätts år 2 och så vidare. Scenariet är möjligen orealistiskt som verklighetsbeskrivning men ger information om den maximala mängden metaller som blir föremål för avfallshantering årsvis under en 30-års period. I detta scenario tar vi inte ställning till vilket årtal som motsvarar år 1.

Tabell 13
Impregnerat rivningsvirke under 30 år i Medelstad

År	Rivningsvirke ton/år	Arsenik kg/år	Krom kg/år	Koppar kg/år	Tenn kg/år
1 - 5	2800	530	370	400	
6 - 10	6100	1130	770	850	
11 - 15	13000	2400	1750	1860	
16 - 20	12600	2300	1720	1740	
21 - 25	10500	2130	1570	1550	30
26 - 30	11000	2230	1650	1620	30
		ton totalt			
1 - 30	280000	54	39	40	0.3

Vid beräkningen i tabellen av de metallmängder som kan insamlas med impregnerat rivningsvirke utgår vi från att 15% av saltet förlorats under användningstiden. Det impregnerade rivningsvirket kan beräkningsmässigt innehålla 60% av de impregneringsmedel som distribuerats i Medelstad under de senaste 40 åren.

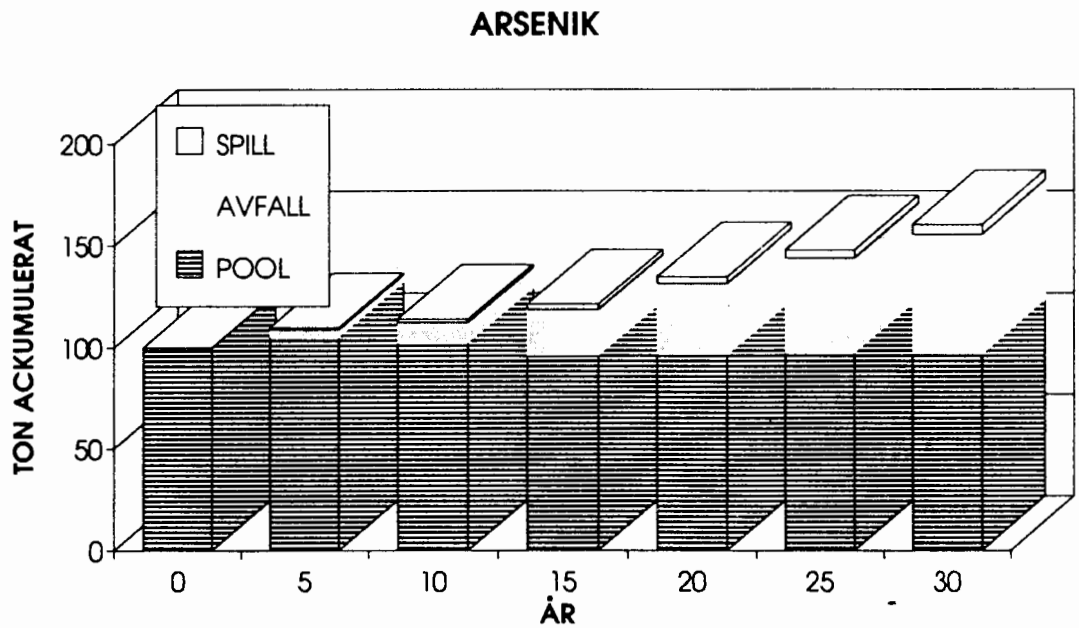
Rivningen leder till ett behov av ersättningsbyggande. Den framtida användningen av impregneringsmedel som innehåller arsenik och krom kommer att minska genom de begränsningar som införts. Vi gör här antagandet att det impregnerade virke som används för nybyggnader i Medelstad innehåller halva mängden arsenik och krom men att kopparmängden består. Förbrukningen av impregnerat virke beräknar vi till 3000 m³/år. 10% av detta nya impregnerade virke blir spill som tas om hand genom källsortering och hanteras på samma sätt som det impregnerade rivningsvirket. Tabell 14 redovisar

den tillkommande mängden impregnerat virke i Medelstad och spillet som ersättningsbyggandet medför under de kommande åren.

Tabell 14
Tillkommande saltimpregnerat virke under 30 år

		Arsenik		Krom		Koppar	
	m3/år	kg/år	ton totalt	kg/år	ton totalt	kg/år	ton totalt
Impregnerat virke	3000	1605	48	1095	33	2280	68
Spill	300	160	4.8	110	3.3	230	6.8

Med de angivna förutsättningarna kommer ytterligare 48 ton arsenik, 33 ton krom och 68 ton koppar att tillföras den "pool" av impregneringsmedel som finns i Medelstad. Figur 3 visar förändringar för arsenik under 30 år. Motsvarande bilder gäller också för de andra metallerna.



Figur 3
Ackumulering av arsenik i Medelstad

En halvering av mängden arsenik i det impregnerade trä som används framgent innebär att de 92 ton arsenik som nu utgör "pool" i Medelstad (tabell 12) kommer att öka med 48 ton (tabell 14). Under de 30 åren kommer 54 ton

arsenik ur poolen att samlas in som impregnerat rivningsvirke (tabell 13). Den mängden arsenik tillsammans med 4.8 ton arsenik i spillvirket blir därmed avfall i Medelstad.

Omfördelningen mellan arsenik och övriga salter i poolen och i avfallsledet sker långsamt år från år. Det första året hämtas 530 kg arsenik från poolen som impregnerat rivningsvirke. Det metallbelastade träavfallet från första året innehåller totalt 690 kg arsenik genom att 160 kg arsenik också tillförs träavfallet genom spillvirket. Samma år ökar poolen av arsenik i Medelstad med 915 kg beroende på att 1605 kg tillförs med nytt impregnerat virke.

Det metallbelastade träavfallet som insamlas genom källsorteringen ökar från år till år. I tabell 15 har årsmängden metallbelastat träavfall och dess innehåll av metallerna arsenik, krom, koppar och tenn sammanställts för femårsperioder och totalt. De utnyttjas som underlag för beskrivningen av scenarierna för hantering av träavfallet.

Tabell 15
Årlig mängd metallbelastat träavfall i Medelstad under 30 år

År	Träavfall ton/år	Arsenik kg/år	Krom kg/år	Koppar kg/år	Tenn kg/år
1 - 5	3000	690	480	630	
6 - 10	6300	1290	880	1080	
11 - 15	13100	2650	1860	2090	
16 - 20	12700	2460	1830	1970	
21 - 25	10600	2290	1680	1780	30
26 - 30	11100	2390	1760	1850	30
		ton totalt			
1 - 30	284000	58	42	47	0.3

7 BEHANDLINGSSCENARIER

Källsorteringen i Medelstad innebär att metallbelastat träavfall tas om hand för avfallshantering. Den första femårsperioden är mängden 3000 ton per år.

Årsmängden ökar så att den som mest är 13100 ton per år under perioden 11-15 år. De scenarier som beskrivs i det följande är

A Träavfall deponeras tillsammans med industriavfall på ett avfallsupplag. Detta innebär att källsorteringen inte är nödvändig på samma sätt som för övriga fall.

B Träavfallet deponeras separat på avfallsupplaget.

C Träavfallet eldas i ett modernt avfallsvärmeverk med avancerad rökgasrening. Askan deponeras på avfallsupplaget.

D Träavfallet eldas tillsammans med biobränsle i en fastbränsleanläggning. Askan deponeras på avfallsupplaget.

E Träavfallet eldas separat. Askan deponeras på avfallsupplaget.

I samtliga fall som redovisas kommer i huvudsak hela mängden metaller i träavfallet att tillföras avfallsupplaget. Det är enbart skillnad i koncentration och formen som metallerna har i det material som deponeras. De förhållanden som gäller för avfallsanläggningen i Medelstad har därmed stor betydelse för slutsatserna och jämförelsen mellan behandlingsmetoderna.

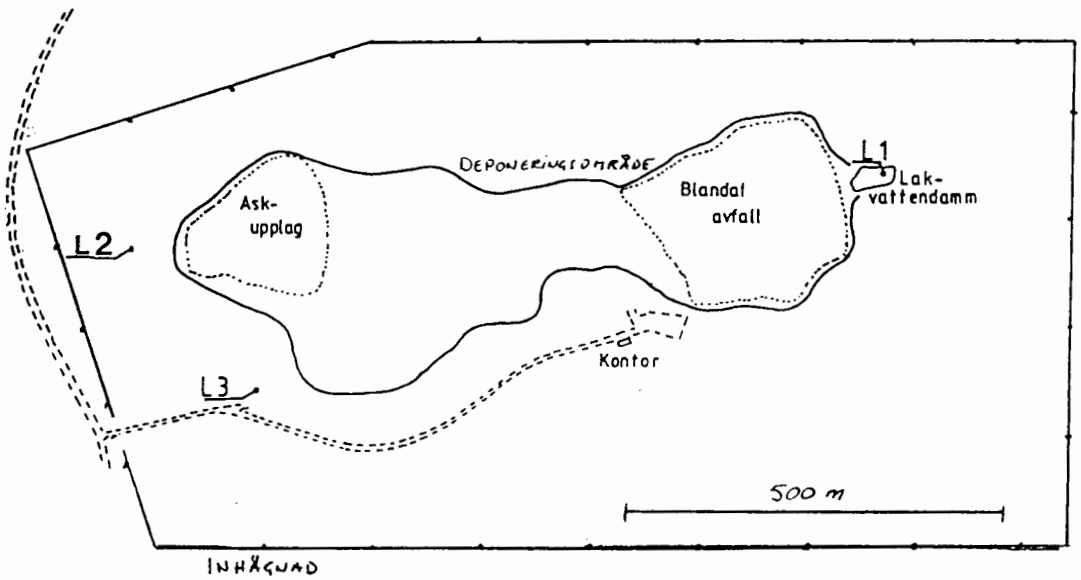
8 MEDELSTADS AVFALLSANLÄGGNING

Medelstad har en avfallsdeponi belägen ca 7 km från centralorten. Där har avfall deponerats sedan 1960-talet. Kommunen har upprättat och antagit en avfallsplan som anger att avfallsanläggningen skall utnyttjas fram till år 2020.

8.1 Anläggningen

Anläggningsområdet upptar en yta av 90 ha varav deponeringsytan utgör 37 ha. Anläggningen är belägen i en dalgång med ostvästlig sträckning. Dalgången har ett mäktigt lerlager som underlagras av morän. Dominerande bergarter är gnejsgranit och sedimentgnejs som har låg vattengenomsläpplighet. Figur 4 visar en översiktlig skiss över anläggningen. Från 1970-talet har hushålls- och grovavfall deponerats på den östra delen av deponiområdet. Från 1980 har aska från värmeproduktionen i kommunen lagts upp i den

västra delen av deponeringsområdet. Hittills har ungefär 2 miljoner kubikmeter avfall deponerats fördelat över hela deponeringsområdet.



Figur 4
Medelstads avfallsanläggning

Lakvatten från hela deponeringsområdet samlas i tre dammar markerade L1–L3 i figuren. Från dessa pumpas lakvattnet till det kommunala avloppsreningsverket. Vid de mätningar av lakvattenmängden som genomförs kontinuerligt konstateras att ett tillskott sker av grundvatten från omgivande områden. Denna ökar det förväntade lakvattenflödet från avfallsanläggningen med 20%.

8.2 Avfallsmängder

Till anläggningen förs årligen 150 000 ton avfall. De fördelar sig enligt tabell 16.

Tabell 16
Årsmängder deponerat avfall (ton/år)

Hushållsavfall	30 000
Industriavfall	60 000
Gjuterisand	14 000
Förbränningsrester (aska)	40 000
Industrislam, latrin	6 000
	150 000

Vid avfallsanläggningen omhändertas och mellanlagras för återvinning 1 500 ton/år skrot, papper, glas och träflis. Denna återvinning skall enligt avfallsplanen öka till 20 000 ton/år. Avfallsplanen anger att bygg- och rivningsavfall innehåller ungefär 6 000 ton utvinningsbart trä.

Genom den källsortering som kommer att ske i hushållen kan mängden hushållsavfall beräknas minska framgent.

8.3 Lakvattensammansättning

Den årliga vattenmängden som pumpas från anläggningen till avloppsreningsverket uppgår till i genomsnitt 100 000 m3/år. Under den senaste femårsperioden har analyserna av lakvattnet visat att mycket låga halter tungmetaller föreligger. Tabell 17 visar medelhalten i lakvattnet och den årsmängd som avleds till reningsverket.

Tabell 17
Tungmetaller i lakvatten från avfallsanläggningen

Metall	Koncentration µg/l	Mängd kg/år
Arsenik	5	0.5
Koppar	25	2.5
Krom	15	1.5
Kadmium	3	0.3
Kvicksilver	0.2	0.02
Bly	60	6
Nickel	100	10
Zink	450	45
Järn	14000	1400
Mangan	1200	120

Mätningar av tennförorening i lakvattnet har inte företagits. Med de låga halter och små mängder av tungmetaller som förekommer har det inte betraktats

som motiverat att bygga ett separat reningsverk för lakvattnet vid avfallsanläggningen.

Uppstår i framtiden förhöjda halter av tungmetaller är separata anpassade reningssteg för lakvattnet givetvis möjligt att installera. Lakvattnet speglar den utlakning som kontinuerligt sker från två miljoner ton avfall som under flera decennier byggts upp på deponeringsområdet.

8.4 Metallbindningen

Metallerna i träavfallet kommer efter deponeringen på avfallsupplaget att frigöras och bli rörliga. Deponeras träavfallet direkt kommer det att inträffa efter mycket lång tid medan deponering av slagg kan innebära ökad rörlighet. Koppar och krom binds starkt både i organiskt material och lera. Därför kommer dessa metaller inte att uppvisa någon rörlighet av betydelse. Arsenik binds generellt sämre än koppar och krom. Arsenik förekommer som anjon, dels som femvärd i arsenat och som trevärd i arsenit. Vid normala pH-värden i marken dominerar arsenat. Denna bildar svårlösliga komplex med järn och aluminium vid låga pH och med kalcium vid höga pH-värden. (5)

Adsorptionskapaciteten för arsenik i de material som utvecklas i en deponi är inte kända och den varierar också kraftigt i marken beroende på jordart. Den är ungefär 100 mg/kg i mojord, 500-700 mg/kg i lerjord och når upp till 5000-6000 mg/kg i kärrtorvjord. (6)

9 SCENARIO A SAMDEPONERING MED INDUSTRIAVFALL

Samdeponering av träavfallet med industriavfall innebär att det extra arbete som fordras för att sortera fram en separat kategori impregnerat träavfall vid källan inte ger någon fördel. Träavfallet kan levereras till avfallsupplaget slumpmässigt fördelat i de 60000 ton industriavfall som årligen tillförs upplaget.

Industriavfallet täcks kontinuerligt så att den mängd nederbörd som tränger ner genom avfallet begränsas. Under det första året utgör impregnerat virke 300 ton. Den mängden ökar år från år för att efter 11 år nå ett maximum på 1310 ton per år. Årsmängden arsenik utgör då 2650 kg fördelat i 60000 ton avfall. Genomsnittshalten arsenik uppgår därmed till 44 g/ton. Arsenik är den

lättrörligaste metallen och är samtidigt det ämne som i låga halter kan förutses ge mätbar effekt.

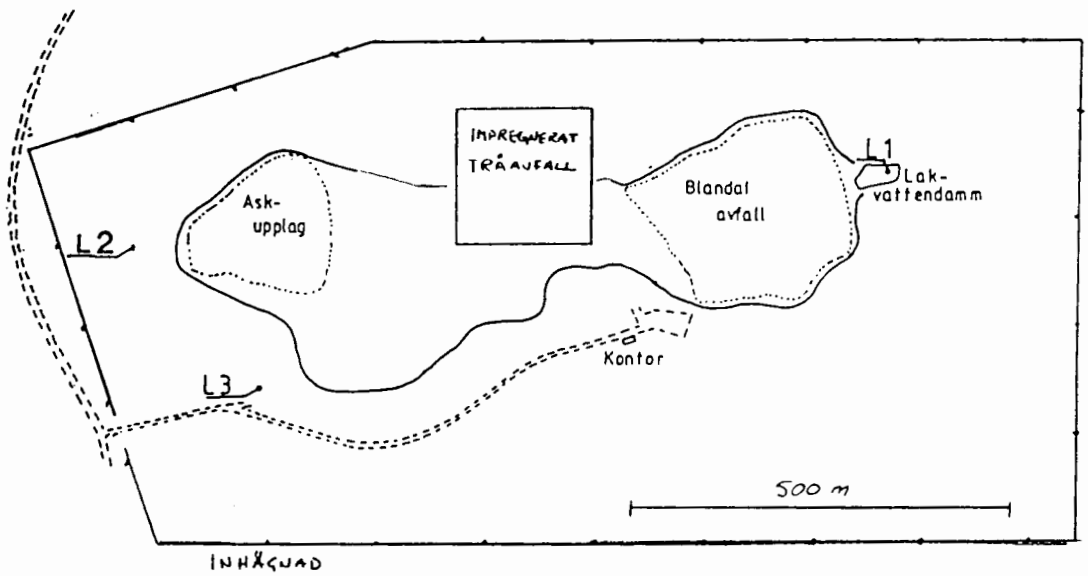
Under många år sedan trä med saltimpregnering lagts på upplaget kommer det att behålla arseniken bunden. Det övriga organiska materialet i industriavfallet torde genomgå snabbare nerbrytnings- och omvandlingsprocesser. Med tiden kommer emellertid lakvatten som tränger ner genom industriavfallet och passerar förmultnade ytor av det impregnerade träet att mättas med arsenik. Det kommer att vara en process utdragen över sekler. Mängden frigjord arsenik varje år blir därför mycket liten. Arsenik som löser sig i lakvattnet binds i de arsenikfria deponeringsmassorna då vattnet perkolerar ner genom upplaget. Det finns inget underlag som kan ange bindningsförmågan hos de deponeringsmassor som med åren utbildas då industriavfallet bryts ner. Vi konstaterar dock att innehåller lakvattnet en förhöjd halt arsenik sedan det passerat hela avfallsmängden har det underliggande lerjordlagret en betryggande bindningskapacitet som hindrar att några arsenikmängder av betydelse når fram till lakvattenbassängen. I denna sker fortlöpande övervakning av att föroreningshalterna inte stiger.

Vi räknar med att samdeponering av impregnerat trä och industriavfall inte kommer att påverka lakvattensammansättningen från avfallsupplaget.

10 SCENARIO B
SÄRDEPONERING

Särdeponering av träavfallet på avfallsupplaget gör det möjligt att samla materialet med salterna på en mindre areal än annars. Det ger också möjlighet för att vidta andra åtgärder i framtiden i det fall ny teknik skulle visa sig tillämplig. Volymen träavfall som uppstår för deponering under 30 år beräknas till 600 000 m^3. Bygger man upp deponin med pallhöjd på 10 m fordras det markområde som framgår av figur 5. För de inledande fem åren är arealbehovet begränsat. Bygger man upp särdeponeringen med fyra meters pallhöjd och celler med 20 m bredd växer deponin med 75 m per år under de första åren. Deponeringen av impregnerat trä måste ta hänsyn till brandriskerna och deponeringscellerna därmed avgränsas. Täckning av materialet hindrar nederbörd från att tränga ner genom materialet. Som underlag väljs ett alkaliskt material t ex från askupplaget. Detta bottenskikt väljs med en mäktighet som säker-

ställer att alla metaller i det impregnerade träet kan bindas. Det är en process som kommer att långsamt fortgå under mycket lång tid.



Figur 5
Areal för särdeponering av träavfall

11 SCENARIO C - E FÖRBRÄNNING

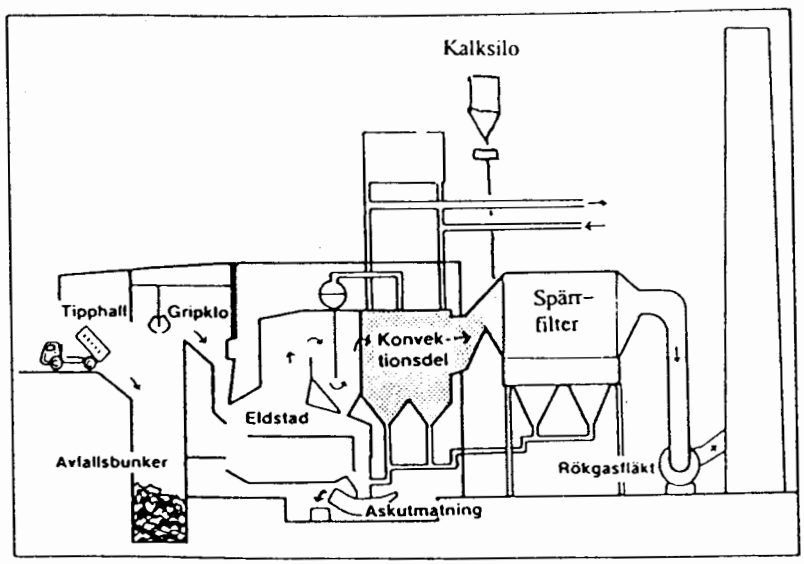
Direkt deponering på avfallsupplaget av träavfallet är utrymmeskrävande och dessutom nyttiggörs inte materialets värde som bränsle. Medelstad har ett utbyggt fjärrvärmenät som varje år fordrar tillförsel av minst 300 GWh bränsleenergi.

I likhet med 20-talet kommuner i Sverige har Medelstad sin baslastproduktion förlagd till ett avfallsvärmeverk och en fastbränsleanläggning. Dessa har vardera en kapacitet för produktion av 80 GWh värme vid drifttiden 6000 timmar per år.

11.1 Scenario C Avfallsvärmeverk

Avfallsvärmeverket matar bränslet i en tipphall med avfallsbunker. Källsorterat hushålls- och industriavfall behöver normalt ingen separat förbehandling för att kunna tillföras ugnen och eldas. Doseringen av bränslet från bunkern till ugnens uppmatningschakt sker med hjälp av gripskopa i en travers. Ugnen

är dimensionerad för 16 MW bränslefläkt och har rörliga roster. Förbränningsluften tillförs genom rosten som är uppdelad i fyra zoner. Bottenaskan (slaggen) som uppstår matas ner i ett vattenfyllt tråg och transporteras därifrån ut till container. Slutförbränningen av rökgaserna i ugnen justeras genom att sekundärluft tillförs genom ugnsväggarna. Värmen i rökgasen tas till vara i en avgaspanna där hetvatten produceras för fjärrvärmenätet. Rökgasen kyls i pannan ner till nivån 150°C. I rökgaskanalen mellan panna och textilt spärrfilter doseras släckt kalk till rökgasen. Mängden motsvarar ungefär 5 kg per ton avfall. I kalken binds klorväte så att rökgasen innehåller mindre än 100 mg/nm³ vid 10% CO_2. Flygaska från pannan, överskottskalk och reaktionsprodukter avskiljs i det textila spärrfiltret. Stofthalten i den renade rökgasen är 5 mg/nm³ torr gas vid 10% CO_2. Det avskilda stoftet från spärrfiltret matas ut till en sluten stoftsilo. Den principiella anläggningsutformningen framgår av figur 6.



Figur 6
Avfallsvärmeverket

Stoftet från silon har tidigare befuktats med vatten och därefter transporterats till avfallsanläggningen för deponering på askupplaget.

Då förbränningen av träavfall med impregnerat trä påbörjas införs ytterligare ett behandlingssteg för stoftet. Stoftet från silon töms satsvis till en blandare där vatten och specialcement doseras. Slurryn transporteras i pumpbart skick till askupplaget där den töms i invallade celler. Där reagerar cementbland-

ningen färdigt och bildar fasta betongblock i vilka tungmetallerna är stabilt bundna. Cementblandningen är utprovad för att ge en betong med mycket begränsad utlakning.

11.1.1 Driften

I nuläget eldas 30 000 ton per år hushålls- och industriavfall. Med den mängden bränsle erhålls 80 GWh värme från pannan. Energiproduktionen i pannan kan inte höjas men genom långt driven källsortering av hushållsavfallet och begränsning av mängden industriavfall kan utrymme ges för träavfallet. Den mängden utgör först endast 3000 ton/år men uppgår efter 11 till 13100 ton/år. Träavfallet som skall eldas måste sönderdelas innan det mottas i bunkern. Graden av sönderdelning styrs av att bitarna obehindrat skall kunna matas in genom avfallsschaktet i ugnen. Träbitarna får inte heller vara större än att de hinner brinna färdigt på rosten.

Bränslena blandas i bunkern så att en förhållandevis homogen bränsleblandning eldas i ugnen. Tabell 18 visar den sammansättning av avfall och det impregnerade träavfall som förbränningsberäkningen utgår från. Sammansättningen på avfallet förutsätts vara lika under hela perioden om 30 år. Metallhalterna i träavfallet minskar något under de kommande 20 åren.

Tabell 18

Sammansättning av bränslen

Bränsle		Avfall	Träavfall			
Effektivt värmevärde	MJ/kg	11.3	15			
Aska	%	15	10			
			År 1-5	6-10	11-15	16-20
Arsenik	g/ton	4	230	205	202	194
Krom	g/ton	50	160	140	142	144
Koppar	g/ton	80	210	171	160	155

Andelen träavfall i bränslet som eldas ökar kraftigt under 15 år.. Därefter minskar åter mängden träavfall. Bränslesammansättningen för att upprätthålla konstant energiproduktion framgår av tabell 19.

Tabell 19
Bränslesammansättning vid avfallsvärmeverket
Årsproduktion 80 GWh energi

År		0	1-5	6-10	11-15	16-20
Avfall	t/år	30000	26000	21600	12600	13100
Träavfall	t/år	0	3000	6300	13100	12700
Träavfallets energiandel	%	0	13	28	58	56
Tillförda metaller:						
arsenik	kg/år	120	790	1380	2700	2520
krom	kg/år	1500	1780	1960	2490	2490
koppar	kg/år	2400	2710	2810	3100	3020

Vid förbränningen fördelas bränslets aska mellan bottenaska och flygaska. Fördelningen beror dels av anläggningens konstruktion dels av driftsättet. I tabell 20 redovisas en förväntad fördelning av askor och metaller byggd på erfarenhetsdata från liknande anläggningar. Materialfördelningen gäller vid stofthalt 5 mg/nm^3 i rökgasen.

Mängden slagg som anges i tabell 20 avser torrsubstans. Vid utmatningen från anläggningen innehåller den normalt 25-50% fukt. Stoftmängden är angiven utan tillsats av cement. Totalmängden betong som deponeras kan ha den dubbla vikten.

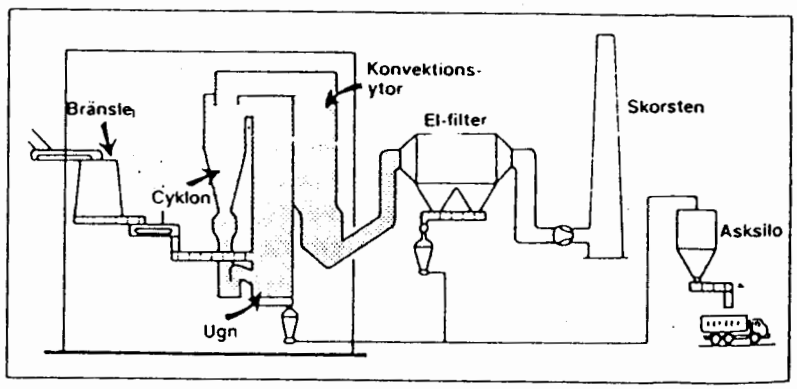
Tabell 20

Materialfördelning i avfallsvärmeverket

År		0	1-5	6-10	11-15	16-20
Slagg (ts)	t/år	4300	4000	3700	3000	3300
halt av						
arsenik	g/t	16	115	215	520	420
krom	g/t	275	345	415	640	590
koppar	g/t	480	575	650	870	790
mängd av						
arsenik	kg/år	70	455	800	1570	1370
krom	kg/år	1170	1380	1520	1940	1940
koppar	kg/år	2040	2290	2400	2640	2590
Stoft	t/år	500	470	430	360	380
halt av						
arsenik	g/t	100	690	1300	3100	2520
krom	g/t	660	830	1000	1540	1430
koppar	g/t	715	865	980	1310	1190
mängd av						
arsenik	kg/år	50	320	560	1100	960
krom	kg/år	330	385	430	550	550
koppar	kg/år	360	400	420	460	450
Stoftutsläpp	t/år	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
halt av						
arsenik	$\mu g/m^3$	8	35	70	160	130
krom	$\mu g/m^3$	15	20	20	35	30
koppar	$\mu g/m^3$	25	30	35	45	40
mängd av						
arsenik	kg/år	2	6	12	29	23
krom	kg/år	3	3	4	6	6
koppar	kg/år	5	5	6	8	7

11.2 Scenario D Fastbränsleanläggning

Vid fastbränsleanläggningen eldas biobränsle och träavfallet i en CFB-panna (cirkulerande fluidiserad bädd). Bränslehanteringen är anpassad för homogenare bränslen än avfall. Det betyder också att träavfallet måste krossas eller flisas omsorgsfullt för att störningsfritt kunna hanteras i bränslesystemet. Bränslet doseras in i en fluidiserande sandbädd. Det utgör endast en procent av den stora mängd bäddmaterial som med förbränningsluften lyfts upp genom ugnen. Huvuddelen av bäddmaterialet avskiljs i cykloner och återförs till ugnen. Bäddmaterialet ger en jämn temperaturnivå i ugnen. Den brukar vara kring 850°C. Anläggningen är dimensionerad för 16 MW bränsleeffekt. Rökgaserna som befrias från bäddmaterial i cyklonen går vidare till pannan där värmen återvinns som hetvatten. Rökgastemperaturen efter pannan är ungefär 150°C. Rökgaserna renas i ett elektrofilter som ger stofthalten 20 mg/nm³ torr gas vid 10% CO_2 i rengasen. Bottenaska från reaktorn och stoft från elektrofiltret uppsamlas i en asksilo. Då enbart biobränsle eldas befuktas askan före uttransport till askupplaget på avfallsanläggningen. Den principiella utformningen av fastbränsleanläggningen framgår av figur 7.



Figur 7
Fastbränsleanläggningen

Med impregnerat träavfall som bränsle kompletteras askhanteringen i anläggningen. Stoftet från asksilon töms satsvis till en blandare där vatten och specialcement doseras. Slurryn transporteras i pumpbart skick till askupplaget där det töms inom invallningar och får stelna till betongblock. Alla metaller från det impregnerade träavfallet är därmed ingjutna i betong med mycket begränsad lakbarhet.

11.2.1 Driften

Fastbränsleanläggningen utnyttjas till hela sin kapacitet och producerar 80 GWh energi årligen. Därvid förbrukas 32 000 ton biobränsle. Träavfallet som insamlas under de kommande åren minskar behovet av biobränsle till denna panna.

Träavfallet sönderdelas så att bränslet är anpassat till anläggningens transport- och lagringssystem. Biobränsle och träavfall blandas till ett homogent bränsle. Träavfallet har samma sammansättning som anges i tabell 16. Biobränslet beräknas ha ett effektivt värmevärde på 10.5 MJ/kg och 2% askhalt. Andelen träavfall ökar under de kommande 15 åren för att därefter åter minska. Bränslesammansättningen utan träavfall och blandningen för att upprätthålla konstant energiproduktion framgår av tabell 21.

Tabell 21

Bränslesammansättning vid fastbränsleanläggningen
Årsproduktion 80 GWh energi

År		0	1-5	6-10	11-15	16-20
Biobränsle	t/år	32000	28000	23300	13600	14100
Träavfall	t/år	0	3000	6300	13100	12700
Träavfallets energiandel	%	0	13	28	58	56
Tillförda metaller						
arsenik	kg/år	6	700	1300	2650	2470
krom	kg/år	65	540	930	1890	1860
koppar	kg/år	100	710	1150	2140	2010

Vid förbränningen erhålls alla metaller i ett askflöde som gjuts in i specialcement innan de läggs på askupplaget. Det är endast den lilla andel som sprids med stoftet i rökgasen som inte binds på ett kontrollerat sätt. Stofthalten i rökgasen är beräknad till 20 mg/mn³ torr gas vid 10% CO_2. I tabell 22 redovisas materialfördelning och halter som uppkommer vid förbränningen.

Tabell 22

Materialfördelning vid fastbränsleeldning

År		0	1-5	6-10	11-15	16-20
Askmängd	t/år	960	1180	1420	1930	1900
halt av						
arsenik	g/t	6	570	900	1360	1300
krom	g/t	66	440	640	980	970
koppar	g/t	100	590	800	1100	1050
Stoftutsläpp	t/år	4	4	4	4	4
halt av						
arsenik	$\mu g/m^3$	0.4	30	40	60	60
krom	$\mu g/m^3$	4	25	30	50	50
koppar	$\mu g/m^3$	9	50	70	90	80
mängd av						
arsenik	kg/år	0.06	5	8	11	10
krom	kg/år	1	5	6	9	9
koppar	kg/år	2	10	12	16	15

Mängden aska som anges i tabell 22 avser den torrsubstans som hanteras i anläggningen och inkluderar ett tillskott av bäddmaterial på 50 kg/h. Cementblandningen som förs till upplaget har ungefär den dubbla vikten.

11.3 Scenario E Separat förbränning av träavfall

Mängden träavfall som uppstår under de kommande åren i Medelstad ökar från 3000 ton/år till 13100 ton/år. Det är därför inte möjligt att bygga en pannenhet med lämplig storlek. Däremot kan det impregnerade träavfallet eldas separat under en del av året i fastbränsleanläggningen. Det medför att askan från anläggningen kommer att uppvisa högre metallhalter än vad som blir fallet vid blandbränsleeldningen.

Eldas 6000 ton träavfall med den sammansättning som beräknats för åren 6-10 i CFB-anläggningen erhålls asksammansättning och uppstår utsläpp som redovisas i tabell 23. Genom att elda med reducerad last kan stofthalten efter

elektrofiltret begränsas till 5 mg/nm³ torr gas vid 10% CO_2. Beräkningen av metallfördelningen utgår från denna last.

Tabell 23
Enbart träavfall som bränsle i CFB-anläggningen
Energiproduktion 21 GWh

Träavfall	ton	6000
Tillförda metaller		
arsenik	kg	1230
krom	kg	840
koppar	kg	1030
Askmängd	ton	620
halt av		
arsenik	g/t	2060
krom	g/t	1400
koppar	g/t	1680
Stoftutsläpp	ton	0.24
halt av		
arsenik	µg/m³	170
krom	µg/m³	30
koppar	µg/m³	60
mängd		
arsenik	kg	8
krom	kg	2
koppar	kg	3

Askan som hanteras i anläggningen innehåller höga metallhalter. Genomsnittshalten i den totala askmängden är 2060 ppm (g/t) arsenik medan finfraktionen som inte avskiljs i elektrofiltret kan förväntas hålla 2% arsenik.

Askan som omhändertas gjuts in i betong där metallerna är väl bundna. Metallhalterna i askan är därför i huvudsak en arbetsmiljörisk internt i anläggningen.

12 SLUTSATSER

Användningen av impregnerat trä har ökat kraftigt i Sverige sedan 50-talet. Detta har ännu inte lett till mätbart ökad belastning i avfallshanteringen. Det impregnerade träet gör fortfarande tjänst för sitt ursprungliga ändamål.

För sliprar och stolpar med kreosotimpregnering finns en återbruksmarknad då de inte längre används för sitt ursprungliga ändamål. Uppstår ett överskott som inte avsätts på den marknaden ger flisning av stolpar och sliprar ett bra bränsle. Kreosotflis kan användas både i fastbränsleeldade värmeverk och industrins fastbränslepannor.

I modellkommunen Medelstad med 85000 invånare har under de senaste 40 åren impregnerat trä som innehåller 92 ton arsenik och vardera 60 ton krom och koppar tagits i bruk. Vid rivning och ersättning av de byggnader och anläggningar som innehåller metallerna från 30 årsperioden efter 1960 kommer i storleksordningen 60-70% att återfinnas i det rivningsvirke och avfall som hanteras.

Väljer man att deponera virket utan källsortering och tillsammans med industriavfall på Medelstads avfallsanläggning kan detta ske utan framtida olägenheter. Metallerna kommer att förbli bundna i massorna på upplaget och lakvattensammansättningen kommer inte att påverkas.

Genomför man en stringent källsortering av rivningsvirke i Medelstad blir det möjligt att avgränsa mängden träavfall som innehåller metallerna. Rivning av 60-talets byggnader kommer att leda till 3000 ton impregnerat träavfall per år. Längre fram ökar den till 13100 ton/år. För hela 30 års perioden beräknas mängden till 284 000 ton. En särdeponering av det källsorterade träavfallet ger inga påtagliga fördelar på avfallsupplaget. Att koncentrera stora mängder träavfall till separata deponeringsceller innebär en brandfara som består över många decennier.

Förbränning av de källsorterade träavfallet gör det möjligt att reducera volymen väsentligt samt att nyttiggöra energin.

Enklast torde vara att samelda träavfallet med andra avfallsbränslen i ett modernt avfallsvärmeverk. Den mängd krom och koppar som tillförs påverkar

endast marginellt bränsleblandningen. Däremot medför träavfallet en förhöjd arsenikhalt med upp till 20 gånger. Det innebär också att arsenikhalten i rökgasen ökar men den är trots detta på acceptabelt låg nivå. Metoden att tillverka en speciell betong av stoftet från förbränningen innebär att 40% av metallerna i träavfallet deponeras på askupplaget i en mycket stabiliserad form. Risken för utlakning i framtiden är mycket liten. Den stora slaggmängd som härrör från avfallet gör det mindre gynnsamt att gjuta in också slaggen i betong.

Sameldning av träavfall med biobränsle i moderna fastbränslepannor gör det möjligt att enkelt gjuta in hela askmängden med specialcement. Därmed kan 99% av metallmängden i träavfallet bindas på ett säkert sätt.

Vill man begränsa totalmängden aska som behöver behandlas men fortfarande stabilisera 99% av metallerna skall träavfallet eldas separat i fastbränsleanläggningen. Förbränningen sker då kampanjvis så långa perioder som träavfallet medger. Kampanjvis förbränning har också en säkerhetsmässig fördel. Man kan företa förbränningen då inga ingrepp i anläggningen sker som gör att personalen behöver exponeras för stoftet. Metallhalterna i stoftet vid förbränning av träavfallet är avsevärt högre än vid förbränning av biobränsle.

Referenser

1. Kemikalieinspektionens föreskrifter om träskyddsbehandlat virke (KIFS 1990:10)

2. Jermer J, Nilsson K, 1984
Träimpregneringsindustrin i Sverige. Impregneringsstatistik 1983. (STI Meddelande nr 149)

3. Impregneringsstatistik 1984, 1985, ...1991
Träskydd. Aktuellt från Träskyddsinstitutet (Årsvis publicerad redovisning)

4. Kent Nilsson, 1991
Användning av träskyddsmedel i Sverige till produktion av impregnerat trä för inhemska förbrukning 1900-1990 (STI Internrapport 1991-10-10).

5. Bergholm J, 1985
Utlakning av koppar, krom och arsenik från impregnerat spån deponerat i mark (STI Meddelande 154)

6. Bergholm J, Dryler K, 1989
Studier av fixering i jord samt rörligheten av arsenik, koppar och krom i CCA-förorenade jorden (STI Meddelande 161)

FÖRBRUKNING AV IMPREGNERAT TRÄ I SVERIGE (m^3)

	SLIPRAR		STOLPAR		SÅGAT		
	KREOSOT	SALT	KREOSOT	SALT	KREOSOT	SALT	OLJA
1950	25600	47100	31100	62700	3300	29600	0
1951	69500	6100	34200	35400	3300	25300	0
1952	113800	0	57800	45900	3500	26900	0
1953	256000	0	88100	49900	16400	25000	0
1954	164900	3200	88800	38900	15200	27600	0
1955	156900	11200	61900	44500	6600	40900	0
1956	209500	9600	69600	17900	14000	28500	0
1957	248800	7000	75600	35000	6500	44200	0
1958	210200	5000	69000	32700	43300	31500	0
1959	133400	5400	77600	41600	8200	44500	0
1960	98500	6700	62600	38000	10000	50400	0
1961	100300	3400	72000	35600	11600	62800	0
1962	129500	3800	64800	45900	9700	59100	0
1963	167700	2300	58700	45500	9200	66500	85
1964	138900	3200	54600	51800	7200	77700	0
1965	80200	2600	44400	49200	6200	90800	3300
1966	46100	3400	30300	38400	5400	108800	5017
1967	56200	2700	33500	32800	5700	131400	7900
1968	35700	2000	35600	30500	4800	158000	10414
1969	28700	3600	33000	25300	4000	189200	10600
1970	21500	1200	34600	28500	3400	188300	9650
1971	26000	2500	27000	30700	2800	227600	9250
1972	27200	2200	30000	35600	3500	343100	9460
1973	31000	2000	44100	42200	2700	362700	8500
1974	32300	2600	40700	43100	1800	321400	6900
1975	47600	3500	36200	42500	1500	303500	10250
1976	52500	2500	39100	42700	1000	283600	8625
1977	35000	1600	45800	45300	1000	259300	9200
1978	37200	1800	48300	45500	1600	266700	4700
1979	28500	900	37500	46300	2000	286500	10400
1980	37500	1200	22800	40300	2400	271280	27350
1981	28200	1100	29700	33300	2200	208100	40050
1982	42500	2000	39700	33900	1400	230600	23518
1983	37300	2000	37900	27200	2000	232500	20900
1984	48100	1700	24700	27000	1600	224600	32700
1985	32900	1000	25100	21300	1500	207400	31200
1986	34500	1700	25800	17300	1300	215500	30800
1987	12700	1100	32700	23900	800	246500	30300
1988	19400	1200	26200	21800	1900	262100	31100
1989	27600	1400	26000	15100	700	283100	34400
1990	36500	1300	15300	8300	600	295600	37400
1991	24300	3100	22800	6600	500	282800	29100

FÖRBRUKNING AV SÅGADE TRÄVAROR I SVERIGE

År	IMPREGNERAT MED			TOTALT	ANDEL		ANDEL	
	OLJA	SALT	SUMMA	SÅGAT	IMPREGNERAT		SALTIMPREGNERAT	
	m3	m3	m3	m3	%	%	%	%
1950	0	29565	29565	3354000	0,9		0,9	
1951	0	25290	25290	3127000	0,8		0,8	
1952	0	26900	26900	3194000	0,8		0,8	
1953	0	25020	25020	2799000	0,9		0,9	
1954	0	27595	27595	3999000	0,7	0,8	0,7	0,8
1955	0	40904	40904	3500000	1,2		1,2	
1956	0	28475	28475	2944000	1,0		1,0	
1957	0	44156	44156	2654000	1,7		1,7	
1958	0	31542	31542	3984000	0,8		0,8	
1959	0	44503	44503	2096000	2,1	1,3	2,1	1,3
1960	0	50385	50385	3144000	1,6		1,6	
1961	0	62760	62760	3669000	1,7		1,7	
1962	0	59147	59147	3731000	1,6		1,6	
1963	85	66510	66595	3703000	1,8		1,8	
1964	0	77723	77723	3768000	2,1	1,8	2,1	1,8
1965	3300	90794	94094	4832000	1,9		1,9	
1966	5017	108787	113804	4782000	2,4		2,3	
1967	7900	131380	139280	4442000	3,1		3,0	
1968	10414	157995	168409	4184000	4,0		3,8	
1969	10600	189171	199771	4438000	4,5	3,2	4,3	3,0
1970	9650	188276	197926	5258000	3,8		3,6	
1971	9250	227589	236839	5067000	4,7		4,5	
1972	9460	343093	352553	4176000	8,4		8,2	
1973	8500	362652	371152	4419000	8,4		8,2	
1974	6900	321397	328297	6619000	5,0	6,0	4,9	5,9
1975	10250	303511	313761	5347000	5,9		5,7	
1976	8625	283559	292184	4392000	6,7		6,5	
1977	9200	259300	268500	4555000	5,9		5,7	
1978	4700	266700	271400	4103000	6,6		6,5	
1979	10400	286500	296900	4245000	7,0	6,4	6,7	6,2
1980	27350	271280	298630	5101000	5,9		5,3	
1981	40050	208086	248136	4519000	5,5		4,6	
1982	23518	230582	254100	3171000	8,0		7,3	
1983	20900	232500	253400	3479000	7,3		6,7	
1984	32700	224600	257300	4114000	6,3	6,6	5,5	5,9
1985	31200	207400	238600	3412000	7,0		6,1	
1986	30800	215500	246300	3744000	6,6		5,8	
1987	30300	246500	276800	3542000	7,8		7,0	
1988	31100	262100	293200	4220000	6,9		6,2	
1989	34400	283100	317500	4235000	7,5	7,2	6,7	6,3
1990	37400	295600	333000	5285000	6,3		5,6	
1991	29100	282800	311900	4306000	7,2		6,6	

ANM: MÄNGD KREOSOTIMP FRAMGÅR AV BILAGA 1

Publikationer från Svenska Träskyddsinstitutet

Meddelanden*

1. Holmgren, H. o. Rennerfelt, E., 1952. — Jämförande laboratorieundersökningar av några träimpregneringsmedel.

2. Rennerfelt, E., 1952. — Revidering av Träskyddskommitténs provytor för fält- och rötkammarförsök sommaren 1952, omfattande försöken 1A, 1B, 2A, 3A, 4A och 4B.

3. Rennerfelt, E., 1952. — Översikt över pågående försök på Träskyddskommitténs provytor.

4. Holmgren, H., 1952. — Om impregneringens beroende av furuvirkets förbehandling med hänsyn till barkningsmetoder och vattenläggning.

5. Rennerfelt, E., 1953. — Redogörelse för fältförsöken nr 5 och 6.

6. Holmgren, H., 1953. — Orsaker till smetighet på oljeimpregnerat virke och möjligheter att förminska densamma.

7. Rennerfelt, E., 1953. — Angrepp av rötsvampar i jord från de olika provytorna.

8. Edén, J., 1953. — Redogörelse.

9. Edén, J., 1953. — Särtryck ur Era. Stolpskydd med diffusions- och osmosmetoden: Svenska erfarenheter och planerade försök.

10. Danielsson, E., 1953. — Anteckningar från en studieresa till Tyskland, som i första hand avsåg studium av metoder för s.k. efterimpregnering av sliprar.

11. Rennerfelt, E., 1953. — Revidering av Träskyddskommitténs provytor för fältförsök sommaren 1953, omfattande försöken 1A, 2A, 3A, 4A, 4B.

12. Edén, J., 1953. — Rapport från en resa i Tyskland i sept. 1953 för deltagande i en kongress angående träskydd och från besök hos firman Allgemeine Holzimprägnierung, Dr Wolman G.m.b.H.

13. Nilsson, G. o. Holmgren, H., 1954. — Fältförsök för undersökning av korrosion på metallföremål i kontakt med impregnerat virke.

14. Rennerfelt, E., 1953. — Redogörelse för fältförsöken nr 7A, 7B och 11A.

15. Edén, J., 1954. — Träskydd I och II. Något om dess betydelse ur allmän och enskild ekonomisk synpunkt.

16. Träskyddskommittén 1954. — (Se även nr 23). Virkesimpregnering. Allmänna villkor och förutsättningar, anvisningar för erhållande av en god kvalitet på virke impregnerat under tryck antingen med kreosotolja enligt Rüpings sparmetod eller med saltlösningar — även kreosotolja — vid s.k. fullimpregnering.

17. Rennerfelt, E., 1954. — Revidering av Träskyddskommitténs provytor för fältförsök sommaren 1954, omfattande försöken 1A, 1B, 2A, 4A, 4B.

18. Edén, J. o. Holmgren, H., 1954. — Betr. smetighet hos kreosotimpregnerat virke.

19. Holmgren, H., 1954. — Metoder för impregnering av virke.

20. Rennerfelt, E., 1955. — Revidering av Träskyddskommitténs fältförsök sommaren 1955, omfattande försöken 1A, 1B, 2A, 3A och 4B.

21. Holmgren, H., 1955. — Fältförsök för undersökning av korrosion på metallföremål i kontakt med impregnerat virke.

22. v. Schoenberg, W. o. Holmgren, H., 1955. — Försök med kreosotimpregnering av furustolpar.

23. Träskyddskommittén, 1955. — Allmänna villkor och förutsättningar för tryckimpregnering av virke.

24. Rennerfelt, E., 1955. — Fältförsök med Bolidensalterna S och S 25, försök 8A och 8B.

25. Rennerfelt, E., 1956. — Undersökningar över uppträdandet av lagringsskador i stolpar mellan avverkning och impregnering.

26. Rennerfelt, E., 1956. — Uppgifter över kvantiteter impregnerat virke.

27. Rennerfelt, E., 1956. — Revidering av kommunikationsverkens fältförsök med olika impregneringsmedel.

28. Rennerfelt, E., 1956. — Iakttagelser över mögelröta.

29. Rennerfelt, E., 1956. — Redogörelse för fältförsöken med Bolidensalterna K 33, S och S 25 samt försök med dubbelimpregnering och Höganäsolja.

30. Rennerfelt, E., 1957. — Undersökning av hämningsgränserna hos några olika träimpregneringsmedel.

31. Rennerfelt, E., 1957. — Rötningsförsök med vedprov uttagna ur virke impregnerat i praktisk drift.

32. Rennerfelt, E., 1957. — Revidering av stavförsök med salterna S 25, KP och Celcure och med kreosot.

33. Rennerfelt, E., 1957. — Redogörelse för försök med oimpregnerat virke från olika delar av landet, fältförsök nr 11A.

34. Rennerfelt, E., 1957. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1955.

35. Rennerfelt, E., 1957. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

36. Rennerfelt, E., 1957. — Revidering av stavförsök med salterna S 25, KP, Celcure och kreosotolja.

37. Holmgren, H. o. Roots, E., 1958. — Fältförsök för undersökning av korrosion på metallföremål i kontakt med impregnerat virke.

38. Holmgren, H. o. v. Schoenberg, W., 1958. — Några försök rörande eftersvettning och smetighet hos kreosotimpregnerade furustolpar.

39. Rennerfelt, E., 1958. — Revidering av fältförsöken med Bolidensalterna S och S 25 samt försöken med dubbelimpregnering och Höganäsolja.

40. Rennerfelt, E., 1958. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1956.

41. Rennerfelt, E., 1958. — Revidering av stavförsök med S 25, K 33, KP, Celcure och kreosotolja.

42. Holmgren, H., 1958. — Böjningsförsök med trästolpar.

43. Rennerfelt, E., 1958. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1957.

44. Holmgren, H. o. Rennerfelt, E., 1958. — Fältförsök med virke som doppats i eller bestrukits med träkonserveringsmedel.

45. Rennerfelt, E., 1958. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

46. Rennerfelt, E., 1958. — Revidering av stavförsök med S 25, K 33, KP, Celcure och kreosotolja.

47. Holmgren, H., 1959. — Försök med högfrekvensuppvärmning av furustolpar.

48. Borup, L., Holmgren, H. o. Rennerfelt, E., 1959. — Översikt över Träskyddskommitténs verksamhet 1941—1959.

49. Rennerfelt, E., 1959. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

* T.o.m. 1973 utgavs meddelandena i Träskyddskommitténs regi.

50. Rennerfelt, E., 1959. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1958.

51. Rennerfelt, E., 1959. — Revidering av stavförsök med Bolidensalterna S, S 25, K 33, KP, Celcure och kreosotolja.

52. Rennerfelt, E., 1959. — Fältförsök med bestrykningsmedel.

53. Rennerfelt, E., 1960. — Revidering av försök nr 12 B: S 25 — impregnerade stolpar med och utan tak.

54. Rennerfelt, E., 1960. — Revidering av stav- och stolpförsök i växthuset.

55. Rennerfelt, E., 1960. — Rapporter från internationella möten och kongresser.

56. Rennerfelt, E., 1960. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1959.

57. Borup, I., Lekander, B. o. Rennerfelt, E., 1960. — Skador på obarkade slipersämnen under lagringstiden i skogen.

58. Rennerfelt, E., 1960. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

59. Rennerfelt, E., 1960. — Revidering av stavförsök med Bolidensalterna S, S 25 och K 33, KP, Celcure och kreosotolja.

60. Rennerfelt, E., 1960. — Försök med impregnering av gran och furu enligt OPM-metoden (försök 14A och B).

61. Rennerfelt, E., 1960. — Fältförsök med bestrykningsmedel (försök 13A och C).

62. Rennerfelt, E., 1961. — Fältförsök med bestrykningsmedel (försök 13A, B och C), rapport nr 4.

63. Rennerfelt, E., 1961. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

64. Rennerfelt, E., 1962. — Revidering av stavförsök med Bolidensalterna S, S 25 och K 33, med KP, Celcure och kreosot, med Wolmanit UA Reform 67.

65. Rennerfelt, E., 1962. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1960.

66. Rennerfelt, E., 1962. — Fältförsök med bestrykningsmedel (försök 13A, B och C), rapport nr 5.

67. Holmgren, H. o. Hedqvist, T., 1963. — Revidering av fältförsök med olika impregneringsmedel.

68. Hedqvist, T., 1963. — Revidering av stavförsök med Bolidensalterna S, S 25 och K 33 med KP, Celcure och kreosot, med Wolmanit UA Reform 67.

69. Hedqvist, T. o. Möller, B., 1963. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1961.

70. Hedqvist, T. o. Möller, B., 1963. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1963 års revision. Field experiments with different preservatives applied by pressure. Revised in 1963.

71. Möller, B., 1964. — Fältförsök med bestrykningsmedel. 1963 års revision. Field Tests with Brush Treatment Preservatives. Revised in 1963.

72. Möller, B., 1964. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1962. English Summary.

73. Rennerfelt, E. †, 1964. — En jämförelse mellan svenska fältförsök och laboratorieexperiment med några träkonserveringsmedel. A Comparison between Swedish Field Tests and Laboratory Experiments with Some Wood Preservatives. English Summary.

74. Möller, B., 1964. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1963 års revision, nr II. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No II. Revised in 1963.

75. Rennerfelt, E. †, 1964. — Provning av träskyddsmedel mot svampar. Testing of Wood Preservatives against Fungi.

76. Johansson, M., 1964. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1963. English Summary.

77. Johansson, M., 1965. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1964 års revision, nr I. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No I. Revised in 1964.

78. Johansson, M., 1965. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1964 års revision, nr II. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No II. Revised in 1964.

79. Johansson, M., 1965. — Fältförsök med bestrykningsmedel. 1964 års revision. Field Tests with Brush Treatment Preservatives. Revised in 1964.

80. Johansson, M., 1965. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1964. English Summary.

81. Holmgren, H. o. Fjelkegård, G., 1965. — Rötundersökningar i Televerkets stolplinjer. English Summary.

82. Johansson, M., 1965. — Träskyddskommitténs fält- och rötkammarförsök med olika träimpregneringsmedel. Redogörelse nr V. The Wood Preservation Committee's Field and Rot-Chamber Experiments with Wood Preservatives. Report No V.

83. Nordiska forskarmötet i Stockholm 1965. Protokoll.

84. Nordiska träskyddsmötet i Stockholm 1965. Protokoll.

85. Johansson, M., 1966. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1965 års revision, nr I. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No I. Revised in 1965.

86. Johansson, M., 1966. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1965 års revision, nr II. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No II. Revised in 1965.

87. Johansson, M., 1966. — Fältförsök med bestrykningsmedel. 1965 års revision. Field Tests with Brush Treatment Preservatives. Revised in 1965.

88. Johansson, M., 1966. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1965. English Summary.

89. Johansson, M., 1967. — Internationellt fältförsök med impregnerade furustavar. 1966 års revision. International Field Test with Treated Pine Stakes. Revised in 1966.

90. Johansson, M., 1967. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1966 års revision, nr I. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No I. Revised in 1966.

91. Johansson, M., 1967. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1966 års revision, nr II. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No II. Revised in 1966.

92. Johansson, M., 1967. — Fältförsök med bestrykningsmedel. 1966 års revision. Field Tests with Brush Treatment Preservatives. Revised in 1966.

93. Johansson, M., 1967. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1966. English Summary.

94. Henningsson, B., 1967. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1967 års revision, nr I. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No I. Revised in 1967.

95. Henningsson, B., 1968. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1967 års revision, nr II. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No II. Revised in 1967.

96. Henningsson, B., 1968. — Internationellt fältförsök med impregnerade furustavar. 1967 års revision. International Field Test with Treated Pine Stakes. Revised in 1967.

97. Henningsson, B., 1968. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1967. English Summary.

98. Henningsson, B., 1969. — Internationellt fältförsök med impregnerade furustavar. 1968 års revision. International Field Test with Treated Pine Stakes. Revised in 1968.

99. Henningsson, B., 1969. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1968. Quantities of timber assortments treated with pressure in 1968.

100. Henningsson, B., 1969. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1968 års revision, nr I. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure, No I. Revised in 1968.

101. Lundström, H., 1970. — Epixyler på impregnerade trästolpar i Bogesund. Epixlys on treated wooden posts at Bogesund.

102. Henningsson, B., 1970. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1969. Quantities of pressure treated wood 1969.

103. Henningsson, B., 1970. — Fältförsök med virke som genom doppning eller bestrykning behandlats med träkonserveringsmedel. Field tests with wood treated by steeping or brushing.

104. Henningsson, B., 1971. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1970. Quantities of pressure treated wood 1970.

105. Henningsson, B., 1972. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1971. Quantities of pressure treated wood 1971.

106. Henningsson, B., 1973. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke år 1972. Quantities of pressure treated wood 1972.

107. Bergman, Ö., 1974. — Faktorer som påverkar barrvedens impregnerbarhet. En litteraturstudie. Factors affecting the permeability of softwood. A literature study. Särtryck från Rapport Nr R 89, 1973, från Inst. för virkeslära, Stockholm.

108. Henningsson, B., Bergman, Ö., 1974. — Internationellt fältförsök med impregnerade furustavar. 1972 års revision. International Field Test with Treated Pine Stakes. Revised in 1972.

109. Jermer, J., 1974. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke 1973. Quantities of Pressure Treated Wood 1973.

110. Bergman, Ö., Henningsson, B., 1974. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1972 års revision. Field Experiments with Different Preservatives Applied by Pressure. Revised in 1972.

111. Nylinder-Norman, E., Henningsson, B., Hellström, O., Gunnarsson, L., 1974. — Provning av impregnerat virke i havet. Marine Wood Borer Tests on the West Coast of Sweden.

112. Henningsson, B., 1975. — Användning av impregnerat virke i de nordiska länderna. The Use of Impregnated Timber in the Nordic Countries.

113. Dahlgren, S-E., 1975. — Fixering av Cu-Cr-As baserade träimpregneringsmedel. Fixation of Cu-Cr-As based Wood Preservatives.

114. Bergman, Ö. o. Henningsson, B., 1975. — Efterbehandling av stolpar med kreosotemulsionspasta enligt bandagemetoden. Mätning av inträngningen. Groundline Treatment of Poles with a Creosote Emulsion Paste according to the Bandage Method. Measurement of Penetration.

115. Jermer, J., 1975. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke 1974. Quantities of Pressure Treated Wood 1974.

116. Dahlgren, S-E., 1975. — Effect of Pre-steaming on the CCA Treatment of Spruce and Redwood Grown in Southern Sweden. Inverkan av ångning på CCA-impregnering av gran och furu från södra Sverige.

117. Henningsson, B., Nilsson, T., Hoffmeyer, P., Friis-Hansen, H., Schmidt, L., Jacobsson, S., 1975. — Soft rot i saltimpregnerade ledningsstolpar från åren 1940—1954.

117 E. Henningsson, B., Nilsson, T., Hoffmeyer, P., Friis-Hansen, H., Schmidt, L., Jacobsson, S., 1976. — Soft Rot in Utility Poles Salt-treated in the Years 1940—1954.

118. Norman, E., Henningsson, B., 1975. — Description of a Trial with Wood Preservatives against Marine Wood Boring Organisms. Försök med olika impregneringsmedel som skydd mot angrepp i virke av skeppsmask och borrkräfta.

119. Bergman, Ö., Henningsson, B., Persson, E., 1975. — Vattenlagring — en metod att minska utsvettning hos kreosotimpregnerade stolpar. Water-storage — A method to Reduce Bleeding of Creosote Treated Poles.

120. Hickin, N. E., 1976. — Termites-their Natural History and their Control. Termiter-biologi och bekämpning.

121. Boutelje, J., Jonsson, Ulla, 1976. — Effekterna av vattenlagring av timmer. I. Inverkan på impregnering av sågat virke. Effects of Water-storage of Logs. I. Effect on the Impregnation of Sawn Goods.

122. Jermer, J., 1976. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke 1975. Quantities of Pressure Treated Wood 1975.

123. Ivansson, B-O., 1976. — Tryckimpregnering i samband med fingerskarvning av virke. Pressure impregnation of timber in conjunction with finger jointing.

124. 1976. — The Performance of Treated Wood and Untreated Durable Species. Report of Working Party S5.03.05 Biodeterioration. XVI IUFRO World-Congress, Oslo 1976.

125. Boutelje, J., Johansson, Solveig, Jonsson, Ulla, 1977. — Effekterna av vattenlagring av timmer. II Inverkan på stolpimpregnering. Effects of Water-storage of Logs. II Effects on the Impregnation of Poles.

126. Bergman, Ö., 1977. — Faktorer som påverkar lövvedens impregnerbarhet. En litteraturstudie. Factors affecting the permeability of hardwoods. A literature study.

127. Boutelje, J., Henningsson, B., Lundström, H., 1977. — Effekterna av vattenlagring av timmer. III. Inverkan på impregneringens effektivitet mot röta. Effects of Water-storage of Logs. III. Effect upon the Effectiveness of Preservative Treatment against Decay.

128. Omér, S., 1977. — Uppgifter över impregnerade kvantiteter virke 1976. Quantities of Pressure Treated Wood 1976.

129. Johansson, Solveig, 1977. — Fuktupptagning i impregnerat trä. The Absorption of Water into Preservative-Treated Wood.

130. Blümer, H., Henningsson, B., Jermer, J., 1978. — Spånskivor av CCA-impregnerat trä. Mekaniska och biologiska provningar. Particle Boards of CCA-Treated Wood. Mechanical and Biological Tests.

131. Berglund, F., Wallin, T., 1978. — Korrosion av spik och skruv i impregnerat virke. Corrosion of Nails and Screws in Preservative-Treated Wood.

132. Bergman, Ö., Martinsson, S., 1979. — Försök med vattenlagring och bevattning av stolpar för att undvika utsvettning av kreosotolja. Experiments with water-storage and water-spraying of poles to avoid bleeding of creosote.

133. Henningsson, B., Bergman, Ö., 1979. — Internationellt fältförsök med impregnerade furustavar. 1976 års revision. International field test with treated pine stakes. Revised 1976.

134. Bergman, Ö., Henningsson, B., 1979. — Fältförsök med olika tryckimpregneringsmedel. 1976 års revision. Field tests with different preservatives applied by pressure. Revised 1976.

135. Bechgaard, C., Borup, L., Henningsson, B., Jermer, J., 1979. — Försök med efterimpregnering av kreosotimpregnerade järnvägssliprar genom selektiv behandling med borsyra.

135 E. Bechgaard, C., Borup, L., Henningsson, B., Jermer, J., 1979. — Remedial treatment of creosoted railway sleepers of redwood by selective application of boric acid.
Publicerad även som IRG Document No 3134, 1980.

136. 1979. — Screening techniques for potential wood preservative chemicals. Proceedings of a special seminar held in association with the 10th annual meeting of the IRG, Peebles 1978.

137. Jermer, J., Omér, S., 1980. — Utveckling av kraftledningsstolpar av impregnerat limträ i Sverige 1975—1980. Development of glulam transmission structures of preserved wood in Sweden 1975—1980.

138. Mansikkamäki, P., Vihavainen, Tuija, 1980. — Termiter och termitskydd av träkonstruktioner.

139. Jermer, J., Nilsson, K., 1981. — Träimpregneringsindustrin i Sverige. Produktion m m 1980. The wood preserving industry in Sweden. Facts and figures 1980.

140. Qvarnström, K., 1982. — Undersökningar rörande fytotoxiska effekter av träskyddsmedel. Investigations on phytotoxic effects of wood preservatives.

141. Henningsson, B., Käärik, Aino, 1982. — Kartläggning av rötsvampar i träfönster. Survey of decay fungi in window joinery.

142. Bergman, Ö., Mazur, F., 1982. — Fältförsök med träskyddsmedel. 1980 års revision. Field tests with wood preservatives. Revised in 1980.

143. Edlund, Marie-Louise, Hintze, W., Jermer, J., Ohlsson, S., 1982. — Undersökningar av tennorganiska träskyddsmedel. Investigations of organotin based wood preservatives.

144. Henningsson, B., Jermer, J., 1982. — Undersökningar av korrosion på metallföremål i kontakt med impregnerat virke utomhus. Studies on corrosion of metallic objects in contact with preservative-treated wood in the open.

145. Jermer, J., Severin, J-E., 1982. — Försök med bevattning av stolpar för att minska utsvettningen av kreosotolja. Investigations on sprinkling of poles as a method to reduce bleeding of creosote.

146. Bergman, G., Solyom, P., Mideus, H., 1983. — Förorening av mark och grundvatten vid träimpregneringsverk. Contamination of soil and groundwater at wood preserving plants.

147. Henningsson, B., 1984. — Olika träskyddsmedels effekt mot mögel- och blånadssvampar på inbyggt virke. The effect of different wood preservatives against growth of moulds and staining fungi on timber in buildings.

148. Henriksson, S.T., 1984. — Träskyddsforskning vid Bolidenbolaget.

149. Jermer, J., Nilsson, K., 1984. — Träimpregneringsindustrin i Sverige. Impregneringsstatistik 1983. The wood preserving industry in Sweden. Statistics 1983.

150. Pizzi, A., Conradie, W.E., Cockcroft, R., 1984. — Wood Preservation in Southern Africa.

151. Bergman, G., 1985. — Geologi- och miljöriskklassificering av impregneringsverk i Sverige. En enkätundersökning.

152. Antonsson, Ann-Beth, Lundberg, B., 1985. — Arbetsmiljöundersökningar i träimpregneringsindustrin. Investigations of health hazards in the wood preserving industry.

153. Edlund, Marie-Louise, Henningsson, B., 1985. — Undersökning av virke behandlat med träskyddsmedel. Skyddseffekt och arbetsmiljörisker efter olika torkningsförfaranden. Investigation of wood treated with water-borne preservatives and anti-sapstain chemicals. Efficacy and health hazards after various methods of drying.

154. Bergholm, J., 1985. — Utlakning av koppar, krom och arsenik från impregnerat spån deponerat i mark. Leaching of copper, chromium and arsenic from preserved wooden chips deposited in the soil.

155. Bystedt, T., 1986. — Kostnadskalkylering vid tryckimpregnering.

156. Bergman, Ö., Mazur, F., 1986. — Fältförsök med träskyddsmedel. 1984 års revision. Field tests with wood preservatives. Revised in 1984.

157. Bergman, Ö., 1986. — Impregneringsprocesser som minskar torkningsinsatsen före eller efter impregneringen. En litteraturstudie. Preservation processes which reduce the amount of drying needed before or after treatment. A literature survey.

158. Billgren, Gunnilla och Edlund, Marie-Louise, 1986. — Beständighet hos impregnerade träfönster. En jämförande undersökning.

159. 1987. — Förbättra stolpkvaliteten — minska lagringsskadorna! Seminarium i Stockholm den 27 november 1986. Improve the quality of poles — reduce pretreatment decay! Proceedings from a seminar held in Stockholm, November 27, 1986.

160. 1988. — Torkning av impregnerat trä. Arbeten och aktiviteter initierade av Svenska Träskyddsinstitutet 1977—1987. Drying of preservative-treated wood. Work and activities initiated by the Swedish Wood Preservation Institute 1977—1987.

161. Bergholm, J., Dryler, K., 1989. — Studier av fixeringen av arsenik i jord samt rörligheten av arsenik, koppar och krom i CCA-förorenade jordar. Studies on the fixation of arsenic in soil and on the mobility of arsenic, copper and chromium in CCA-contaminated soil.

162. Seman, P-O., Svedberg, R., 1990. — Sanering av kreosotkontaminerad mark. En kunskapssammanställning.

163. Bergman, Ö., 1991. — Urlakning från tryckimpregnerat virke. En litteraturstudie. Leaching from pressure-treated wood. A literature survey.

164. Bergman, Ö., Mazur, F., 1991. — Fältförsök med träskyddsmedel. 1988 års revision. Field tests with wood preservatives. Revised in 1988.

165. Jorhem, L., Nilsson, K., 1991. — Lagring av potatis i impregnerade trälådor. Storage of potatoes in impregnated wooden bins.

166. Bergholm, J., 1992. — Läckage av arsenik, koppar och krom från impregnerat träspån deponerat i mark. Ett elvaårigt fältförsök. Leakage of arsenic, copper and chromium from preserved wooden chips deposited in soil. An eleven year old field experiment.

167. Tronstad, S., Edlund, Marie-Louise, 1993. — Torkning av stolpar. Litteraturstudier, torkförsök samt ekonomisk kalkyl för torkning av stolpar före impregnering. Drying of poles. Literature survey, experiments and economical calculations concerning drying of poles before impregnation.

168. Nilsson, K., 1993. — Träskyddsbehandlingar. Jämförande provningar av ett urval traditionella och moderna medel. Wood protection treatments. Comparative tests of a selection of traditional and modern treatments.

169. Bergman, Ö., Mazur, F., 1994. — Fältförsök med träskyddsmedel. 1992 års revision. Field tests with wood preservatives. Revised in 1992.

170. 1994 — Träskyddsinstitutets miljöprojekt 1990-1994.

Informationer

1979:1. Jermer, J., Lekander, B. — Virkesförstörande insekter inomhus 1. Husbock.

1979:2. Jermer, J., Lekander, B. — Virkesförstörande insekter inomhus 2. Vedstekel, trägnagare, blåhjon, splintbagge, hästmyra, praktbagge.

1982:1. Jermer, J., Johannesson, C. M. — Röta — orsaker, förebyggande åtgärder, sanering.
Denna skrift är även utgiven på norska med titeln »Råteskader i bygninger — årsaker, forebyggende tilltak, utbedring». Norsk Treteknisk Institutt, Teknisk småskrift 30, 1982.

1984:1. Trivsam utemiljö med impregnerat trä.

1985:1. Vakuumimpregnerat trä.

Övriga publikationer

Levy, C. R. — Wood Preservation for Tropical Housing.
Träskyddsdag 1976-05-25, Svenska Träskyddsinstitutet och Svenska Sågverks- och Trävaruexportföreningen.

Omér, S. — Träimpregnering.
STU Information 85, 1978.

Jermer, J., Söderlind, J. — Träskydd.
AB Svensk Byggtjänst, 1979.

Omér, S. — Råd och anvisningar för intern driftkontroll vid impregneringsanläggningar (Riktad till ansvarig driftledare).
Svenska Träskyddsinstitutet, 1979.

Omér, S. — Anvisningar för intern driftkontroll vid impregneringsanläggningar (Riktad till impregneringspersonal).
Svenska Träskyddsinstitutet, 1979.

Jermer, J., Kuusamo, M. — Nordiska Träskyddsrådet 10 år 1969—1979.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 10, 1979.

Cockcroft, R. — Wood preservation organisations — International cooperation in wood preservation research.
Träskyddsseminarium 1980-09-02, Svenska Träskyddsinstitutet.
Int Journal of Wood Pres, Vol 1, No 4, 1981.

Butcher, J. A. — Wood preservation in New Zealand.
Träskyddsseminarium 1980-10-29, Svenska Träskyddsinstitutet.

Rötskadebesiktning av stolpar.
Träskyddsseminarium 1981-05-06, Svenska Träskyddsinstitutet.

Omér, S. — Anvisningar för intern driftskontroll vid impregnering med oljelösliga impregneringsmedel godkända för klass B.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1981.

Jermer, J. — Impregnerat trä i Norden.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 11, 1981.
Denna skrift finns även publicerad på engelska (Preservative-treated wood from the Nordic countries), franska (Bois traités des Pays Nordique), tyska (Imprägniertes Holz aus dem Norden) och finska (Kyllästetty puutavara pohjoismainen laatuluokitus ja käyttö).

Den synliga kvalitén och den osynliga.
Informationsblad om impregnerade trädgårdsmöbler.
Svenska Träskyddsinstitutet 1982.

Omér, S., Samuelsson, I. — Fukt och mögel. Rutin för fältbesiktning.
Statens Institut för Byggnadsforskning, Meddelande M82:7, 1982.

Jermer, J. m. fl. — Träimpregneringsindustri och träskyddsforskning i Sverige. Bakgrund, nuläge och utvecklingsmöjligheter.
Ingenjörsvetenskapsakademien, Rapport 223, 1982.

Jermer, J. m.fl. — Träskyddshandbok.
Svensk Byggtjänst, 1984.

Nilsson, K., Kronberg, Ulla-Britt. — Förteckning över Sveriges träimpregneringsverk.
Utkommer årligen.

Torkning av impregnerat trä.
Temadag 1985-04-16, Svenska Träskyddsinstitutet och Svenska Träimpregneringsföreningen.

Svenska Träskyddsinstitutet 10 år, 1974—1984.
Internationellt seminarium, 1984-04-03.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1984.

Edlund, Marie-Louise, Johansson, I. — Inträngning av TBTO-medel i furusplint. En jämförande studie av Hicksons spårämnesreagens och tennreagenset katekolviolett. Penetration of TBTO in treated redwood sapwood. A comparative study of spot tests for a Hickson tracer and for tin with catechol violet.
Statens Provningsanstalt, Arbetsrapport SP-BTt 1986:01, 1986.

Jermer, J. — Swedish approval schemes for wood preservatives.
EHC Document No. 220, 1985.

Vakuumimpregnerade fönster.
Träskyddskonferens 1987-03-19.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1987.

Kreosotolja. Möjligheter och problem.
Träskyddsseminarium 1987-10-22.
Svenska Träskyddsinstitutet, Svenska Kraftverksföreningen och Statens Vattenfallsverk.

Edlund, Marie-Louise, Jermer, J. m.fl. — Undersökning och utvärdering av impregnerade limträkonstruktioner. Investigation and evaluation of preservative-treated glulaminated constructions.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 18, 1988.

Jermer, J. (red.) — Information regarding health and safety in wood preservation in Europe.
EHC Document No. 236/1.

Jermer, J. m.fl. — Puunsuojaus (finsk översättning och bearbetning av den Svenska »Träskyddshandbok»).
Rakennuskirja, 1988.

Edlund, Marie-Louise, Paajanen, Leena. — Vakuumimpregnering — erfarenheter av impregnerade fönster i praktiken och i fältförsök.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 19, 1989.

Bergman, Ö., Jermer, J. — NWPC Field Test with Wood Preservatives. Results from the Trials Started in 1971, 1973, 1975 and 1977.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 21, 1989.

Sammanställning av remissvar till utredningen »Minskade risker med träskyddsmedel».
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990.

Holmer, S. — Tryckimpregnerat trä.
SIFO AB, Dok 40775, 1990.

Drake, E. — Effekter av miljörestriktioner på tryckimpregnerat virke.
Utredning utförd av Interforest AB.

Bergman, Ö., Jermer, J. — NWPC Field Test with Wood Preservatives. Results from the Trial Started in 1968.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 22, 1990.

Peterson, T., Edlund, Marie-Louise m.fl. — Trästolpar för kraft- och teleledningar. Rapport från konferens i Fort Collins, Colorado, USA, oktober 1989.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990.

Sammanställning av remissvar till förslag till Kemikalieinspektionens föreskrifter om träskyddsbehandlat virke.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990.

Bergh, J. — Trästolpar — en litteraturstudie.
Examensarbete utfört vid Sveriges Lantbruksuniversitet.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1990.

Nilsson, K., Pettersson, Maj-Lis. — Växtskador orsakade av träskyddsmedel.
Sveriges Lantbruksuniversitet, Faktablad om växtskydd 17T, 1990.

Nilsson, K., Johansson, I. — Handledning i intern driftkontroll. Impregnering med oljelösliga träskyddsmedel godkända för träskyddsklass B enligt SS 05 61 10.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1991.

Dokumentation från konferens »Miljöpåverkan vid träimpregnering» 1990-09-11.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1991.

Dokumentation från konferens »Träskydd-miljö-energi» 1991-10-17.
Svenska Träskyddsinstitutet och Svenska Kommunförbundet, 1991.

Nilsson, K. — Svensk Träimpregneringsindustri 1991; faktabroschyr. Även i upplaga på engelska: Swedens Wood Preservation Industry 1991.
Svenska Träskyddsinstitutet 1992.

Edlund, Marie-Louise. — Information om reimpregnering av ledningsstolpar. Utgiven av EBR, 1992.

Bergman, Ö., Jermer, J. — NWPC Field Test with Wood Preservatives. Results from Trials 1968 to 1981.
Nordiska Träskyddsrådet, Information nr 30, 1993.

Bergqvist, Gerd, Holmroos, Sirpa — Analys av kreosotstolpar i Simlångsdalen efter 40 års exponering i fält.
Vattenfall Utveckling, rapport M205-252.92, 1994.

Träskyddsinstitutets miljöprojekt. Utredningar rörande avfall från träskyddsmedel och impregnerat trä.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1994.

Edlund, Marie-Louise — Fuktupptagning i stavar av impregnerat och oimpregnerat trä. En fältstudie. Moisture content in treated and untreated wooden stakes. A field study.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1994.

Utskottet för trästolpar.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1994.

Nilsson, K. — Träimpregneringsindustrin i Sverige produktionsåret 1993.
Svenska Träskyddsinstitutet, 1994.

Information om impregnerat trä

1. Vad är impregnerat trä?
2. Använd rätt impregnerat trä på rätt ställe!
3. Kvalitetskontroll av impregnerat trä.
4. Träskyddsmedel för impregnering av trä.
5. Tekniska egenskaper hos impregnerat trä.
6. Impregnerat trä i hus och trädgård.
7. Viktig information om impregnerat trä.
8. Tio tips om impregnerat trä.

Uppsatser

U1. Jermer, J. — Painekyllästetyn puun käyttö ja tulevaisuus Ruotsissa (Impregnerat virke — utveckling och användning i Sverige).
Lahontorjunta 3, 1975.

U2. Jermer, J. — Termiter — ett hot på nya exportmarknader.
Skog & Trä 1, 1976.

U3. Jermer, J., Kumlin, S. — Ny svensk standard för impregnerat trä.
Byggnadstidningen 5, 1977.
Träindustrin 2, 1977.

U4. Jermer, J. — Det nya byggnadsmaterialet — impregnerat trä.
Väg- och Vattenbyggaren 4, 1977.

U5. Jermer, J. — Impregnera det egna virket.
Lantbrukspraktika 1978.

U6. Jermer, J. — Skeppsmask, hussvamp och husbock — allvarliga skadegörare på träkonstruktioner.
Väg- och Vattenbyggaren 6—7, 1978.

U7. Jermer, J. — Tillverkningskontroll av impregnerat trä.
Standard 6/7, 1979.

U8. Omér, S. — Erfarenheter av limträstolpar i Sverige 1974—1979.
Nordiska Träskyddsmötet, 1979.

U9. Jermer, J. — Nordiska Träskyddsmötet — 200 deltagare utbytte forskningserfarenheter.
Träindustrin 12, 1979.

U10. Henningsson, B., Jermer, J. — Impregneringskontroll ökar träfönstrens konkurrenskraft.
Träindustrin 3, 1980.

U11. Jermer, J. — Träimpregnering — mål och metoder.
Kemisk Tidskrift 7, 1980.

U12. Jermer, J., Leightley, L. — The inspection and protection of poles in service.
BWPA News Sheet no 167, 1982.

U13. Jermer, J. — Försurningen och arsenikimpregnering.
Sågverken 6, 1982.

U14. Jermer, J. — Den industriella virkesimpregneringen i Sverige idag. Krav — normer — kontroll.
Trä & Teknik 82.

U15. Omér, S. — Impregnering av fönster.
Trä & Teknik 82.

U16. Jermer, J. — Träimpregneringsindustrin — fritt fram för FoU.
Svensk Papperstidning nr 6, 1983.

U17. Jermer, J. — Bifluoridbaserade träskyddsmedel. Föredrag vid kurs i användning av bekämpningsmedel klass 1 SO, fluorider, 1983.

U18. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise, Henningsson, B., Hintze, W., Ohlsson, S. — Chemical and biological investigations of double-vacuum treated windows after 5 years in service.
IRG Document No 3219, 1983.

U19. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise, Hintze, W., Ohlsson, S. — Studies of the distribution and degradation of tributyltin naphthenate in double-vacuum treated wood.
IRG Document No 3230, 1983.

U20. Jermer, J., Lindquist, C. — Impregnerat trä — idealiskt material för bullerskärmar.
Byggnadskonst 3, 1983.

U21. Jermer, J. — Träskyddsinstitutets forskning om impregnerade träfönster.
Byggnadstidningen 14, 1983.

U22. Ohlsson, S., Hintze, W. — HPTLC Analysis of Organotin Compounds in Preservative Solutions and Preservative-treated Wood.
Journal of High Resolution Chromatography & Chromatography Communications Vol 6, 1983, 89—94.

U23. Hintze, W., Ohlsson, S. — Analysis of organotin fungicides in wood preservative solutions and double-vacuum treated wood.
IRG Document No 3250, 1983.

U24. Jermer, J. — Träimpregneringsindustrin i Sverige.
Program och sammanfattningar av föredrag och seminarier, Arbetsmedicinska kontaktdagar i Umeå 10 och 11 oktober 1983.

U25. Jermer, J. — Nordiska Träskyddsdagar 1983.
Svensk Trävaru- och pappersmassetidning 11, 1983.

U26. Jermer, J. — Standard and classification of preservative-treated wood in Sweden.
Conference paper, »Timber constructions for farm buildings», May 23—25 1984. Swedish University of Agricultural Sciences.

U27. Edlund, Marie-Louise. — Hur kan råvarans beständighet förbättras?
STFI-meddelande serie D nr 210, 1984.

U28. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise, Henningsson, B., Hintze, W. — Studies on accelerated ageing procedures with TBTO-treated wood.
IRG Document No 2244, 1985.

U29. Edlund, Marie-Louise, Jermer, J., Henningsson, B., Hintze, W. — Chemical and biological investigations of double-vacuum treated windows after 7 1/2 years in service.
IRG Document No 3339, 1985.

U30. Edlund, Marie-Louise, Jermer, J., Henningsson, B., Hintze, W. — Kemiska och biologiska undersökningar av vakuumimpregnerade fönster efter 7 1/2 års användning.
Nordisk Træbeskyttelsesmøde, 1985.

U31. Jermer, J. — Internationell konferens om nya impregneringsrön.
Träindustrin 9, 1985.

U32. Jermer, J. — Träimpregnering i Brasilien.
Träindustrin 9, 1985.

U33. Jermer, J. — Miljö- och arbetarskydd i träimpregneringsindustrin.
Nordisk Træbeskyttelsesmøde, 1985.

U34. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise. — Impregnerat trä — möjligheternas material.
Vi i villa 3, 1986.
Vi Fritidshusägare 1, 1987.

U35. Henningsson, B., Friis-Hansen, H., Käärik, Aino, Edlund, Marie-Louise. — Remedial groundline treatment of CCA poles in service. Results of chemical and microbiological analyses 6 months after treatment.
IRG Document No 3388, 1986.

U36. Jermer, J. — Även impregnerat virke måste vara torrt.
Väg- och Vattenbyggaren 10, 1986.

U37. Lundström, H., Edlund, Marie-Louise. — Pretreatment decay in poles of Pinus sylvestris.
IRG Document No 1329, 1987.

U38. Edlund, Marie-Louise, Henningsson, B. — Chemical and biological studies of organotin treated and painted wood stakes after outdoor exposure.
IRG Document No 3419, 1987.

U39. Jermer, J., Bergman, Ö., Nilsson, T. — Fungus cellar and stake tests with tall oil derivatives.
Progress report after 5 years' testing.
IRG Document No 3442, 1987.

U40. Jermer, J., Lundberg, B. — Kiln drying of CCA-treated wood — Some safety and environmental considerations.
IRG Document No 3443, 1987.

U41. Jermer, J., Bergman, Ö. — Glulaminated poles — Progress report after 7 years' testing.
IRG Document No 3444, 1987.

U42. Edlund, Marie-Louise. — Artificial drying of impregnated wood.
IRG Document No 3448, 1987.

U43. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise, Nilsson, K. — Torkning av impregnerat trä i virkestork — Redovisning av aktuella FoU-projekt i Sverige.
Nordiska Träskyddsdagar, 1987.

U44. Jermer, J. — Samordning av godkännanderegler för träskyddsmedel i Västeuropa — rapport från samarbetet inom The European Homologation Committee — EHC.
Nordiska Träskyddsdagar, 1987.

U45. Edlund, Marie-Louise. — Utveckling av metod för accelererat åldrande av träskyddsmedel för klass B.
Nordiska Träskyddsdagar, 1987.

U46. Jermer, J. — Detta ska träspecialisten veta om impregnerat trä!
Bygg- och Trävaruhandeln 9, 1987.

U47. Jermer, J. — Träförstörande svamp och insekter.
Byggnadskultur 3, 1987.

U48. Jermer, J. — Byggare och fastighetsägare. Ställ krav på impregnerat trä!
Fastighetsjournalen 3—4, 1987.

U49. Edlund, Marie-Louise, Henningsson, B., Jensen, B., Sundman, C-E. — Accelerated ageing of preservatives in treated wood.
IRG Document No 3476, 1988.

U50. Jermer, J. — Evaluation and approval of wood preservatives. Unification of European requirements.
IRG Document No 2310, 1988.

U51. Henningsson, B., Jermer, J. — Evaluation and approval of wood preservatives in the Nordic countries.
IRG Document No 2311, 1988.

U52. Henningsson, B., Friis-Hansen, H., Käärik, Aino, Edlund, Marie-Louise. — Remedial groundline treatment of CCA poles in service. A progress report after 28 months' testing.
IRG Document No 3481, 1988.

U53. Jermer, J. — Små framsteg för gemensamma europeiska träskyddsprinciper.
Träindustrin 1, 1988.

U54. Edlund, Marie-Louise. — Flera gemensamma provningsnormer fastställda.
Träindustrin 2, 1988.

U55. Nilsson, K., Edlund, Marie-Louise. — Torkning av impregnerat trä.
Sågverken 7, 1988.

U56. Jermer, J. — Europe approaching common approvals on wood preservation.
CIGR Section II Seminar 1988, Proceedings.

U57. Jermer, J. — Harmonisering på träskyddsområdet i Europa.
Teknik & Standard 4, 1988.

U58. Edlund, Marie-Louise, Sundman, C-E. — Moisture condition in treated wood exposed outdoors. A progress report.
IRG Document No 3533, 1989.

U59. Henningsson, B., Friis-Hansen, H., Käärik, Aino, Edlund, Marie-Louise. — Remedial groundline treatment of CCA-poles in service. A final report after 60 months' testing.
IRG Document No 3534, 1989.

U60. Johansson, I., Edlund, Marie-Louise. — Tilting and vacuum treatment — two methods to obtain a non-dripping freshly treated timber.
IRG Document No 3535, 1989.

U61. Nilsson, K., Bjurman, J. — Estimation of mycelial biomass by determination of the ergosterol content of wood decayed by *Coniophora puteana* and *Fomes fomentarius*.
IRG Document No 1415, 1989.

U62. Evans, F., G., Jermer, J. — Europa-standarden — hvordan vil den innvirke på Nordens impregnering?
Nordiska Träskyddsdagar 1989.

U63. Edlund, Marie-Louise. — Torkning av stolpvirke i överhettad ånga.
Nordiska Träskyddsdagar 1989.

U64. Edlund, Marie-Louise. — The effect of remedial treatment of poles.
International Conference on Wood Poles and Piles, Fort Collins, 25—27 Oct 1989, Proceedings.

U65. Edlund, Marie-Louise. — Stolpar och miljö.
ELEF's temadagar om luftledningar 1990.

U66. Jermer, J., Edlund, Marie-Louise. — Will political initiatives stop the use of preservative-treated wood in Sweden?
IRG Document No 3578, 1990.

U67. Edlund, Marie-Louise. — Impregnerad splintved bättre än kärnved.
Husbyggaren 1, 1990.

U68. Nilsson, K. — Träskyddsindustrins struktur i förändring.
Nordisk Träteknik 13, 1990.
Träindustrin 10, 1990.

U69. Jermer, J. — Production of preservative-treated wood in some countries.
IRG Document No 3598, 1990.

U70. Edlund, Marie-Louise. — Impregnerat trä och miljön.
Träinformation 9, 1990.

U71. Edlund, Marie-Louise. — Trä i fuktig miljö — Användning av impregnerat trä.
Träinformation 9, 1990.

U72. Edlund, Marie-Louise. — Gran i Fönster.
Temadag »Granimpregnering», Träteknikcentrum 1990-05-03.

U73. Jermer, J. — Europeiska standarder och svenska miljömyndigheter — hur påverkar de framtiden för impregnerad gran?
Temadag »Granimpregnering», Träteknikcentrum 1990-05-03.

U74. Edlund, Marie-Louise. — Träskyddsinstitutets satsning på miljöprojekt. Impregnerat trä från miljösynpunkt. Träindustrin 6, 1991.

U75. Nilsson, K. — Stark hemmamarknad för impregnerat trä 1990. Träindustrin 6, 1991.

U76. Edlund, Marie-Louise. — Att fixera impregneringsmedel i impregnerat trä. Träindustrin 10, 1991.

U77. Edlund, Marie-Louise. — Träskydd — miljö.
Konferens »Träskydd-miljö-energi», Sv Kommunförbundet & Sv Träskyddsinstitutet 1991-10-17.

U78. Jermer, J. — Impregnerat trä och miljön — några sammanfattande synpunkter.
Konferens »Träskydd-miljö-energi», Sv Kommunförbundet & Sv Träskyddsinstitutet 1991-10-17.

U79. Edlund, Marie-Louise. — Restriktioner i användningen av impregnerat trä.
Träinformationer nr 162, 1992.

U80. Edlund, Marie-Louise, Bergman, G. — Impregnerat trä — framtida avfallsprodukt.
Teknik & Standard 2, 1992.

U81. Nilsson, K. Impregnerat trä och de nya föreskrifterna.
AMA-nytt 1, 1992.

U82. Jermer, J., Bergman, Ö. — Glued laminated poles. Progress report after 12 years testing.
IRG Document No 3685-92, 1992.

U83. Edlund, Marie-Louise. — Moisture condition in treated wood outdoors — A progress report after five years.
IRG Document No 3720-92, 1992.

U84. Erlandsson, M., Ödeen, K., Edlund, Marie-Louise. — Environmental consequences of various materials in utility poles — A life cycle analysis.
IRG Document No 3726-92, 1992.

U85. Edlund, Marie-Louise. — Användning av impregnerat trä.
Gotlands Byggtidning 1993.

U86. Jermer, J. — Europeisk standardisering på träskyddsområdet. Informationsdagar «Export av trävaror och träkomponenter till Tyskland», Statens Provningsanstalt 1993-03-02—03.

U87. Jermer, J., Bergman, Ö., Nilsson, T. — Fungus cellar and field tests with tall oil derivatives. Final report after 11 years testing.
IRG Document No 93-30007, 1993.

U88. Evans, F. G., Edlund, Marie-Louise. — Leaching from field test stakes. Results from two different methods of analysis.
IRG Document No 93-50013, 1993.

U89. Karlehagen, S., Andersen, A., Ohlsson, C-G — Cancer incidence among creosote-exposed workers.
Scand J Work Environ Health 1992; 18:26-9.

U90. Jermer, J. — Europeisk standard för impregnerat trä.
Nordiska Träskyddsdagar 1993.

U91. Nilsson, K. — Myt och verklighet om traditionella bestrykningsmedels skyddseffekt.
Nordiska Träskyddsdagar 1993.

U92. Edlund, Marie-Louise — Nya impregneringsmedel.
Nordiska Träskyddsdagar 1993.

U93. Jermer, J. — Europeisk standard för impregnerat trä underlättar svensk export.
Träindustrin 11, 1993.

U94. Nilsson, K. — Moderna träskyddsbehandlingar ger oftast bättre skydd än traditionella.
Träindustrin 11, 1993.

U95. Jermer, J., Henningsson, B. — Protocols for assessment and approval of wood preservativs in the Nordic countries.
IRG Document No 94-20046, 1994.

U96. Evans, F.G., Nossen, B., Edlund, Marie-Louise — Leaching from field test stakes II. The distribution in and leaching from different parts of test stakes.
IRG Document No 94-50026, 1994.

U97. Bergqvist, Gerd, Holmroos, Sirpa. — Analysis of creosote posts after 40 years' of exposure.
IRG Document No 94-50035, 1994.

U98. Nilsson, K. — Träimpregnering: Exportframgångar men fortfarande går det trögt på hemmamarknaden.
Träindustrin 10, 1994.

U99. Jermer, J. — Kemiskt träskydd - vilken framtid har det? Skador på skog och virke - Skogskonferensen 1993. Skogsfakta konferens nr 18.
Sveriges Lantbruksuniversitet, 1994.

Adress: SVENSKA TRÄSKYDDSINSTITUTET
BOX 5673
S-114 86 STOCKHOLM
Sweden