



Kemisk exponering och
hälsorisker vid hantering
av elavfall

Kunskapsöversikt

Rapport 2012:17

Kunskapsöversikt

Kemisk exponering och hälsorisker vid hantering av elavfall

Anneli Julander, fil dr

Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet

Per Gustavsson, professor

Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet

Kristina Jakobsson, docent och överläkare

Arbets- och Miljömedicin, Lunds universitet

ISSN 1650-3171

Rapport 2012:17

Förord

Arbetsmiljöverket har fått i uppdrag av regeringen att informera och sprida kunskap om områden av betydelse för arbetsmiljön. Under kommande år publiceras därför ett flertal kunskapsöversikter där välrenommerade forskare sammanfattat kunskapsläget inom ett antal teman. Manuskripten granskas av externa bedömare och behandlas vid respektive lärosäte. Den vetenskapliga granskningen av denna rapport har utförts av Håkan Westberg, verksamhetschef och adjungerad professor vid Arbets- och miljömedicinska kliniken på Universitetssjukhuset i Örebro. Den slutliga utformningen ansvarar dock författarna själva för.

Rapporterna finns kostnadsfritt tillgängliga på Arbetsmiljöverkets webbplats. Där finns även material från seminarieserien som Arbetsmiljöverket arrangerar i samband med rapporternas publicering.

Projektledare för kunskapsöversikterna vid Arbetsmiljöverket har varit Ulrika Thomsson Myrvang. Vi vill även tacka övriga kollegor vid Arbetsmiljöverket som varit behjälpliga i arbetet med rapporterna.

De åsikter som uttrycks i denna rapport är författarnas egna och speglar inte nödvändigtvis Arbetsmiljöverkets uppfattning.

Magnus Falk, fil. dr.

Innehåll

Inledning	4
1. Sammanfattning	5
2. Summary in English	7
3. Ordförklaringar	9
4. Bakgrund	10
5. Lagstiftning	12
6. Hur svensk återvinning organiseras	14
7. Beskrivning av hanteringen	15
8. Antal sysselsatta i branschen, anmälda arbetsskador och arbetsolycksfall	20
9. Kunskapsläge	21
9.1 BFR.....	21
Hälsoeffekter, med tonvikt på dos-effekt	23
Känsliga grupper	24
Kunskapsluckor	24
9.2 Metaller	24
9.2.1 Bly	24
9.2.2 Kvicksilver	26
9.2.3 Kadmium	28
9.2.4 Krom	30
9.2.5 Kobolt	31
9.2.6 Nickel	33
9.2.7 Andra metaller.....	34
9.3 Damm	35
10. Framtida utveckling	38
11. Utrednings- och forskningsbehov	39
12. Slutsatser och förslag till åtgärder	41
13. Referenser	42
14. Tabeller	46

Inledning

Återvinningen av elektriska och elektroniska produkter har vuxit globalt de senaste 10–15 åren och är nu en mycket stor industri. Det är mer lönsamt att återvinna värdefulla metaller som guld, koppar och aluminium ur befintliga produkter än att bryta dem som malm. I Sverige har återvinningen ökat med 50 procent sedan 2004. Insamling av lysrör och lågenergilampor ligger ganska konstant runt 2 000 ton per år.

Det är angeläget att göra en sammanställning av samtliga data som finns tillgängliga för att få en helhetsbild av vilka risker som finns inom denna typ av bransch. Enligt uppgifter från El-kretsen (näringslivets servicebolag för insamling och återvinning av elektroniska produkter) har de ca 30 anslutna demonteringsföretag som utför arbetet och dessa behandlar ungefär 90 procent av allt material. Företag som återvinner elavfall och inte är anslutna till El-kretsen finns, men antalet är inte känt. Inga uppgifter finns samlade om hur många anställda som arbetar inom branschen.

Exponeringssituationen är komplex och innefattar flera olika toxiska metaller, bromerade flamskyddsmedel samt en fysiskt tung, bullrande och dammig arbetsmiljö.

Kunskapsöversikten redovisar följande områden:

- Beskrivning av elavfallsbranschen och hur den fungerar idag i Sverige.
- Kunskapsläget avseende kemisk exponering och hälsorisker.
- Förväntad utveckling och framtida risker inom branschen
- Utrednings- och forskningsbehov.

1. Sammanfattning

Globalt genereras ca 20-50 miljoner ton elavfall varje år. Avfallet beräknas öka med 3-5 procent per år, främst därför att flertalet elektriska och elektroniska produkter har en väldigt kort livslängd i den industrialiserade delen av världen, i genomsnitt ca 1-2 år. Elavfall utgör en påtaglig miljöfara om inte avfallet hanteras korrekt eftersom det innehåller en rad skadliga ämnen som till exempel bromerade flamskyddsmedel, bly, kvicksilver och kadmium. Inom EU har man därför infört ett direktiv (RoHS) som reglerar vilka ämnen som inte får ingå i elektriska och elektroniska produkter. Direktivet började gälla 2003, men det kommer att ta lång tid innan samtliga produkter som tillverkades innan 2003 har hanterats som elavfall. Inom EU finns ytterligare ett direktiv (WEEE) som reglerar hur elavfall ska omhändertas. Elavfall kan också vara en mycket värdefull resurs, eftersom det är miljövänligare och billigare att återvinna till exempel metaller från kretskort än att bryta dem ur malm.

I Sverige började man systematiskt samla in elavfall 2001. Branschen har ökat kraftigt, från insamlade mängder på 4 kg per person och år till 16 kg per person och år i dagsläget. Det har under tiden också byggts upp ett system av samlingscentraler i hela landet. Hos särskilda förbehandlare förbereds elavfallet för materialåtervinning genom manuell demontering och avlägsnande av miljöfarliga och värdefulla komponenter.

Förbehandling innefattar demontering, sortering och eventuell storleksreducering genom krossning. Därefter vidarebehandlas de olika fraktionerna för förädling eller destruering genom förbränning alternativt deponering. Vid vissa anläggningar sker endast förbehandling, medan andra också återvinner metaller genom smältning.

Demonteringen är en manuell process, med syfte att plocka isär produkterna utan att skada de olika komponenterna, och sedan identifiera och avlägsna dem. Plast och metall separeras. Till det miljöfarliga avfallet hör t.ex. kretskort, batterier, skärmar, kvicksilverhaltig utrustning, plasthöljen (framför allt bromerad plast), tonerkassetter och PCB-innehållande kondensatorer. Komponenter som innehåller ett högt metallvärde (koppar, guld, platina, palladium) tas undan för materialförsäljning. Bildrör från tjocka TV- och datorskärmar kan antingen krossas hos förbehandlaren, vilket tidigare var vanligast, eller skickas för destruktion på annan ort. Platta skärmar av LCD-typ, vars tunna lysrör innehåller kvicksilver, är svåra att demontera utan att de går sönder. I dag tar många förbehandlare endast bort skärmen från stativet och skickar den vidare till en automatiserad återvinning där kvicksilvret tas om hand i slutna system.

Trots att branschen har funnits i Sverige i över ett decennium saknas det uppgifter om hur många som arbetar med insamling, transport och förbehandling av elavfall. Uppskattningsvis rör det sig om ca 5 000-6 000 personer. De flesta, ca 4 000 personer, arbetar på kommunala återvinningscentraler där man också samlar in elektronik. Omkring 1 000 personer beräknas arbeta med förbehandling, och ca 200-400 personer med transport av elavfall. De vetenskapliga studier av arbetsmiljön som har genomförts har fokuserat på förbehandling av elavfall. Inga studier finns som gäller personal som arbetar på samlingsplatser eller med transport av elavfall.

Denna kunskapssammanfattning bygger på det fåtal vetenskapliga studier som har kunnat identifieras genom litteratursökning, samt mät rapporter och intervjuer med olika aktörer inom branschen. Stationära och personburna luftmätningar och biologisk monitorering har

visat att anställda vid förbehandlings- och återvinningsanläggningar kan exponeras för sådana halter av bly, kadmium och kvicksilver att periodiska medicinska kontroller är motiverade. Olämplig hantering av lysrör har lett till kvicksilverhalter i luften som överstiger det hygieniska gränsvärdet och till att anställdas blod- och urinhalter nått sådana nivåer att de inte längre får sysselsättas med de arbetsuppgifter de hittills haft. Upptag av polybromerade difenyletrar sker. Exponering för krom, kobolt och nickel kan medföra risk för hudbesvär. Dessutom är dammhalterna generellt höga i denna typ av arbetsmiljö med uppmätta halter kring eller över halva gränsvärdet.

Det saknas studier av hälsoeffekter inom branschen. Erfarenheter från patientutredningar vid arbets- och miljömedicinska kliniker och anekdotiska rapporter från branschen gäller främst irriterande besvär i ögon, andningsvägar och hud. Det kan därför finnas behov av väl genomförda gruppundersökningar för att studera förekomst av sådana besvär. Utifrån de väl kända reproduktionstoxiska effekterna vid tungmetalexponering kan fertila och gravida kvinnor utgöra en grupp, som är särskilt känslig för yrkesmässig exponering. Med tanke på att exponeringen för kadmium redan i den svenska allmänbefolkningen är sådan att det finns en mycket liten marginal till de nivåer där effekter på benbildning iakttas, kan yrkesmässig kadmiumexponering utgöra ett särskilt problem.

Avslutningsvis, om svensk arbetsmiljölagsstiftning gällande riskbedömning och medicinska kontroller vid exponering för bly och kadmium följs, kommer exponeringsförhållanden för dessa ämnen att klarläggas. Det är också väl motiverat att göra luftprovtagning för att kontrollera efterlevnaden av olika hygieniska gränsvärden vid arbetsmoment där det redan nu är uppenbart att risk för exponering finns.

2. Summary in English

Worldwide approximately 20-50 million tonnes of electric and electronic waste (EEE-waste) is generated every year. The waste load is estimated to increase annually by 3-5 per cent, mainly because most electrical and electronic products have a very short turnover in the industrialised world, 1-2 years on average. EEE-waste contains a multitude of harmful substances, e.g. brominated flame retardants, lead, mercury and cadmium, and may thus be an environmental issue if the waste is not properly handled. The EU has therefore adopted a directive (RoHS) that regulates which substances cannot be used in electrical and electronic products. The Directive came into force in 2003, but it will still take a long time before all products manufactured prior to 2003 are phased out. The EU also has a directive which governs the disposal of EEE-waste (WEEE). EEE-waste can also be a very valuable resource, because it is more energy efficient, results in a lower carbon footprint and helps preserve resources like copper, gold, platinum, and palladium.

In Sweden large-scale collection of EEE-waste started in 2001. The recycling industry has grown significantly, based on initially 4 kg waste per person and year to 16 kg per person and year at present. A country-wide system of primary EEE-waste collection centres has been established, as well as recycling facilities for manual dismantling and removal of components.

The hazardous components include circuit boards, batteries, monitors, mercury-containing equipment, plastics with flame-retardants, toner cartridges and PCB-containing capacitors. The recycling stage includes manual disassembling, sorting, and size reduction by crushing. Cathode ray tubes, CRT, from TVs and computer visual display units, VDUs, are either crushed at the recycling facility, or sent for disposal elsewhere. LCD screens, with thin mercury-containing fluorescent lamps, are especially difficult to remove without breaking. Today, many recyclers only remove the screen from the frame and send the screen for mercury recovery in closed systems. Thereafter, the various fractions are processed further, or are disposed of by incineration or landfill.

There is no official information about the number of workers in Sweden involved in the collection, transport and recycling of EEE-waste. The largest part of this workforce, approximately 4 000 workers, is found at municipal collection centres. Around 1 000 persons work at the recycling plants, and approximately 200 - 400 persons are involved in the transportation of EEE-waste. Thus, the total workforce is estimated to be 5 000-6 000 persons.

Scientific studies carried out in the work environment have focused on the dismantling of electronic waste. Studies are currently unavailable for staff working at collection sites or with transport of electrical waste.

This report is based on a few scientific studies that have been identified through a literature search, and on measurement reports and discussions with various stakeholders in the industry. The reports and scientific studies have focused on exposure during recycling of EEE-waste. Reports from the primary collection sites and transportation have not been found.

Generally, high dust levels were found at recycling plants. Stationary and personal air measurements and biological monitoring show that workers at recycling plants are exposed

to, lead, cadmium, and mercury, and to polybrominated diphenyl ethers. Handling of fluorescent lamps can lead to high mercury exposure. Exposure to chromium, cobalt and nickel may lead to dermal sensitization.

No studies of health effects in the EEE-waste industry were retrieved. Anecdotal reports from occupational medicine physicians and from the industry itself concern irritation in the eyes, respiratory system and skin, which may warrant further investigations. Based on the well-known reproductive toxicity effects of heavy metal exposure, it is evident that fertile and pregnant women are a group of workers of concern. Given that the present-day exposure levels of cadmium in the Swedish general population provide no margin of safety to exposure levels where effects on bone formation have been observed, additional occupational exposure to cadmium is of concern.

Finally, if the Swedish safety and health legislation concerning risk assessment and medical surveillance on exposure to lead and cadmium is followed, the exposure conditions for these substances will be clarified. Likewise, it is justifiable to do air sampling to verify compliance of various exposure limits for operations where it is already clear that a potential risk for exposure exists.

3. Ordförklaringar

ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
B2B	Business to business
BFR	Bromerade flamskyddsmedel
BMDL	Benchmark dose level (lower than 95 % confidence interval)
BTBPE	Bistribromofenoxyetan
Cd	Kadmium
CFC	Klorfluorkarboner
Co	Kobolt
Cr	Krom
CNS	Centrala nervsystemet
CRT	Katodstrålerör (cathode ray tube)
DBDPE	Dekabromodifenyletan
DekaBDE	Dekabromodifenyleter
ECHA	European Chemicals Agency
EEE	Electric and Electronic Equipment
FNI	Fastighetsnära insamling
HBCDD	Hexabromocyklododekan
HCFC	Klorfluorkolväten
Hg	Kvicksilver
HGV	Hygieniskt gränsvärde
IARC	International Agency for Research on Cancer
IQ	Intelligenskvot
In	Indium
IOM	Institute of Occupational Medicine
ITO	Indiumtennoxid
Ni	Nickel
LCD	Liquid crystal display
LED	Light emitting diod
OktaBDE	Oktabromodenyler
OSHA	Occupational Safety Hygiene Association
Pb	Bly
PBDEs	Polybromerade difenyletrar
PCBs	Polyklorerade bifenyler
PCDDs	Polyklorerade dibensodioxiner
PCDFs	Polyklorerade dibensofuraner
PentaBDE	Pentabromodifenyleter
REACH	Regulation on Exposure Assessment of Chemicals
RESP	Respirabelt damm
RoHS	Regulation on Hazardous Substances
TBBPA	Tetrabromobisfenol A
TOT	Totaldamm
WEEE	Waste Electric and Electronic Equipment

4. Bakgrund

Globalt uppskattas att 20-50 miljoner ton elektronikskrot genereras varje år och beräknas öka med 3-5 procent per år. I västvärlden har många elektroniska produkter kort livslängd, i snitt 1-2 år för flertalet småelektronikprodukter¹.

Avfall från kasserade produkter utgör ett globalt miljöproblem, eftersom det innehåller olika komponenter, som är miljöfarliga (tabell 1). Men avfallet kan också utgöra en värdefull råvaruresurs om det omhändertas på ett korrekt sätt. Därför har återvinning av elavfall under det senaste decenniet blivit ett globalt koncept för hållbar utveckling. Det är nu mer kostnadseffektivt att samla in metallskrot och smälta ur metaller än att bryta malm ur berggrunden. Elektronikåtervinning har således blivit en lönsam bransch som är under snabb expansion. Totalt beräknas dock endast 10 procent av det globala avfallet gå till återvinning i återvinningsanläggningar² som är pålitliga såväl tekniskt som ur hälsosynpunkt.

Tabell 1. Vanliga produkter och dess komponenter i elektronik som innehåller farliga ämnen.

Produkt	Komponent	Farligt ämne
Tjocka TV- och datorskärmar	Katodstrålerör (CRT)	Bly, antimon, tallium, indiumtennoxid och kadmium i glaset, barium i bildröret
Platta skärmar, t.ex. laptops, mobiltelefoner och TV	Flytande kristallskärmar (LCD)	Flytande kristaller, indiumtennoxid som tunnfilmsbeläggning, och kvicksilver i smala lysrör som bakgrundsbelysning
I alla produkter	Kretskort	Bly och antimon i lödningar. Kadmium och beryllium i kontakter, kvicksilver och beryllium i reläer, TBBPA (flamskydd) i plasten
I portabla elektronikprodukter	Batterier	Bly, nickel, kadmium, kvicksilver
Skrivare/Kopiatorer	Tonerkassetter	Toner, inklusive carbon black
Kylskåp, frysar, luftkonditioneringsanläggningar	Kylsystem	CFC, HCFC (freoner)
I olika typer av elektroniska kretsar	Kapacitorer	PCB
Kopiatorer	Glas i kopiatorer	Tallium
Höljen, kablar, kretskort etc.	Plaster och polymerer	PVC och teflon som polymerer BFR, kadmium, bly och tenn (organiska föreningar), ftalater som additiv.
Lampor, platta skärmar	Lysrör och lågenergilampor	Kvicksilver

Tabell 1. Fortsättning.

Produkt	Komponent	Farligt ämne
Lampor	Light emitting diodes (LED)	Galliumarsenid
Lampor	Halogenlampor	Tallium
Solfångare	Solceller	Galliumarsenid, Indiumtennoxid

5. Lagstiftning

Lagen om producentansvar för elprodukter, som infördes i Sverige 2001, omfattar alla företag som importerar eller producerar elektronik för den svenska marknaden.

Producentansvaret medför inte bara skyldighet att organisera återvinningen utan också skyldighet att årligen rapportera sålda mängder, insamlade mängder och behandlade eller återvunna mängder till Naturvårdsverket. Lagen blev startskottet för en systematisk elektronikåtervinning, och insamlade mängder har ökat från 4 kg per person och år 2001 till 16 kg elavfall per person och år 2011.

Inom EU finns två centrala direktiv som påverkar elektronikhanteringen av elektrisk och elektronisk utrustning. RoHS-direktivet³, som trädde i kraft 2003, reglerar vilka ämnen som inte får förekomma i elektrisk och elektronisk utrustning. Användning av kvicksilver, kadmium, bly, 6-värd krom, och flamskyddsmedlen PBB och PBDE förbjöds i 10 olika produktgrupper (tabell 2), med vissa undantag. Direktivet har omarbetats och kallas för RoHS 2⁴, och det börjar gälla 2013. Den största förändringen är att man har utökat antalet produkter och produktgrupper som ingår i direktivet, dock har inga fler farliga ämnen lagts till listan över förbjudna ämnen.

Tabell 2. Lista över produktgrupper i RoHS-direktivet:

1. Stora hushållsapparater
2. Små hushållsapparater
3. IT- och kommunikationsutrustning
4. Konsumentutrustning
5. Belysningsutrustning
6. Elektriska och elektroniska verktyg (med undantag för storskaliga, fasta industriverktyg)
7. Leksaker, samt fritids- och sportutrustning
8. Medicintekniska produkter (med undantag för alla implantat och infekterade produkter)
9. Övervaknings- och kontrollinstrument
10. Automater
11. Annan elektrisk och elektronisk utrustning som inte omfattas av någon av ovanstående kategorier.

WEEE-direktivet⁵ (Waste Electrical and Electronic Equipment) trädde i kraft år 2005. Syftet med detta direktiv är att elektriska och elektroniska produkter ska utformas och framställas på ett sådant sätt att avfall förebyggs. När avfall ändå uppkommer ska det samlas in och återanvändas eller återvinnas på ett miljöriktigt sätt. Tillverkare och importörer ska betala för kommande återvinning av produkterna samt även se till att återsamling och miljöriktig återvinning utförs. Direktivet har nyligen omarbetats. Den nya versionen⁶ har främst ändrat på mål som ska mätas för insamling, och de tio slutna kategorigrupperna har formulerats om till sex öppna kategorier med exempel på vad som kan ingå. De nya kategorinamnen ska bättre avspegla hur insamlingen verkligen går till⁷.

Tabell 3. De nya kategorigrupperna i WEEE 2012/19/EU

1. Temperaturförändringsinstrument
2. Skärmar, monitorer och utrustning som innehåller skärmar
3. Lampor
4. Stor el-utrustning
5. Liten el-utrustning
6. Liten IT-utrustning.

Inom WEEE finns ett mål på mängd insamlat material på 4 kg per person och år. Detta insamlingsmål kommer att gälla till och med den 31 december 2015. I augusti 2015 ska EU-kommissionen ha tagit fram en gemensam metod för beräkning av vikten på EEE-produkter och en metod för att beräkna mängden WEEE som genereras uttryckt i vikt i varje medlemsstat. Det troligaste sättet att beräkna det nya insamlingsmålet kommer vara 65 procent insamlat material av försäljningen, med två års fördröjning.

6. Hur svensk återvinning organiseras

I Sverige säljs ungefär 23 kg elektriska och elektroniska produkter per person och år⁸. Den mängd elprodukter som årligen kasseras är okänd men kan delvis beräknas genom flödesberäkningar av återvunnet gods.

I Sverige finns två större kollektiva insamlingssystem. El-Kretsen AB har ca 1 500 producenter som medlemmar och ansvarar för ett rikstäckande insamlingssystem med ungefär 1 000 insamlingsplatser för både privatpersoner och verksamheter. På kommunernas återvinningscentraler finns det så kallade "elretur"-systemet med standardiserade uppsamlingskärl. Detta system tar om hand ca 90 procent av allt elavfall i Sverige.

Elektronikåtervinning i Sverige Ekonomisk Förening (EÅF) har ett fyrtiotal medlemmar, främst kedjor som säljer elektriska produkter samt ett antal mindre företag. Deras insamling bygger på att kunder lämnar gamla produkter i retur i affären när de köper en ny produkt. EÅF har avtal med ett förbehandlingsbolag som tar hand om allt deras avfall.

Det finns också legal insamling av elavfall i Sverige utanför de två kollektiva insamlingssystemen, så kallad business to business- (B2B) insamling samt fastighetsnära insamling (FNI) med direktavtal med transportörer och återvinningsföretag/förbehandlare. Detta rör vanligtvis företag, fastighetsbolag etc. Den insamlade mängden rapporteras inte alltid till Naturvårdsverkets EE-register.

Förbehandlare kan välja att rapportera direkt till Naturvårdsverket eller till den insamlare som de är anknutna till. Det finns därför ett mörkertal i Naturvårdsverkets siffror, som främst gäller B2B och FNI. Hela den legala återvinningen borde dock vara möjlig att kvantifiera⁸.

En annan del i det dolda flödet av elavfall är stöld, vilket anses vara vanligt förekommande i Europa⁹. Från svenska kommuner som ansvarar för ÅVC rapporteras inte systematiska stöld i stor omfattning, men det förekommer ofta att personer försöker stjäla enstaka produkter.

Den största delen av det dolda flödet är sannolikt illegal export. Detta är problematiskt på många sätt, särskilt som elavfallet då oftast hamnar i länder där återvinning av avfallet sker under okontrollerade former med stora risker för människa och miljö^{2, 10}. Enligt en rapport från Naturvårdsverket⁹ har det under perioden (2007-2009) stoppats 17 transporter från Sverige, varav fyra rörde elavfall och två fall av kylskåp.

Den rapporterade insamlingen har legat relativt konstant på ca 16 kg per person de senaste tre åren¹¹ (El-Kretsen AB, årsrapporter). Det dolda flödet uppskattas ligga på ungefär 1-2 kg per person och år⁸.

7. Beskrivning av hanteringen

På återvinningscentraler och insamlingsplatser samlas elavfall i burar eller plastbackar (figur 1). Lysrör och lågenergilampor ska lämnas separat i plastbackar med lock. Personal på dessa arbetsplatser hanterar endast i begränsad omfattning elektronikavfall, till exempel vid felsortering. Allt material ska stå väderskyddat för att minska läckage till omgivningen. Detta är speciellt viktigt då det gäller lysrör.



Figur 1. Transport av elektronikavfall packade i burar. (Foto: Lennart Lundgren, 2009).

Transporten av elavfall sköts av olika transportföretag. El-Kretsen uppges ha samarbete med ett 30-tal olika transportbolag. I princip ska inte transportpersonalen behöva komma i direktkontakt med elavfallet. Man lastar in och ur burar med hjälp av truckar och detta sköter oftast ÅVC eller förbehandlarens personal. Det händer någon gång att en back med lysrör går sönder under transporten, och då kan det finnas pulver i lastbilen. Dock ska personalen hos förbehandlaren av lysrör vara väl förberedd för en sådan situation och kunna hantera den korrekt (personlig kommunikation med Martin Seeger, El-Kretsen). I vanliga fall borstas bilarna ur av chauffören vid behov.

Förbehandling har tidigare alltid innefattat demontering, sortering och eventuellt också storleksreducering genom krossning. Därefter har de olika fraktionerna vidarebehandlats för förädling eller destruerats genom förbränning alternativt deponering. Vissa förbehandlare har även anläggningar för återvinning av plast, glas och metaller. Ibland finns dessa på samma ställe som där demontering och sortering sker.

På förbehandlingsanläggningen vägs allt inkommet material in och lagras, ibland utomhus med eller utan tak, ibland inomhus. Materialet sorteras sedan upp i olika fraktioner, t. ex. TV, dator, eller småelektronik (Figur 2). Sortering kan ske såväl utomhus som inomhus, ibland i samma lokal som vid själva demonteringen.



Figur 2. Upplagring av diverse småelektronik i väntan på transport in i förbehandlingslokalen (Foto: Lizbet Skare, 2009).

Demonteringen är en manuell process med syfte att plocka isär produkterna utan att skada de olika komponenterna och identifiera och avlägsna dem (figur 3). Plast och metall separeras om möjligt. Till det miljöfarliga avfallet hör t.ex. kretskort, batterier, skärmar, kvicksilverhaltig utrustning, plasthöljen, tonerkassetter och kondensatorer som innehåller PCB. För många återvinnare är det svårt att skilja mellan plast med och plast utan BFR. Komponenter som innehåller ett högt metallvärde (koppar, guld, platina, palladium) tas undan för materialförsäljning. Mycket av restmaterialet har tidigare krossats eller tuggats sönder och gått till förbränning. Produktgruppen diverseelektronik står för över hälften av den totala vikten som återvinns. Här ingår TV-apparater, mobiler, mikrovågsugnar, dammsugare, leksaker, verktyg och mycket mer.

Förbehandling hos de större aktörerna har förändrats under de allra senaste åren. Värdefulla och miljöskadliga komponenter tas naturligtvis fortfarande bort manuellt. Men större delen av det miljösanerade materialet krossas eller tuggas nu (2012) på plats hos förbehandlarna. Detta genererar en mycket dammig arbetsmiljö, och man försöker att ha så få personer som möjligt som vistas i denna miljö. Hos vissa förbehandlare kan även plast och metall sorteras bort från den mixade fraktionen, innan denna går vidare till återvinning (personlig kommunikation med Mikael Lekbeck, SIMS Recycling Solutions).



Figur 3. Demontering av datorskärm (Foto: Anneli Julander, 2007)

Bildrör från tjocka TV- och datorskärmar kan antingen krossas hos förbehandlaren, vilket tidigare var vanligast, eller skickas för destruktion på annan ort. En stor aktör som tar emot skärmar är SAKAB AB. Skärmarna lastas med hjälp av traktor/hjullastare in i en kross som maler ned skärmarna till småbitar, en magnet skiljer av metaller och det krossade glaset går vidare till en grovskrubbing. I detta steg tas pulver och beläggningar bort från glaset. Bitar av glas som fortfarande är större än 6 cm går en vända till i krossen. Efter skrubbing kommer ett tvättsteg som säkrar att alla farliga komponenter försvinner från glaset. Glas och metall kan återvinnas, medan de skadliga ämnena läggs på deponi¹². Enligt El-Kretsen hanteras fortfarande stora mängder CRT-skärmar från TV-apparater (40 vikt procent av diverseelektroniken). Däremot har flertalet datorer som kasseras numera platta skärmar (personlig kommunikation med Tommy Seeger, El-Kretsen).

Skärmar av LCD-typ är svåra att demontera utan att de går sönder. Tidigare har man försökt att lossa skärmen från stativet och försiktigt öppna höljet och ta bort de olika komponenterna inklusive de väldigt tunna lysrören (1 mm diameter) som innehåller kvicksilver. Detta var en process som var vanskelig då lysrören ofta gick sönder i processen eller var trasiga redan innan den anställde började arbeta med skärmen, vilket kunde ge upphov till en exponering för kvicksilver.

Efter ett försök hos en förbehandlare med att krossa LCD i en mixad fraktion, dvs. tillsammans med annat material och krossa en fraktion med enbart LCD, uppmätte man lufthalter på över det hygieniska gränsvärdet för kvicksilver ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vid egna mätningar. Detta ledde till att man valde att endast ta loss skärmen från stativet och ta bort det yttersta

höljet. Sedan läggs resterande del försiktigt i en back eller bur för vidare transport till återvinning i ett slutet system. Denna process går dock inte att utföra på platta skärmar som är mindre än 7 tum, varför dessa fortfarande går till krossning med annat material.

Återvinning av LCD sker genom att skärmen eller enbart modulen med kvicksilver läggs in i en maskin som krossar materialet och genom en torr process (upphettning) eller en våt process (skrubbing) avlägsnar kvicksilvret från övriga delar. Hela systemet är slutet och har undertryck för att förhindra att människor exponeras för kvicksilvret (personlig kommunikation med Johan Felix CIT, Chalmers; Mikael Lekbeck, SIMS Recycling Solutions). Platta skärmar med nyare teknik (LED eller plasma) är ännu inte vanligt förekommande. Dock kommer det att bli en utmaning att snabbt kunna särskilja dessa typer av skärmar från LCD-skärmar. Plasthöljen mals eller trycks ihop för återvinning av plasten.

Batterier från mobiltelefoner och annan "småelektronik", leksaker och verktyg avlägsnas. Enligt batteridirektivet (2006/66/EG) ska 65 procent av batterier som innehåller bly återvinnas, 75 procent av batterier med kadmium och 50 procent av övriga batterier. Batterier som innehåller kvicksilver ska tas om hand så att 98 procent av kvicksilverinnehållet samlas in. Vanliga batterier samlas in och sorteras semiautomatiskt för att skilja ut vilka batterier som innehåller skadliga ämnen. De flesta batterityper går att materialåtervinna genom nedsmältning och destillation.



Figur 4. Slutprodukt efter krossning av material. (Foto: Lizbet Skare, 2008)

För närvarande (2012) finns ett tiotal anläggningar i landet som hanterar stora vitvaror såsom diskmaskiner, tvättmaskiner och spisar. Vissa delar, exempelvis kondensatorer, demonteras innan vitvaran tuggas sönder i fragmenteringsanläggningen för separation av metaller.

Kyl och frys hanteras vid fem anläggningar i landet. Gamla kylskåp och frysar innehåller freoner (CFC, HCFC), som måste omhändertas i slutna system. Kompressorn demonteras och systemet töms på olja. Därefter separeras metaller och plaster och tuggas sönder i en fragmenteringsanläggning varefter fraktionerna går till materialåtervinning.

De stora volymerna av lysrör och lågenergilampor hanteras via Elkretsens insamlingssystem. I dagsläget finns en enda återbehandlare i landet. Ibland händer det att lampor kommer till ordinarie förbehandlare. I dessa fall samlas lamporna in och skickas vidare till rätt instans. I processen separeras glas, metall, plast och lyspulver. Från lyspulvret återvinns sedan kvicksilver och sällsynta jordartsmetaller. Mindre lysrör och lågenergilampor krossas direkt i en torr process, där manuell hantering också förekommer. Långa lysrör storleksorteras och behandlas sedan i en så kallad ändkapningsmaskin, där lyspulvret avlägsnas i ett slutet system¹³. Manuell hantering förekommer under processens gång, särskilt vid storleksorteringen, och det är svårt att upprätthålla slutna system. Ett annat problem är att ljuskällor ofta är trasiga redan när de kommer till anläggningen. På företaget utvecklas en ny metod för separering och omhändertagande av kvicksilver genom oxidation i en automatiserad och sluten process¹⁴.

Ett gemensamt problem i återvinningsanläggningar är en bullrig arbetsmiljö med monotona och tunga arbetsmoment. Stora volymer av avfall transporteras mellan arbetsstationerna, oftast med hjälp av truckar eller löpande band. Ju större företag desto mer automatiserad är processen. Ofta står portarna till lokalen öppna eftersom truckarna ska kunna köra in och ut ur lokalen. Detta medför att eventuell processventilation kan bli mindre effektiv och öka exponering för damm och flyktiga ämnen. Dessutom blir temperaturen svår att hålla jämn i lokalen.

8. Antal sysselsatta i branschen, anmälda arbetsskador och arbetsolycksfall

Det är inte känt hur många som yrkesmässigt arbetar med återvinning av elavfall. Uppgifter från El-Kretsen anger att det finns ca 700-800 personer som hanterar elavfall inom förbehandling, troligen ca 200 som transporterar elavfall och cirka 3 000 personer som arbetar vid ÅVC och andra insamlingsplatser. Totalt arbetar ca 4 000 personer med elavfall i El-Kretsens regi. El-Kretsen har lite över 90 procent av allt elavfall i Sverige, så uppskattningsvis kan det röra sig om ytterligare 1 000-2 000 personer som hanterar elavfall i Sverige.

Enligt SCBs yrkesregister fanns knappt 9 000 renhållnings- och avfallsarbetare (SSYK kod 91150, där de som arbetar med återvinning av elavfall delvis ingår). Av dessa är omkring 25 procent anställda inom kommunala förvaltningar eller bolag¹⁵. Andelen kvinnor är liten, mindre än 10 procent. Majoriteten av de anställda är lågutbildade. I vissa företag inom återvinningsbranschen finns periodvis en betydande andel som är inhyrda från bemanningsföretag, medan främst kommunala verksamheter förutom den egna personalen även kan sysselsätta personer som arbetstränar eller på annat sätt har en anpassad arbetssituation.

Renhållnings- och avfallsarbetare tillhör de yrkesgrupper som har allra högst förekomst av anmälda arbetsolycksfall och arbetssjukdomar¹⁶. Risk för stick- och skärskador och fall, ergonomiskt påfrestande arbetsställningar samt exponering för buller och dieselavgaser är välkända arbetsmiljöproblem inom branschen¹⁷. Det har inte varit möjligt att utifrån nationell arbetsskadestatistik särskilja personer som arbetar med elavfall. Vi har inte heller funnit några publicerade rapporter från sådana arbetsplatser. Denna rapport behandlar inte dessa förhållanden utan fokuserar på potentiella hälsorisker relaterade till exponering för kemiska ämnen.

9. Kunskapsläge

En litteraturgenomgång har gjorts med utgångspunkt från sökningar i databaser (pubmed, medline/ovid, scopus och google scholar). Denna genomgång gav ungefär 1 500 träffar för sökorden "occupational exposure e-waste" och "health effects e-waste", varav merparten inte var relevanta för studien. Då artiklar som behandlar området i Asien och Afrika inte är relevanta för hur återvinning sker i Sverige, har dessa uteslutits. Då kvarstod ett 20-tal artiklar som vi har gått igenom. Via kontakter med forskare har ytterligare några rapporter återfunnits.

Bromerade flamskyddsmedel är det område som studerats mest. Vi har inte hittat några publicerade vetenskapliga artiklar om metaller och förbehandling, men det finns en rapport på finska¹⁸ och två artiklar från en svensk studie som skickats in för publicering¹⁹⁻²⁰. Vidare finns en svensk rapport om kvicksilverexponering vid lysrörshantering²¹.

9.1 BFR

Bromerade flamskyddsmedel används i elektriska och elektroniska produkter för att förhindra och fördröja ett brandförlopp. Det finns flera olika typer av BFR som används i EEE-produkter. Vissa är enskilda ämnen som t.ex. TBBPA (tetrabromobisfenol A), HBCDD (Hexabromocyclohexan), och andra utgörs av en grupp ämnen med liknande molekylstruktur t.ex. PBDE (polybromerade difenyletrar), som består av 209 olika varianter (kongener). I verkligheten förekommer dock inte alla varianterna.

PBDE har kommersiellt tillverkats i tre olika blandningar; Penta- Okta- och DekabDE, det vill säga tekniska produkter med huvudsakligen fem, åtta eller tio bromatomer i molekylen. Ofta indelas PBDE i två grupper, lågbromerade (1-6 bromatomer) och högbromerade (7-10 bromatomer) kongener. Indelningen baserar sig på att de har olika kemiska egenskaper. De lågbromerade difenyletrarna har lång halveringstid (år) och ackumuleras i levande organismer. Högbromerade PBDE har kortare halveringstid i blod, DekabDE så kort tid som två veckor, men kan brytas ned till lågbromerade PBDE.

I många produkter har BFR endast blandats in i plastmaterialet. När produkten sedan används eller återvinns kan ämnena diffundera ut ur plasten och bli tillgängliga för upptag genom inandning. Det finns även BFR som tillsätts EEE-produkter genom att kemiskt reagera med plastmaterialet. Dessa ämnen kan inte läcka ur produkten vid användning. Men vid förbehandling av elavfall, där material sönderdelas i mindre partiklar, kan höga halter förekomma i luften bundet till partiklar, och på så sätt tas upp via andningsvägarna.

Allmänbefolkningens exponering för BFR, särskilt PBDE, sker via föda och genom inhalation av damm från inomhusmiljön. Jämfört med förhållandena i Nordamerika, där användningen av PBDE varit mycket större än i Europa, har svenskar betydligt lägre halter av såväl lågbromerade som högbromerade PBDE²².

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Resultaten från relevanta studier redovisas i tabell 4a (biomarkörer) och 4b (lufthalter).

Biomonitorering: Yrkesexponering för bromerade flamskyddsmedel började studeras i Sverige i slutet av 1990-talet och gällde då framförallt PBDE. Den första studien²³ omfattade

19 demonterare på ett förbehandlingsföretag i Sverige. Lokalvårdare på sjukhus och kontorsarbetare utgjorde kontrollgrupper. De som demonterade elavfall hade klart högre halter av vissa PBDE i serum än kontrollgrupperna.

En annan studie²⁴ omfattade datortekniker som hanterade både hård- och mjukvara vid nyinstallationer och reparationer. Datorteknikerna hade lägre PBDE-halter i blodet än demonterarna, men högre än lokalvårdare och kontorsarbetare. Efter att dessa studier publicerats kom flera studier som tittade på just förbehandling och demontering, både i Sverige och i Norge²⁵⁻²⁷. Dessa studier bekräftade att personal som arbetar med förbehandling av elavfall är högre exponerade för BFR än kontrollgrupper. Detta gällde framförallt de högre bromerade PBDE, speciellt kongenen BDE-183. Denna kongen är en beståndsdel i en kommersiell OktaBDE-blandning som har använts mycket för flamskydd av elektronikprodukter. Vidare visades att efter dammreducerande åtgärder på arbetsplatsen sjönk halterna betydligt bland demonterare²⁷.

En av studierna²⁶ undersökte även exponering vid olika arbetsuppgifter inom förbehandlingen av elavfall. Demonteringen av elavfallet gav upphov till de högsta halterna av BFR i blodet hos arbetstagarna. Sortering av elavfall gav också upphov till höga halter, medan andra arbetsmoment, som inte innebar direkt hantering elavfallet gav upphov till de lägsta halterna av BFR i blodet (tabell 4a).

De högsta rapporterade halterna som uppmätts vid yrkesmässig exponering i Europa och USA är också relaterade till elektroniska produkter, nämligen tillverkning av gummi för produktion av elkablar.²⁸ I dagsläget har ännu högre halter rapporterats från Kina, där återvinning av elavfall sker i okontrollerade former²⁹.

Lufthalter: Det finns flera studier³⁰⁻³⁵ som har studerat lufthalter av bromerade flamskyddsmedel. Dock har många olika metoder använts vid provtagning vilket gör det svårt att direkt jämföra resultat mellan studierna. Eftersom det är en stor skillnad i ångtryck mellan olika PBDE och andra BFR:er måste metoden för luftprovtagning anpassas till den variant av flamskyddsmedel som ska studeras. Om enbart filter används är det stor risk att lågbromerade PBDE underskattas, eftersom dessa oftast återfinns i ångfasen, medan högbromerade PBDE ofta är bundna till stora partiklar som fastnar på filter. I vetenskapliga studier har man därför oftast använt sig av både filter och någon form av absorbent.

I tabell 4b redovisas resultat från litteraturgenomgången. Det är uppenbart att förbehandling av elavfall ger upphov till höga halter av BFR i luften. Högst halter i prover har tagits nära krossar. En studie³² visade halter av DekabDE vid manuell demontering av elavfall som var lika höga som de som tidigare hade rapporterats vid krossning av elavfall^{30, 33}. Denna studie är den enda som har studerat hur partikelstorleken påverkar halten av PBDE i luften. Relativt höga halter av BFR fanns i den respirabla dammfraktionen, som når längst ned i lungorna.

En av de senaste studierna som utförts på luftprover av BFR inom återvinning av elavfall kommer ifrån Finland³⁵. Denna visar att det skett ett skifte i vilka typer av bromerade flamskyddsmedel som används i elektronik efter begränsningen av vissa PBDE i RoHS-direktivet. Höga halter av de två "nya" ersättningsprodukterna BTBPE och DBDPE rapporteras nu (tabell 4b).

Hygieniskt gränsvärde: I Sverige finns inget hygieniskt gränsvärde för något av de bromerade flamskyddsmedlen, vare sig uttryckt som lufthalt eller som halt i kroppsvätska. Detta beror till stor del på att det inte finns några studier på hälsoeffekter att relatera lufthalter till.

I maj 2012 rekommenderade dock SCOEL (Scientific Committee on Occupational Exposure Limits, EU-kommissionen)³⁶ ett gränsvärde för den kommersiella mixen av OktaBDE på 0,2 mg/m³. Då 50 procent av mixen utgörs av OktaBDE följer att koncentrationen av kongener med åtta brom ej skall överstiga 0,1 mg/m³.

Hälsoeffekter, med tonvikt på dos-effekt

Människor och natur utsätts för en cocktail av potentiellt hormonstörande kemikalier varje dag i låga, kumulativa doser³⁷. Hormonstörande kemikalier finns i en mängd olika tillämpningar, såsom bekämpningsmedel, flamskyddsmedel i olika produkter, tillsatser till plaster och mycket mer. Dessa kemikalier når omgivningen vid tillverkning, avsiktlig användning och när de oavsiktligt frigörs från produkter och återfinns som föroreningar i livsmedel. Att studera hälsorisker av hormonstörande kemikalier är en utmaning eftersom deras effekter beror både på exponeringsnivå och på tidpunkt för exponering. Hormonstörande ämnen fungerar som hormoner, inte som toxiska ämnen, och kan därför redan i låga doser påverka viktiga processer i kroppen. Medan effekter vid exponering i vuxen ålder är övergående, anses bestående effekter kunna uppkomma om exponering sker under känsliga tidpunkter i fosterutvecklingen eller under puberteten.

Det finns klara belegg från djurexperimentella studier att PBDE och flera andra BRF har hormonstörande effekter och påverkar det endokrina systemet, immunsystemet och även har negativa effekter på kognitiv utveckling³⁸. Experimentellt har dessa ämnen studerats ett i taget eller i blandningar med ett fåtal ämnen. I epidemiologiska humanstudier är situationen helt annorlunda med samtidig exponering för många olika potentiellt hormonstörande ämnen, vilket gör det svårt att särskilja effekter av enskilda ämnen. Den epidemiologiska forskningen om PBDE och andra BFR är ännu i sin linda och har fokus på såväl kvinnlig som manlig reproduktion samt kognitiva och beteendemässiga störningar hos barn. Effekter har iakttagits vid halter som återfinns i den allmänna befolkningen i Nordamerika. Under de allra senaste åren har man också börjat studera tillstånd som manifesteras i vuxen ålder såsom fetma, diabetes och demenssjukdomar, där den underliggande sjukdomsprocessen kan ha startat redan i mycket tidig ålder. Inom EU har EFSA (European Food and Safety Administration) gjort riskbedömningar och tagit fram den kritiska effekten för PBDE, HBCDD och TBBPA. För PBDE och HBCDD är utvecklingsneurologiska effekter mest kritiska, medan det för TBBPA främst gäller påverkan på sköldkörtelhormoner³⁹⁻⁴¹. EFSA gör bedömningen att det i dagsläget inte finns risk för negativa hälsoeffekter till följd av intag av föda förorenad med BDE-47, BDE-153 och BDE-209, men att för BDE-99 finns det en potentiell risk för hälsoeffekter framförallt för barn i åldern 1-3 år. För HBCDD och TBBPA ansåg EFSA att det inte finns någon risk för hälsan vid aktuella halter i födoämnen.

Det finns i nuläget inga belegg för att exponering för olika PBDE-kongener, vid de halter som uppmätts i svensk återvinningsindustri, skulle vara skadliga för vuxna. Studier av hälsoeffekter vid yrkesmässig exponering för PBDE och andra BFR saknas.

Känsliga grupper

Tillförlitliga dos-responsdata för att utvärdera risker vid exponering under fostertid saknas ännu. Det är dock klart visat att både låg- och högbromerade PBDE överförs från mor till barn under graviditet och amning⁴². Kunskapen om toxiciteten hos bromerade flamskyddsmedel är begränsad. Eftersom det finns likheter med andra miljögifter talar därför försiktighetsprincipen för att yrkesmässig exponering för PBDE och andra hormonstörande BFR bör minimeras, särskilt för kvinnor i fertil ålder.

Kunskapsluckor

Forskning om hälsoeffekter av bromerade flamskyddsmedel och andra persistenta eller semipersistenta organohalogenerade föreningar har tidigare främst skett genom djurexperimentella studier. Under de senaste åren, då möjligheterna till kemiska analyser i större skala har utvecklats, har epidemiologiska studier i allmänbefolkningen blivit möjliga att genomföra. Fokus ligger på ämnens hormonstörande egenskaper, där exponering under fostertid och tidiga barnår misstänks kunna leda till effekter som visar sig såväl tidigt i livet, som i ett långt livsloppsperspektiv. Inom några år kommer sannolikt kunskapsläget att ha klarnat betydligt. Studier av hälsoeffekter i yrkesexponerade grupper saknas.

9.2 Metaller

Inom den vetenskapliga litteraturen finns inga publicerade artiklar om metallexponering vid återvinningen av elavfall. Därför har vi i denna kunskapsmanställning utgått från en svensk studie¹⁹⁻²⁰ och en finsk studie¹⁸ (vilka båda kommer att publiceras vetenskapligt inom en snar framtid) då vi valt ut vilka metaller som utgör ett potentiellt problem inom branschen. Resultaten från tillgängliga luft-, blod- och urinprover finns sammanfattade i tabell 5a (biologiska prover) och 5b (luftprover). Beträffande urinhaltarna från den svenska studien är dessa justerade för specifik vikt (medelvärde 1,020 g/ml).

9.2.1 Bly

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Blyexponering förekommer i vissa arbetsmiljöer t.ex. i blysmältverk, i mässings- och bronsgjuterier, i glasbruk, vid batteritillverkning och vid bearbetning av föremål målade med blymönja⁴³. Exponering för bly i den allmänna miljön sker framför allt via föda samt i mindre utsträckning från t.ex. omgivande luft, vatten och tobak. Sedan bly försvann som tillsats i motorbensin har befolkningens blyexponering minskat markant. I svensk allmänbefolkning låg nivåerna på bly i blod hos män under första halvan av 2000-talet omkring 0,2 µmol/L och hos kvinnor omkring 0,15 µmol/L⁴³. För kvinnor under 50 år gäller särskilt att så länge blodblyhalterna vid kontrollerna är lägre än 0,8 µmol/L tillåts kontroller med förlängt intervall, sex månader. Kontrollerna ska fortsätta så länge som någon blyexponering kvarstår.

Analyser av både damm, blod och urinprover har visat att förbehandling av elavfall är en källa till blyexponering. De data som finns tillgängliga från Sverige¹⁹⁻²⁰ och Finland¹⁸ talar sitt tydliga språk (Tabell 5a och 5b). I den finska studien undersöktes 24 individer fördelade på fyra företag. I den svenska studien undersöktes 63 individer på tre företag. Blyvärdet i blod följdes upp efter 6 månader. Koncentrationen hade inte sjunkit, vilket tyder på en konstant exponering.

Lufthalter: I den svenska studien var medelvärdet bly i inhaledbart damm $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (spridning: $0,01\text{-}130 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Vid mätningar 2007-2008 översteg enstaka mätningar gränsvärdet. Lufthalterna var systematiskt högre i hallar där man krossar material. I den finska studien låg blyhalten i luft på medelvärden mellan $0,3 - 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med toppvärden upp till 97 procent av det hygieniska gränsvärdet.

Biomonitorering: I den svenska studien var halter i urin och blod statistiskt signifikant högre i den exponerade gruppen jämfört med studiens kontrollgrupp. För bly i blod observerades bland förbehandlarna ett medianvärde på $0,2 \mu\text{mol}/\text{L}$ med spridning mellan $0,05\text{-}1,1 \mu\text{mol}/\text{L}$. I kontrollgruppen var medianvärdet $0,07 \mu\text{mol}/\text{L}$ med spridning mellan $0,02$ och $0,12 \mu\text{mol}/\text{L}$.

Vid 6 procent av mätningarna låg bly i blod vid eller över de nivåer då medicinska kontroller krävs ($0,8 \mu\text{mol}/\text{L}$) och 4 procent av mätningarna låg på $1,0 \mu\text{mol}/\text{L}$. Dessa halter uppmättes hos män, men det fanns också kvinnor på arbetsplatserna som utförde samma arbetsuppgifter. Det innebär att kontroll av blodblyhalter ska göras på samtliga anställda.

I den finska studien låg halterna av bly i blod lite högre än i den svenska studien, i genomsnitt ($0,1\text{-}0,7 \mu\text{mol}/\text{L}$) bland anställda på de fyra företag som undersökts. Även här verkade bly i blod ligga på en mer eller mindre konstant nivå i den upprepade mätningen efter ett år.

Hygieniskt gränsvärde: $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) inhaledbart damm; $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respirabelt damm⁴⁴. Det finländska värdet är $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹⁸.

Medicinsk kontroll: Det finns ett tydligt regelverk för regelbundna medicinska kontroller vid blyexponerat arbete⁴⁵. I korthet gäller att den som vid någon kontroll har en blyhalt i blodet högre än $2,0 \mu\text{mol}/\text{L}$ (för kvinnor som fyllt 50 år och för alla män) eller högre än $1,2 \mu\text{mol}/\text{L}$ (för kvinnor under 50 år) ska stängas av tills halten bly i blodet sjunkit till under $1,8$ respektive $1,0 \mu\text{mol}/\text{L}$. Detsamma gäller den som har en blyhalt i blodet högre än $1,8 \mu\text{mol}/\text{L}$ (för kvinnor som fyllt 50 år och för alla män) eller högre än $1,0$ (för kvinnor under 50 år) vid tre på varandra följande kontroller. För kvinnor under 50 år gäller särskilt, att så länge blodblyhalterna vid kontrollerna är högst $0,8 \mu\text{mol}/\text{L}$ blod tillåts kontroller med förlängt intervall, sex månader, så länge som blyexponering kvarstår.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Den yrkesmässiga blyexponeringen sker främst genom inandning, även om bly också kan upptas via mag-tarmkanalen t.ex. genom kontaminering av livsmedel, snus och cigaretter. Stora partiklar deponeras högt upp i luftvägarna, sväljs ned och absorberas från mag-tarmkanalen, hos vuxna till ca 15-20 procent. Av små partiklar (partikelstorlek $<1 \mu\text{m}$) deponeras, grovt sett, 40 procent i den alveolära delen av lungan och absorberas där. Efter upptag återfinns bly i blodet, nästan allt i de röda blodkropparna. Halveringstiden för bly i blod är 3-4 månader. Bly som inte utsöndras lagras i skelettet, vilket medför att det även efter avslutad yttre exponering kan finnas en "inre" exponering under lång tid. Halveringstiden för bly i skelett är åtskilliga år.

Vid yrkesmässig exponering kan stora variationer i blodblyhalt förekomma vid samma luftblyhalt på grund av individuella faktorer såsom tidigare blyexponering, olika stor bakgrundsexponering och skillnader i blymetabolism. Hur arbetsförhållanden och arbets sätt

påverkar hand-mun-transport av bly betyder mycket. Flera studier indikerar dock att en luftblyhalt på ca 10 µg/m³ skulle kunna motsvaras av en blodblyhalt omkring 1 µmol/L⁴³.

De toxiska effekterna av hög exponering för bly är kända sedan mycket lång tid tillbaka⁴³. Vid akuta förgiftningar påverkas både centrala och perifera nervsystemet, blodbildningen hämmas, njurarna kan skadas och den drabbade kan få svåra magsmärtor, så kallad blykolik. Vid exponering under lång tid vid nivåer som inte ger akuta effekter finns risk för påverkan på perifera nervsystemet, hjärta-kärl, njurar samt endokrina och immunologiska effekter. Därför omfattas de som yrkesmässigt exponeras för bly av ett kontrollsystem med biologisk övervakning (medicinsk kontroll) och regler som innebär att de inte får fortsätta arbetet vid för höga blodblyhalter. Säkerhetsmarginalerna är dock små, och redan vid halter vid eller strax under avstängningsgränser har man på gruppnivå påvisat tidiga tecken på negativa hälsoeffekter bland vuxna blyarbetare⁴³.

KÄNSLIGA GRUPPER

Växande foster och små barn är mycket känsliga för bly, och därför finns särregler för kvinnor under 50 års ålder, som inte får blyexponeras i arbetet på samma sätt som män och äldre kvinnor. Bly överförs via placenta och passerar till bröstmjolk. Blyhalten i blod hos nyfödda barn är kopplad till halten hos modern, men något lägre. Har kvinnan blyhalt i blodet på 0,8 µmol/L under graviditeten överskrider detta tydligt de blodhalter, där man sett skadliga effekter på barn.

Det finns ett mycket stort antal studier av blyeffekter på barn från olika delar av världen. Det är klart visat på gruppnivå att subtila men ändå mätbara effekter på CNS finns vid blyhalter <0,24 µmol/L. Det rör sig om effekter på motorik och kognition som mäts vid avancerade neuropsykologiska och neuromotoriska tester. Det finns också studier där man sett en ökad risk för beteendestörningar under barn- och ungdomsåren vid halter i detta dosområde. Påverkan på IQ har observerats vid halter så låga som 0,14 µmol/L, och dos-responsanalyser har inte kunnat påvisa ett tröskelvärde. En benchmark dos-analys gav ett värde på 0,09 µmol/L (95 procentkonfidensintervall (BMDL) på 0,057 µmol/L) för förlust av 1 IQ-poäng⁴⁶.

KUNSKAPSLUCKOR

Det finns alltför liten kunskap om blyexponering vid elektronikåtervinning. Bly kommer främst från tjocka skärmar, framför allt gamla CRT-skärmar. Då mätningarna i de aktuella studierna genomfördes hanterades dessa skärmar genom krossning. I dagsläget (2012) förekommer inte denna metod lika ofta, eftersom branschen blivit medveten om problematiken. Därför är det inte känt hur blyexponeringen ser ut idag hos förbehandlarna, dock är det troligt att lufthalter och därmed även blodhalter av bly kan ha börjat sjunka. Det är heller inte känt hur blyexponeringen ser ut hos de företag som nu hanterar de gamla CRT-skärmarna. Inga studier på blyexponering finns i Sverige vid företag som i en halvautomatiserad process sorterar och återvinner batterier. I den finska studien sågs blyhalter hos batteriåtervinnare i samma nivå som vid förbehandling av CRT-glas.

9.2.2 Kvicksilver

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Lufthalter: Kvicksilver finns i olika typer av reläer, LCD-skärmar och batterier (tabell 2). I den finska studien¹⁸ mätte man inte kvicksilver, och i den svenska studien²⁰ har inte rätt provtagningsmetod för kvicksilver i luft använts. Vid mätning av kvicksilver ska ångfasen

samlas in på ett adsorbentrör med ett förfilter för partikelbundet kvicksilver. Trots att ingen gasfas samlades in vid luftprovtagningen i den svenska studien kunde halter av kvicksilver mätas i luftproverna. I snitt låg dessa halter på 0,01 µg/m³ i totaldamm och 0,02 µg/m³ i inhalerbart damm. Dessa halter är dock troligen kraftigt underskattade. I detta sammanhang är det också viktigt att påpeka att ingen hantering av lysrör eller lågenergilampor skedde vid de förbehandlingsanläggningar som ingick i studien.

Vid en anläggning där huvuddelen av lysrör som insamlats i Sverige sorterades med såväl manuell som maskinell hantering inför vidare transport till en ändkapningsanläggning, uppmättes lufthalter (47-175 µg/m³) överstigande gränsvärdet (30 µg/m³) i arbetslokalen²¹.

Biomonitorering: Kviksilver i blod och urin mättes i den svenska¹⁹ och den finska studien¹⁸. I Sverige fanns en statistisk signifikant skillnad i urinhalter mellan demonterare (6,5 nmol/L) och kontroller (4,0 nmol/L), dock är halterna låga i förhållande till vad som uppmätts hos personal som återvinner lysrör.

Vid en anläggning där stora mängder lysrör sorterades manuellt hade en stor del av de anställda så höga halter av kvicksilver i blod (59-297 nmol/L) att de fick stängas av från arbetet.²¹ Först efter sanering av lokalen och strikt användande av personlig skyddsutrustning var blod- och urinhalterna under kontroll. Anläggningen stängde 2008, och återvinningen av lysrör och lågenergilampor överfördes till annan aktör. Även här förekom initiala problem att upprätthålla godtagbara halter, men under den fortsatta driften har de rutinmässiga kontrollerna visat blod/urin-halter som är acceptabla (personlig kommunikation med Kristina Jakobsson).

I den finska¹⁸ studien låg kvicksilver i urin på detektionsgränsen (5 nmol/L) vid tre av de fyra företagen som demonterar elavfall. I ett av företagen som även hanterar batteriåtervinning var dock halterna mycket högre 12,5 nmol/L (median) 2008 och 35 nmol/L (median) 2009. Huruvida lyskällor hanterades vid företaget i Finland är inte känt.

Hygieniskt gränsvärde: Oorganiskt Hg: 0,03 mg/m³ (30µg/m³)⁴⁴.

Biologiskt gränsvärde för kvicksilver saknas i Sverige. I USA har Occupational Safety and Health Administration (OSHA)⁴⁷ kommit fram till ett biologiskt exponeringsindex för total mängd oorganiskt kvicksilver som är 15 µg/L (100 nmol/L) i blod och 35µg/g kreatinin. American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) har rekommenderat ett värde på 80 nmol/L i urin⁴⁸.

Lufthalter på 0,03 mg/m³ (30 µg/m³) anses motsvara en Hg-halt i blod på ca 70 nmol/L och en Hg-halt i urin på ca 20 µg/g kreatinin vid kontinuerlig exponering⁴⁹.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Kviksilver är en metall med välkända toxiska effekter. Kviksilver i oorganisk form tas lätt upp i kroppen genom inandning samt i liten utsträckning även genom hud och mag-tarmkanal. Hos vuxna är njurarna det känsligaste organet, och de tidigaste tecknen på njurpåverkan är läckage av proteiner till urinen. Vid högre exponeringsnivåer påverkas centrala nervsystemet med oro, ångslan och skakningar, särskilt i händerna. Även det perifera nervsystemet kan påverkas med känselstörningar. Sådana kliniskt märkbara effekter har iakttagits vid lufthalter på några mg/m³. Subkliniska effekter med lätt njurpåverkan i form av läckage av små proteiner har iakttagits vid kvicksilvernivåer i blod kring

100 nmol/L och i urin på 25-50 µg/g kreatinin (200-400 nmol/L). Man har även i några studier iakttagit subtila effekter på centrala nervsystemet vid motsvarande halter.

Oorganiskt kvicksilver försvinner snabbt ur kroppen när exponeringen upphör, halveringstiden är omkring en vecka i blod och 3-4 veckor i urin, och de skadliga effekterna går då tillbaka. Vid mycket kraftig och långvarig exponering kan dock effekter på det centrala nervsystemet bli bestående⁵⁰.

KÄNSLIGA GRUPPER

Medan metylkvicksilver och några andra former av organiskt kvicksilver har välkända reproduktionstoxiska effekter, med det växande fostrets nervsystem som särskilt känsligt målorgan, finns det inte belägg för att oorganiskt kvicksilver, vid de dosnivåer som kan vara aktuella i svenskt arbetsliv, skadar foster. Försiktighetsprincipen torde dock tala för en särskild hänsyn till kvinnor i fertil ålder vid yrkesmässig exponering för kvicksilver.

KUNSKAPSLUCKOR

Det finns inga studier som har studerat kvicksilverexponering vid förbehandling av elavfall eller vid insamlingscentraler och hos transportörer av boxar för lysrör etc. Inte heller är exponeringssituationen vid hantering av lysrör och lågenergilampor helt klarlagd. Den finska studien visar på att kvicksilver kan vara ett problem vid återvinning av batterier, dock vet vi inte om det även förekom hantering av lysrör vid denna anläggning.

Det finns ett stort behov av fler undersökningar av exponeringssituationen, eftersom kvicksilver är en starkt toxisk metall.

9.2.3 Kadmium

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Exponering för kadmium i svensk arbetsmiljö förekommer nästan uteslutande vid batteritillverkning. Hantering och återanvändning av kadmiumhaltigt metallskrot kan också medföra en viss, men svårkontrollerbar, exponering. Kadmiumhaltiga silverlod används antagligen fortfarande, men i mindre utsträckning.

Den huvudsakliga källan till kadmiumexponering i allmänbefolkningen är kost, särskilt fullkornsprodukter och grönsaker, dvs. i andra avseenden nyttig mat. Tobaksrökning är också en viktig källa.

Lufthalter: Kadmium förekommer i flertalet elektriska och elektroniska produkter (tabell 2), varav de viktiga vanligaste produkterna är CRT-glas och batterier. Lufthalterna i de svenska och finska studierna var generellt låga jämfört med det hygieniska gränsvärdet, i den svenska studien ca 2 procent och i den finska studien ca 10 procent.

Biomonitorering: Den rutinmässiga exponeringskontrollen baseras sedan länge på bestämning av koncentrationen av kadmium i blod och urin. Kadmiumhalten i blod reflekterar huvudsakligen aktuell exponering medan kadmiumhalten i urin främst är relaterat till kroppsbördan.

I de två studier som finns tillgängliga låg kadmiumkoncentrationen i blod och urin i samma storleksordning (3-10 nmol/L i blod och 2,5-5 nmol/L i urin). I den svenska studien hade de som demonterar elavfall högre halter av kadmium i blod (6,2 mot 2,7 nmol/L) och urin (3,6

mot 2,7 nmol/L) än kontrollerna. Denna skillnad var statistiskt signifikant även då hänsyn tagits till rökvanor. I normalbefolkningen i Sverige brukar halter i blod hos icke- rökare ligga i intervallet 1-4,5 nmol/L och hos rökare på 9-10 nmol/L i blodet⁴⁵.

Hygieniskt gränsvärde: 0,02 mg/m³ (20 µg/m³) totaldamm; 0,005 mg/m³ (5 µg/m³) respirabelt damm⁴⁴.

Medicinsk kontroll: Krav på utredning vid kadmiumhalt i blod >50 nmol/L. Avstängning vid kadmiumhalt i blod >75 nmol/L⁴⁵. Vid urinalter som är högre än 2 µmol/mol kreatinin bör orsak till exponering utredas, och om halten är högre än 5 µmol/mol kreatinin bör omplacering övervägas, enligt anvisningarna till föreskriften om medicinska kontroller.

För att konvertera urinalter av kadmium från nmol/L till µmol/mol kreatinin, används en medelhalt på kreatinin i 1 liter urin som är 10 mmol/mol. Genom att dividera halterna med 10 mmol/mol får man en halt på kadmium som är justerat för kreatinin med enheten µmol/mol kreatinin.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Exponering för kadmium i arbetsmiljön sker huvudsakligen via andningsvägarna, även om visst gastrointestinalt upptag också kan förekomma. Vid inandning är upptaget av kadmium mellan 10 och 50 procent, huvudsakligen beroende på partikelstorlek (respirabla partiklar < 5 µm) och löslighet. Absorptionen från magtarmkanalen är betydligt lägre, i storleksordningen några få procent. Upptaget ökar vid järnbrist, vilket förklarar att kvinnor ofta har högre kadmiumhalter i blodet än män.

Det är välkänt att hög exponering för kadmium skadar benbildningen, med ökad risk för benskörhet och frakturer. Nya studier från Sverige och Kina har tydligt visat att exponering för kadmium även vid nivåer som observeras i den allmänna europeiska befolkningen är förknippade med negativa effekter på skelettet, med minskad bentäthet och ökad risk för osteoporos och benskörhetsfrakturer. Då exponeringen minskar är effekterna reversibla endast i begränsad omfattning. Benskörhet och benskörhetsfrakturer är vanliga i Sverige, särskilt bland kvinnor efter klimakteriet, och anses utgöra ett klart folkhälsoproblem⁵¹.

Mycket hög exponering för kadmium kan ge upphov till akuta njurskador. Där är också välkänt att patienter med kronisk njursvikt har högre halter av Cd och Pb i njurvävnaden än friska personer. Detta skulle dock kunna bero på så kallad omvänd kausalitet, dvs. att själva sjukdomen eller dess behandling kan påverka metallretention. Ett stort antal tvärsnittsstudier har visat att även vid låga nivåer av kadmium i urinen finns en samvariation mellan metallhalt och läckage av små proteiner, vilket är ett tidigt tecken på tubulär skada i njurarna. Men också detta skulle teoretiskt kunna vara ett resultat av omvänd kausalitet, dvs. att kadmium läcker ut om man har en lätt njurskada. Det finns dock en helt aktuell prospektiv fall-kontrollstudie bland svenska patienter med allvarlig njursvikt, där man haft tillgång till biobanksblod som insamlats i samband med hälsokontroller långt innan sjukdomen debuterade. Det förefaller som om förhöjda halter av bly och kanske även kadmium vid relativt låga nivåer utgör en riskfaktor för framtida njursvikt⁵¹.

Sammanfattningsvis finns det, särskilt för kvinnor, inte några stora säkerhetsmarginaler mellan den exponering för kadmium som sker via födan och de halter där negativa hälsoeffekter av betydelse kan uppträda. En riskökning för benskörhet och benskörhetsfrakturer bland svenska kvinnor som genomgått klimakteriet har visats vid nivåer kring

U-Cd 0,50 $\mu\text{mol/mol}$ kreatinin⁵²⁻⁵³. Riskökning för njurpåverkan har observerats vid något lägre nivåer⁵⁴. EFSA har dock beräknat en något högre nivå, 1 $\mu\text{mol/mol}$ kreatinin, för tidiga tecken på tubulär njurskada⁵⁵.

Med en omvandlingsfaktor på drygt 2 mellan blod- och kreatininjusterade urinhalter⁵⁶, skulle B-Cd 50 nmol/L motsvara U-Cd 12 $\mu\text{mol/mol}$ kreatinin. Detta kan vara en överskattning med högst en faktor 5 (personlig kommunikation med Thomas Lundh). De kadmiumhalter som är åtgärdsgränser vid lagstadgade medicinska kontroller har således inte någon som helst marginal till de halter där man vid långtidsexponering ser ben- och njureffekter. Eftersom skadliga effekter av kadmium kan påvisas redan i den allmänna befolkningen bör den yrkesmässiga exponeringen hållas så låg som möjlig.

IARC har klassificerat kadmiumföreningar som human carcinogen, grupp I, baserat på tillräckliga bevis i studier av såväl människor som djur⁵⁷. Senare epidemiologiska studier stödjer dock inte denna ståndpunkt, även om experimentella data indikerar att kadmium kan vara carcinogent.

KÄNSLIGA GRUPPER

Det finns – särskilt för kvinnor – inte några stora säkerhetsmarginaler mellan den exponering för kadmium som sker via födan och de halter, där negativa hälsoeffekter av betydelse kan uppträda. En riskökning för benskörhet och benskörhetsfrakturer har visats vid nivåer kring U-Cd 0,50 $\mu\text{mol/mol}$ kreatinin. En eventuell riskökning för njurpåverkan observeras vid liknande nivåer. En tillkommande yrkesmässig exponering minskar säkerhetsmarginalerna ytterligare och bör därför hållas så låg som möjligt.

KUNSKAPSLUCKOR

Det finns brister i kunskapsbasen om kadmiumexponering inom återvinning av elavfall och batterier. De första studierna visar på en skillnad mellan demonterare och kontroller. Branschen domineras av män, men det finns även kvinnor som har samma arbetsuppgifter som männen. Dock finns nästan inga exponeringsdata för kvinnor.

9.2.4 Krom

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Yrkesmässig exponering för krom har främst förekommit inom ytbehandlingsindustrier, cementhantering och vid lädertillverkning. Krom i cement var tidigare ett stort problem men efter lagstiftning (se nedan) har problematiken nästan helt försvunnit. Vid yrkesmässig exponering kan krom i olika former finnas, med olika toxikologiska egenskaper. Krom kan förekomma i metallisk form eller som 3-värt eller 6-värt krom. Det är inte närmare studerat vilka former som de anställda inom elavfallsbranschen exponeras för, men det är troligt att krom i dessa miljöer huvudsakligen föreligger i metallisk form och i jonform som kromatering på metall.

Lufthalter: De lufthalter av krom som förekommer vid återvinning av elavfall är tämligen låga i jämförelse med gällande hygieniska gränsvärden. Halterna i luft ligger runt 0,1-2,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (medelvärden) i Sverige och Finland, med det högsta medelvärdet från batteriåtervinning.

Biomonitorering: Halterna uppmätta i blod och urin låg på 0,03 $\mu\text{mol/L}$ respektive 0,01 $\mu\text{mol/L}$ hos demonterarna i den svenska studien. I den finska studien var också halterna

låga och många halter låg under detektionsgränsen som var 0,01 µmol/L. Ett observandum är att det förelåg en skillnad i halt mellan demonterare och kontroller även för totalkrom mätt i blod och plasma i den svenska studien.

Hygieniskt gränsvärde: 0,005 mg/m³ (5µg/m³) totaldamm för 6-värt krom; 0,5 mg/m³ (500 µg/m³) totaldamm för 2- och 3-värt krom⁴⁴.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

6-värt krom är cancerframkallande⁵⁷ och kan även orsaka astma genom sensibilisering av luftvägarna⁵⁸. Höggradig exponering kan leda till frätskador med hål i nässkiljeväggen vid halter kring 11 µg/m³, totaldamm; kronisk lungsjukdom vid halter på 2-20 µg/m³, totalkrom och njurskador vid halter kring 4-6 µg/m³ totalkrom. 3-värt krom och metalliskt krom är inte klassat som cancerframkallande⁵¹, men exponering för 3-värt krom kan ge luftvägsirritation⁵⁸.

Krom är fortfarande en av de vanligaste orsakerna till hudallergi (kontaktallergi) som orsakar eksem i befolkningen. I Europa beräknas 6 procent av eksempatienter och 1-2 procent av den vuxna befolkningen vara allergiska mot krom. I dagsläget är det sannolikt vanligare med kromallergi hos kvinnor än hos män. En möjlig förklaring till detta är krom i läder⁵⁹, och att krom i cement har begränsats, vilket resulterat i minskning av kromallergi hos män. Enligt EUs kemikalielagstiftning (REACH) får halten 6-värt krom inte få överstiga 3 mg/kg (2 ppm) i cement och cementblandningar. Ett förslag om begränsning av 6-värt krom till 3 mg/kg (3 ppm) i läderprodukter som kommer i kontakt med huden behandlas nu av EUs kemikaliemyndighet ECHA. Detta förhållande bör uppmärksammas vid förbehandling av elavfall, eftersom många anställda använder handskar och underarmskydd av läder för att förhindra stick och skärskador. Hudirritation och sår i huden har rapporterats vid medelhalter på 15 µg/m³ vid exponering för luftburet 6-värt krom⁵⁸.

KÄNSLIGA GRUPPER

I några fall har det rapporterats försämring av befintlig astma hos individer som potentiellt skulle kunna kopplas till exponering för 6-värt krom. Det finns dock flera möjliga orsaker, t.ex. starkt dammande arbetsmoment. Personer med astma och/eller kontaktallergi mot krom bör vara försiktiga i denna typ av arbetsmiljö och eventuellt använda rätt sorts skyddsutrustning. Vilken typ av andningsskydd som krävs varierar beroende på exponeringen. Handskar och andra skydd för huden ska inte vara gjorda av kromgarvat läder.

KUNSKAPSLUCKOR

Det är angeläget att undersöka kromexponeringen närmare för att fastställa vilken form av krom som föreligger i den aktuella miljön.

9.2.5 Kobolt

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Yrkesmässig exponering för kobolt förekommer bland annat inom hårdmetallindustrin, hos dentaltekniker, elektronikarbetare, metallarbetare och byggnadsarbetare. Det finns även exponering hos grupper som arbetar med tillverkning av porslin och keramik⁶⁰⁻⁶².

Lufthalter: Koboltexponeringen inom den svenska elavfallsbranschen²⁰ är jämförelsevis låggradig i jämförelse med det svenska hygieniska gränsvärdet och nådde som högst upp till

10 procent. I Finland¹⁸ har man inom batteriåtervinning funnit höga halter av kobolt i luften (68 µg/m³ och 13 µg/m³).

Biomonitorering: I den svenska studien var exponeringen för kobolt inom återvinningen av elavfall låg och inga skillnader fanns mellan demonterare och kontroller¹⁹. Halterna i blod för de två grupperna låg på 1,4 nmol/L och 1,0 nmol/L och för urin på 4,2 och 4,1 nmol/L. I Finland¹⁸ visade siffrorna på att hög exponering förekommer speciellt vid återvinning av batterier, där halterna i urin låg på 46-88 nmol/L. Jämfört med halter i befolkningen som inte är utsatt för kobolt via yrkeslivet så låg demonterarna i den svenska studien i den nedre delen av intervallet för normalbefolkningen (2-30 nmol/L), medan de finska batteriåtervinnarna låg klart över detta värde⁶³.

Hygieniskt gränsvärde: 0,02 mg/m³ (20 µg/m³) inhalerbart damm⁴¹.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Luftburen exponering för kobolt ger irritation av slemhinnorna i de övre och nedre luftvägarna, yrkesastma, och interstitiell lungfibros av hårdmetalldamm⁶¹. IARC (International Agency for Research on Cancer) har klassificerat kobolt till grupp 2B, möjligen carcinogent för människa. Upptag av kobolt anses ske främst via lungorna (30 procent) och magtarmkanalen (5-20 procent). Den primära elimineringen sker via utsöndring i urinen (80-90 procent av absorberad dos)⁶²⁻⁶³.

Luftburen exponering för kobolt kan ge lungsjukdom både i form av s.k. hårdmetallunga och astma. Flera studier finns i litteraturen som pekar på att astma kan orsakas av koboltexponering vid halter under 0,05 mg/m³. Irritativa besvär för ögon, näsa och hals kan förekomma vid så låga halter som 3 µg/m³, och vid halter på 5-6 µg/m³ har restriktiv lungsjukdom rapporterats⁶³. Intag av kobolt som tillsats i öl har orsakat ett utbrott av hjärtmuskelsjukdom i USA "beer-drinkers cardiomyopathy"⁶³.

Kobolt är starkt allergiframkallande vid hudkontakt och orsakar kontaktallergi och eksem. Koboltallergi är lika vanligt som kromallergi och förekommer oftast tillsammans med nickel- eller kromallergi. Dock har krom- och nickelallergi börjat minska de senaste decennierna till följd av regleringar inom EU (materialkrav), vilket inte är fallet för koboltallergi. Källorna till koboltallergi är i stor utsträckning okända⁶⁰.

KÄNSLIGA GRUPPER

Personer med astma och/eller kontaktallergi mot kobolt är extra känsliga för exponering av kobolt. En person med kontaktallergi mot kobolt skulle kunna få problem inom denna typ av industri om halterna är så höga som i Finland inom återvinningen av batterier. Därför är det viktigt att dammreducerande åtgärder införs för att minska exponeringen och att rätt skyddsutrustning används.

KUNSKAPSLUCKOR

Även om en finsk studie har visat på höga halter inom batteriåtervinningen så saknas kunskap helt från den svenska sidan av batteriåtervinning. Detta borde studeras närmare. Stora kunskapsluckor finns också generellt då det gäller källor till hudexponering för kobolt.

9.2.6 Nickel

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Yrkesmässig exponering för nickel förekommer främst för personer som arbetar med ytbehandling, inom nickelraffinaderier, metallarbetare, låssmeder m.m.

I elektronikprodukter förekommer nickel huvudsakligen i legering med andra metaller eller som ytbeläggning i förnicklade produkter.

Lufthalter: Nickelhalterna som uppmätts i den svenska studien inom förbehandling är förhållandevis låga i relation till det hygieniska gränsvärdet med maxhalter på 15 procent av gränsvärdet. Medelvärdet var 0,4 µg/m³ (totaldamm) och 0,9 µg/m³ (inhalerbart damm)²⁰. I den finska studien låg halterna förhållandevis nära de svenska värdena 0,3-2,6 µg/m³ i medelvärden för inhalerbart damm. Halterna från batteriåtervinning var dock mycket högre, medel på 48 µg/m³.

Biomonitorering: Halterna nickel i blod och urin är låga hos arbetarna inom förbehandling 0,02 µmol/L och 0,03 µmol/L¹⁹. I den finska studien låg halterna i samma nivå men något högre inom återvinning av batterier (0,14 µmol/L)¹⁸ vilket delvis kan förklaras av de höga lufthalterna.

Hygieniskt gränsvärde: 0,5 mg/m³ (500 µg/m³) totaldamm (nickel som metall), 0,1 mg/m³ (100 µg/m³) totaldamm (nickelföreningar)⁴⁴.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Inandning av vissa lösliga nickelföreningar har gett upphov till cancer i näsan och lungan hos personer som arbetar inom nickelraffinaderier. Därför har dessa blivit klassificerade som humancancerogener. Metalliskt nickel är klassat som möjlig cancerframkallande (grupp 2B) av IARC⁵⁷. Inhalation av nickel kan också orsaka astma, dock är detta väldigt ovanligt.

Den vanligaste hälsoeffekten av nickel är hudallergi (kontaktallergi) som orsakar eksem. 20-30 procent av kvinnliga eksempatienter är allergiska mot nickel, och cirka 17 procent av kvinnorna och 3 procent av männen i befolkningen. 30-40 procent av personer med nickelallergi utvecklar handeksem⁵⁵. Inom EU finns begränsning av nickel enligt REACH: mängden nickel som avges från föremål som kommer i direkt och långvarig kontakt med huden får inte vara högre än 0,5 µg/cm²/vecka. Begreppet "långvarig kontakt" har inte ännu definierats. Frågan bereds nu i ECHA.

KÄNSLIGA GRUPPER

Personer som har kontaktallergi mot nickel är en känslig grupp. Från företagets sida bör exponeringen minskas och skyddsutrustning för huden bör användas.

KUNSKAPSLUCKOR

Nickelexponering av huden är dåligt kartlagd inom denna bransch. Det finns inga studier om exponering för nickel inom batteriåtervinningen i Sverige, vilket data från Finland indikerar kan vara en arbetsmiljö med höga halter av nickel i luften. Det bör troligen då även finnas höga halter av nickel på alla ytor, på grund av deposition, som kan kontaminera huden på arbetstagarna.

9.2.7 Andra metaller

YRKESMÄSSIG EXPONERING

Vid tillverkning av elektronik används ett antal andra metaller och jordartsmetaller såsom beryllium, aluminium, gallium, indium och tallium. Den svårlösliga föreningen indiumtennoxid (ITO) används i LCD-skärmar, touchscreen-skärmar och solceller.

Lufthalter Vid förbehandling av elavfall²⁰ kan man påvisa alla dessa metaller i luften. Dock förekommer de i mycket låga halter långt under de hygieniska gränsvärdena.

Biomonitorering:

I en svensk studie¹⁹ var halterna av indium (0,001-0,06 µg/L i urin och 0,002-0,1 µg/L i blod). Halterna var något högre bland personal som demonterar elavfall än bland kontorsanställda vid anläggningarna. Dock var de observerade halterna inte högre än vad som tidigare observerats bland unga vuxna i Sverige⁶⁴. Tallium och beryllium kunde också påvisas bland demonterare och kontroller, men ingen skillnad förelåg i halterna.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Indium i metallisk form anses ha låg toxicitet, medan vissa lösliga indiumsalter är njurskadande.

Ett fåtal studier av arbetstagare som är exponerade vid tillverkning, bearbetning och återvinning av indiumtennoxid (ITO) har visat förhöjda halter av indium i blod och urin (16,8 och 2,5 µg/L). Ett flertal fall av allvarliga lungsjukdomar (pulmonary alveolar proteinosis samt lungfibros), inklusive dödfall, finns också rapporterade bland arbetare som tillverkat ITO eller våtslipat material med ITO-film. Serumhalter av indium bland dessa arbetare låg i intervallet 51 - 290 µg/L⁶⁵.

Talliumförgiftning uppträder redan vid doser på några tusendels gram och yttrar sig i syn-, nerv- och tillväxtrubbningar, kräkningar, skakningar, psykiska störningar och håravfall. I högre doser (0,5-1 g) är tallium ett dödligt gift.

Beryllium är extremt giftigt. Akut exponering kan orsaka inflammation i lungvävnaden och lunginflammation. Kronisk yrkesmässig exponering genom inandning kan leda till kronisk berylliumsjukdom (beryllios), med granulomatösa förändringar i lungorna och nedsatt lungfunktion. Studier har visat att halter på 0,4 µg/m³ kan ge upphov till beryllios.

Beryllium är även klassificerat av IARC som carcinogen för människa (grupp 1). Beryllium kan orsaka både allergiskt kontakteksem samt irriterande kontakteksem, såväl som kemiskt inducerade sår och granulom⁶⁶.

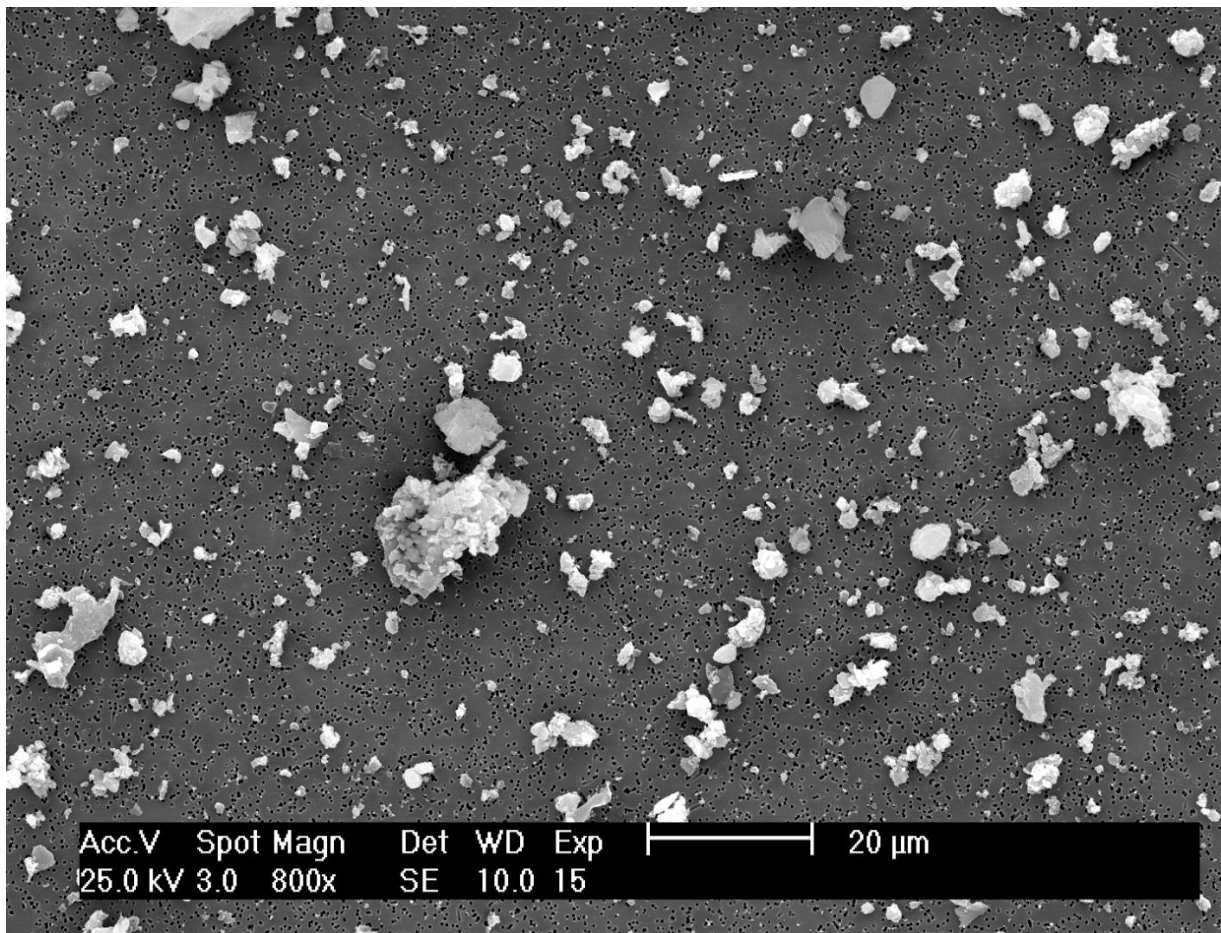
Hygieniskt gränsvärde: Indium 0,1 mg/m³ (100 µg/m³) totaldamm, beryllium 0,002 mg/m³ (2 µg/m³), inget värde finns för tallium⁴⁴.

9.3 Damm

Yrkesmässig exponering

Undersökningar av dammexponeringen vid de svenska företagen visade tämligen höga dammhalter (medelxponering på 2 mg/m³ totaldamm, 3 mg/m³ inhaled damm) men inte i nivåer över gällande hygieniska gränsvärden vare sig för oorganiskt eller organiskt damm. I enstaka mätningar överskreds de hygieniska gränsvärdena i den svenska mätningen. I den finska studien låg dammhalterna i samma nivå som den svenska studien (tabell 4b), och även här fanns halter som gick upp till 150 procent av det hygieniska gränsvärdet (personlig kommunikation med Markku Linnainmaa).

Dammet som både består av oorganiska och organiska komponenter härrör från ett flertal källor, dels genom hantering av själva elavfallet inklusive krossning/återvinning av produkter, dels genom uppvirvlat damm som inte direkt härrör från elavfallet som t.ex. gatudamm som kontaminerat elavfallet under transport eller som härrör direkt från anläggningen. Processerna som genererar damm vid förbehandling ger upphov till främst relativt stora partiklar, ca 20 µm (figur 5). Det finns dock även en fin fraktion som kan mätas med direktvisande instrument. Vid mätning av partiklar i storleksintervallet 20-1 000 nm (0,02-1 µm) finns det ca 55 000 partiklar/cm³ (opublicerade data, Julander). Dessa partiklar är så pass små att de knappast ger upphov till en mätbar massa med traditionell luftprovtagning (figur 5) men de kan ändå ha en stor hälsopåverkan.



Figur 5. Partiklar på filter från luftprovtagning vid förbehandling av elavfall. Bilden är tagen med svepelektronmikroskopi (SEM) och visar den varierande partikelstorleken som finns i luften. Foto: Lennart Lundgren.

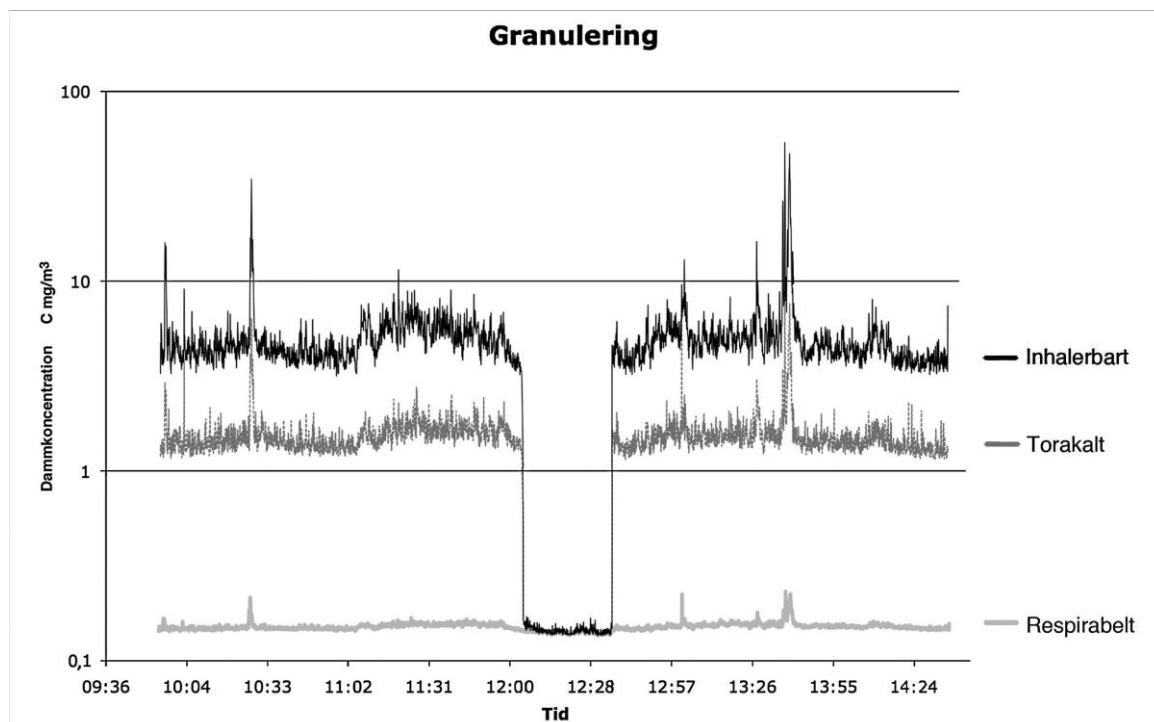
Hygieniskt gränsvärde: 10 mg/m³ oorganiskt damm (inhalerbart); 5 mg/m³ organiskt damm (totaldamm)⁴⁴.

HÄLSOEFFEKTER, MED TONVIKT PÅ DOS-EFFEKT

Hälsoeffekter från dammet kan uppstå dels genom att dammet är bärare av toxiska ämnen som t.ex. BFR och olika metaller, dels genom att dammet kan ha negativa hälsoeffekter i sig. Hälsoeffekter av BFR och metaller har redovisats ovan.

Undersökningarna av dammexponeringen i branschen har visat att det förekommer en (på viktsbasis) hög andel stora partiklar (>5-20 µm). Detta är vad man kan förvänta sig när dammet genereras genom en mekanisk process, i detta fall krossning/ hantering. Det finns också en finfraktion i dammet som viktsmässigt utgör en klart mindre andel (figur 6), men mätt som antal partiklar kan de små partiklarna utgöra en stor andel av dammet.

Storleken avgör i hög grad hur långt ut i luftvägarna partiklarna når. Mycket stora partiklar (>50 µm) fastnar till stor del redan i näsan. Damm mindre än <10 µm kan transporteras till de stora luftvägarna (luftstrupe och stora bronker). Partiklar mindre än ca 5 µm når ända ut i lungblåsorna (alveolerna). Irritationsbesvär i övre luftvägar och ögon kan alltså uppkomma genom exponering både för stora och små partiklar.



Figur 6. Här visas hur de olika dammfraktionerna fördelar sig vid granuleringen hos en förbehandlare. Den inhalerbara fraktionen dominerar viktmsässigt provet, följt av den torakala fraktionen. Notera dock att även om den respirabla fraktionen är låg så finns den kvar som en bakgrundsexponering hela tiden, även då det är lunchrast (12.00–12.30).

Exponering för partiklar har även effekter på hjärt-kärlsystemet. Studier av exponering för partiklar i allmän stadsmiljö har visat på samband med en ökad förekomst av dödsfall och hjärtkärlsjukdom. Samband har påvisats både mellan dag-till-dag-variationer i

luftföroreningshalt och akuta insjuknanden. Även för exponering under lång tid föreligger förhöjd risk av hjärt-kärlpåverkan.⁶⁷

KÄNSLIGA GRUPPER

Det är välkänt att exponering för damm kan orsaka irritation i övre luftvägar och ögonslemhinna. Den individuella känsligheten varierar, och i normalbefolkningen finns alltid en viss andel som drabbas, och med ökande exponering drabbas en allt större andel i gruppen. Individer med astma har en ökad känslighet för ospecifika irriteranter, så kallad bronkiell hyperreaktivitet⁶⁸.

KUNSKAPSLUCKOR

Systematiska studier av symtom bland personal inom återvinningen av elavfall saknas helt. I samband med projektet "karaktisering av metallexponering inom återvinningen av elavfall"¹⁹⁻²⁰ framkom klagomål på flera olika typer av besvär. Det var vanligt med klagomål på irritation i näsa och ögon i samband med dammande arbetsmoment, och det var också vanligt med klagomål på torr hud.

Sammanfattningsvis saknas systematiska studier av förekomsten av hälsobesvär bland personal i elektronikåtervinning helt. Det är sannolikt att de anekdotiska berättelser om ökad frekvens av irritationssymtom i ögon/luftvägar som finns kan förklaras genom den yrkesmässiga dammexponeringen. Astmatiker hade också ökade besvär i samband med dammande arbetsmoment. Dammet fungerar också som bärare av BFR och toxiska metaller och det är angeläget att minska dammexponeringen i denna miljö.

Det saknas även studier på hur exponering för ultrafina partiklar ser ut i denna typ av miljö. Några få inledande mätningar visar på att det kan förekomma relativt höga halter av dessa partiklar (55 000 partiklar/cm³). Därför bör undersökningar av denna art utföras.

10. Framtida utveckling

Under de närmsta tio åren är det troligt att branschen finns kvar relativt oförändrad i Sverige. Men troligen kommer under denna period mer automatiserade processer att tas fram för demontering av produkter. Detta drivs främst av ekonomiska skäl, men även arbetsmiljön för de anställda kommer på längre sikt att gynnas av detta. En sådan process är dock dyr och kräver att förbehandlarna har en stabil marknadsandel av elavfallet för att löna sig.

I Sverige finns i dagsläget tre stora aktörer som även finns på den internationella marknaden, och det är troligt att dessa kommer vara ledande i utvecklingen mot mer maskinella processer. Redan idag finns sådana processer för t.ex. batterisortering. En fördel med en mer automatiserad process, som också registrerar produkttyp, är att man kan få fram mycket bra statistik. Detta kan komma att bli viktigt för producenterna som betalar för återvinningen, då ett system skulle kunna utarbetas för att endast betala för de egna produkterna. I dagsläget finns producenter som inte betalar alls för återvinning.

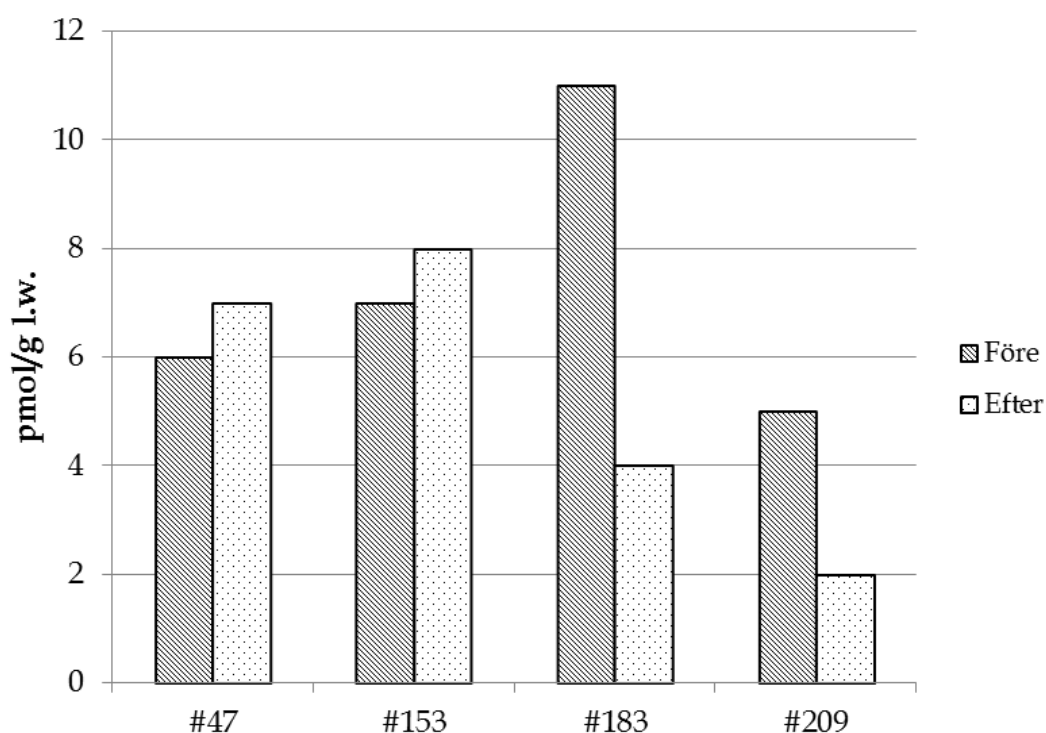
Med en helt automatiserad förbehandling kommer sannolikt de största hälsoriskerna för arbetstagarna att finnas vid insamling och transport. Detta gäller framförallt kvicksilverinnehållande produkter som måste hanteras varsamt, så att kvicksilvret inte kan läcka ut vid insamling och transport. Detta är ett potentiellt arbetsmiljöproblem som måste studeras i detalj.

Ett annat alternativ kan också växa fram i takt med att EUs ekodirektiv⁶⁸ slår igenom allt kraftigare. Direktivet ställer krav på att produkter och komponenter i större utsträckning ska kunna gå till återanvändning. Återbruk av produkter kommer säkert att växa, men frågan är var detta kommer att ske, och om återbruk/återvinning inte i stället flyttas från västvärlden till Afrika och Asien.

11. Utrednings- och forskningsbehov

Genomgång av litteraturen som finns tillgänglig har visat att det fortfarande finns många kunskapsluckor då det gäller exponering för hälsoskadliga kemikalier inom återvinningen av elavfall. Elektronikbranschen förändras snabbt vad gäller produkter och innehåll i dessa. Det är därför angeläget att fortlöpande göra undersökningar inom elavfallsbranschen.

Då det gäller bromerade flamskyddsmedel ser vi från ett arbets- och miljömedicinskt perspektiv inte ett stort behov av att kartlägga exponeringsförhållanden hos varje enskild förbehandlare. Studier har tydligt visat att om det sker en dammreducering i lokaler som förbehandlar elavfall minskar halterna i luften och i blodet hos de anställda (figur 7)²⁷. Det är dock angeläget att inom ramen för forskningsprojekt följa exponering för flamskyddsmedel och andra tillsatser (såväl "gamla" som "nya").



Figur 7. Fyra vanliga PBDE-varianter som visar hur medianhalten (pmol/g l.w.) av respektive ämne har förändrats i serum hos elektronikdemonterare efter att dammreducerande åtgärder har införts på ett företag²⁷. Minskning är statistiskt signifikant för #183 och #209, som anses vara markörer för exponering via elektronik.

Om det föreslagna SCOEL-värdet för OktaBDE-blandningen blir ett lagstadgat hygieniskt gränsvärde ska samtliga verksamheter mäta halten av detta ämne i luften och rapportera till Arbetsmiljöverket. Vid en sådan typ av provtagning måste expertis som finns inom arbets- och miljömedicinska kliniker och på universiteten i Sverige anlitas för att utföra provtagningen rätt. Det bör även finnas laboratorier som är internationellt certifierade för att göra dessa analyser.

För metallexponering inom återvinningen av elavfall är bilden lite mer komplex. Även om allmän dammreducering även här kommer att vara effektiv för att minimera exponeringen

för metaller, finns fortfarande stora luckor i kunskapsbasen. Blyexponering är inte tillräckligt utredd, eftersom stora förändringar i hantering av CRT-glas har gjorts sedan mätningarna gjordes i Sverige. Dessutom tyder data från Finland på att inom återvinningen av batterier kan fortfarande höga halter av bly förekomma hos arbetstagarna.

Batteriåtervinning verkar även vara problematisk på grund av kobolt- och nicklexponering, med höga halter i luften. De anställda hade även höga halter av nickel i urinen. I Sverige finns inga data från denna typ av återvinning. Vad det gäller hudexponering från dessa mycket allergiframkallande ämnen finns inga data alls i litteraturen för denna bransch.

Kvicksilverproblematiken är inte heller fullständigt utredd. Även om det är möjligt att exponering från LCD-skärmar kommer att minska drastiskt de närmast åren tack vare ny teknik som är automatiserad, finns problemet kvar vid transporten av skärmar. Då det gäller lyskällor ligger även här en stor osäkerhet kring hur exponeringen ser ut för personal som arbetar på insamlingsplatser och transportbolag. Även vid förbehandlingen och återvinningen av lyskällor är det troligt att exponeringen kan komma att vara hög i ytterligare några år till dess att de automatiserade processerna fungerar fullt ut.

Indiumtennoxid (ITO) är också ett potentiellt mycket allvarligt problem, då svåra lungsjukdomar kan uppstå hos yrkesmässigt exponerade arbetare. Även om halterna just nu ligger lågt inom branschen kan teknikutvecklingen med platta skärmar och "touchscreens" leda till att ökad exponering för ITO i lokaler för förbehandling. Problemet kan förväntas bli störst hos företag som specialiserat sig på att ta hand om icke-demonterade LCD-skärmar.

Dammhalterna är generellt höga i branschen, och företagen behöver arbeta systematiskt med dammreducerande åtgärder. Studier som fokuserar på hälsoeffekter av damm saknas helt från området. Ett särskilt observandum är att exponeringsstudier med fokus på ultrafina partiklar helt saknas. Exponeringen kan misstänkas vara betydande.

12. Slutsatser och förslag till åtgärder

Om svensk arbetsmiljölagsstiftning gällande riskbedömning och medicinska kontroller vid exponering för bly och kadmium följs på de enskilda arbetsplatserna kommer exponeringsförhållanden för dessa ämnen att klarläggas.

Det är dessutom motiverat att göra systematiska luftprovtagningar inom ramen för branschundersökningar. Även luftprovtagning behövs för att kontrollera efterlevnad av olika hygieniska gränsvärden vid arbetsmoment där det redan nu är uppenbart att risk för förhöjd exponering finns, främst damm och blyhalter. Något som skulle underlätta sådan provtagning vore om man från Arbetsmiljöverkets sida kunde ändra de hygieniska gränsvärdena till att vara baserade på samma typ av provtagare, företrädesvis för inhalerbart damm. I dagsläget måste företagen mäta med två eller tre olika provtagare för att kontrollera lufthalter av metaller och damm. Detta medför extra och onödiga kostnader.

Även om det inte finns hygieniska gränsvärden för ultrafina partiklar, är det ytterst angeläget att mätningar av denna fraktion genomförs.

Dammreducering är den viktigaste åtgärden för samtliga förbehandlare och återvinnare, eftersom dammet inte enbart är irriterande i sig självt, utan även bärare av olika kemiska ämnen som BFR och metaller. Genom att minska tillgängligt damm i andningszonen hos de anställda, kommer halter av både BFR och metaller att minska. Att så sker kan lätt kontrolleras med biologisk provtagning. Då ska dock först ny luftprovtagning ha genomförts för att kontrollera att halten av damm verkligen har minskat. Dessutom måste hänsyn tas till kinetiken av det ämne som mäts (minst tre halveringstider bör ha gått innan ny mätning sker).

Vissa förbehandlare utför redan idag kontroller av lufthalter i kombination med biologisk monitorering i enlighet med arbetsmiljölagsstiftningen. Dock finns flera förbehandlare som inte gör detta, vilket måste förbättras.

Åtgärder för förbättrad ergonomi (fysisk belastning) är mycket högt prioriterat inom denna bransch. Tunga lyft förekommer dagligen, likaså olika typer av vridmoment, samt både repetitivt och statiskt belastande arbete vid löpande band. Bullerproblematiken kan också vara betydande.

13. Referenser

1. Naturvårdsverket (2011), *Recycling and disposal of electronic waste*, Rapport 6417, ISBN 978-91-620-6417-4
2. Watson et al. (2010), *Toxic transformers – a review of the hazards of brominated and chlorinated substances in electrical and electronic equipment*, Greenpeace Research Laboratories Technical Note 01/010.
3. Direktiv 2002/95/EC, Europeiska unionens officiella tidning, L37/19, 13.2.2003, *on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment*
4. Direktiv 2011/65/EC, Europeiska unionens officiella tidning, L174/88, 1.7.2011, *on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment*
5. Direktiv 2002/96/EC Europeiska unionens officiella tidning, L37/24, 13.2.2003 *on waste electrical and electronic equipment.*
6. Direktiv 2012/19/EC, Europeiska unionens officiella tidning, L197/38, 24.7.2012, *on waste electrical and electronic equipment.*
7. Naturvårdsverkets hemsida, EE-registret, nedladdad 2012-09-01, <http://eeb.naturvardsverket.se/ProducentansvarforEE/Nyheter/>
8. Hemstöm et al. (2012), *Kartläggning av flöden och upplagrade mängder av elektriska och elektroniska produkter i Sverige 2010*, Svenska MiljöemissionsData (SMED), Rapport nr 105 2012
9. Naturvårdesverket (2010), *Transporter av avfall över gränserna*, Rapport nr 6347, ISBN 978-91-620- 6347-4
10. Samarasekera, (2005), *Electrical recycling exposes workers to toxic chemicals*, The Lancet, vol: 366: 1913-1914
11. Elkretsen AB, årsrapporter, nedladdade 2012-09-01, <http://www.elkretsen.se/press/>
12. SAKAB (2012), *Återvinning av bildskärmsglas*, Nedladdad 2012-09-01 <http://www.sakab.se/templates/Page.aspx?id=928>,
13. Stenberg R. (2004), *Utrustning för automatisk mätning av ändkapningsmaskin för lysrör, C-uppsats*, Blekinge Tekniska Högskola. Nedladdad 2012-08-26, <http://www.bth.se/fou/cuppsats.nsf/all/829d47ab1ece8506c1256f3c00298dc0?OpenDocument>
14. Nordic recycling (2012), *Recycling*, Nedladdad 2012-09-01, <http://www.nordicrecycling.se/nr/10-recycling>
15. SCBs statistiksidor, www.scb.se
16. Arbetsmiljöverket (2012), *Arbetsuskador 2011*, Arbetsmiljöstatistik Rapport 2012:2
17. Busck O., (2007), *Marketization of refuse collection in Denmark: social and environmental quality jeopardized.*, Waste Management Research vol; 25; 384.
18. Rosenberg C. et al. 2010 *Kemiälliset hättatekijät sähkö- ja elektroniikkaromun kierrätyksessä - altistuminen ja torjunta*, Loppuraportti Työsuojelurahastolle, Työterveyslaitos ja Itä-Suomen yliopisto, Helsinki, 2010 (50 s.) (tillgänglig på Finska) Nedladdad 2012-08-25 http://www.tsr.fi/c/document_library/get_file?folderId=13109&name=DLFE-1911.pdf
19. Julander et al. (2012a), *Biomarkers of occupational metals exposure in recycling of e-waste* Submitted, 2012-12-05
20. Julander et al. (2012b) *Characterisation of airborne metal exposure within the recycling of e-waste*, Submitted, 2012-11-29.
21. Wannfors E., (2009) *Hur blev det så här? - En händelse- och riskanalys av kvicksilverexponering i ett sorteringsföretag*. Rapport nedladdad från arbets- och

miljömedicin, Uppsala 2012-09-01,
http://www.ammuppsala.se/sites/default/files/projektarbeten_foretagsslakarutbildningen/Projektarbete%2008_09/Wannfors.pdf

22. Costa LG. et al., (2008). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants: environmental contamination, human body burden and potential adverse health effects. *Acta Biomed.* vol: 79(3): 172-83.
23. Sjödin et al. (1999), *Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers*, *Environ. Health Perspect.* vol: 107(8): 643-648
24. Jakobsson et al. (2002), *Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians*. *Chemosphere* vol: 46: 709-716
25. Thomsen et al. (2001), *Brominated flame retardants in plasma samples from three different occupational groups in Norway*, *J. Environ. Monitor.* vol: 3: 366-370
26. Julander et al (2005a), *Polybrominated diphenyl ethers - plasma levels and thyroid status of workers at an electronic recycling facility*, *Int Arch Occup Environ Health* vol: 78: 584-592
27. Thuresson et al. (2006), *Polybrominated diphenyl ether exposure to electronics recycling workers - a follow up study*, *Chemosphere* vol: 64:, 1155-1161
28. Thuresson et al.,(2005) *Occupational Exposure to Commercial Decabromodiphenyl Ether in Workers Manufacturing or Handling Flame-Retarded Rubber*, *Environ. Sci. Technol.* vol: 39:1980-1986
29. Frazzoli C. et al. (2010). *Diagnostic health risk assessment of electronic waste on the general population in developing countries' scenarios*. *Environ. Impact Assessment Rev.* vol: 30: 388-399
30. Sjödin et al. (2001), *Flame Retardants in Indoor Air at an Electronics Recycling Plant and at Other Work Environments*, *Environ. Sci. Technol.* vol: 35: 448-454)
31. Pettersson- Julander et al. (2004), *Personal air sampling and analysis of polybrominated diphenyl ethers and other bromine containing compounds at an electronic recycling facility in Sweden*, *J. Environ Monit.* vol: 6: 874-880
32. Julander et al. (2005b), *Distribution of brominated flame retardants in different dust fractions in air from an electronics recycling facility*, *Sci. Total Environ.* vol: 350: 151-160
33. Charles et al. (2005) *Source Ambient Air Monitoring of Polybrominated Diphenyl Ethers*, California Air Resource Board (CARB); Nedladdad: 2012-08-25,;
<http://www.arb.ca.gov/toxics/pbde%20final%20report%202005.pdf>
34. Mäkinen et al (2009), *Respiratory and Dermal Exposure to Organophosphorus Flame Retardants and Tetrabromobisphenol A at Five Work Environments*, *Environ. Sci. Technol.* vol: 43: 941-947
35. Rosenberg et al (2011), *Exposure to Flame Retardants in Electronics Recycling Sites*, *Ann. Occup. Hyg.* vol. 55(6): 658-665
36. SCOEL (2012) Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Diphenyl ether, Octabromoderivative (commercial mixture), SCOEL/ SUM /48, March 2012, Nedladdad 2012-09-01
<http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=scoel%20pbde&source=web&cd=1&ved=0CCYQFjAA&url=http%3A%2F%2Fec.europa.eu%2Fsocial%2FBlobServlet%3FdocId%3D7721%26langId%3Den&ei=G15YUOW4JeWE4gSOpoH4CQ&usq=AfQjCNGzeAjm7xckj6DqMxL7ybXrxMYMpg>
37. Woodruff TJ. Bridging epidemiology and model organisms to increase understanding of endocrine disrupting chemicals and human health effects. *J Steroid Biochem Mol Biol.* 2011 Oct;127(1-2):108-17. Epub 2010 Nov 26.

38. Dingemans MM, van den Berg M, Westerink RH. Neurotoxicity of brominated flame retardants: (in)direct effects of parent and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers on the (developing) nervous system. *Environ Health Perspect.* 2011 Jul;119(7):900-7. Epub 2011 Jan 18.
39. EFSA (2011a) Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in FOOD. *EFSA Journal* 2011;9(5):2156 [274pp.].
40. EFSA (2011b) Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 2011;9(12):2477[61pp.].
41. EFSA (2011c) Scientific Opinion on Hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in Food. *EFSA Journal* 2011;9(7):2296[118pp.].
42. Jakobsson K. et al. (2012), *Polybrominated diphenyl ethers in maternal serum, umbilical cord blood, colostrum and mature breast milk.* *Environ. Internat.* In press.
43. Arbete och hälsa (2005), *Vetenskapligt Underlag för Hygieniska Gränsvärden 26*, Rapport 2005:16, ISBN 91-7045-776-x
44. Arbetsmiljöverkets författningssamling (2011), *Hygieniska gränsvärden*, AFS 2011:18, ISBN 978-91-7930-559-8
45. Arbetsmiljöverkets författningssamling (2005), *Medicinska kontroller*, AFS 2005:6, ISBN 91-7930-453-2
46. Public health impact of long-term, low-level mixed element exposure in susceptible population strata. Project no FOOD-CT-2006-016253. Final report. Nedladdat 2012-08-25:
http://www.med.lu.se/labmedlund/amm/forskning/haelsorisker_av_metaller/phi_me
47. Occupational Health and Safety Administration, (2012), nedladdat 2012-08-25,
<http://www.osha.gov/index.html>
48. American Conference of Governmental Industrial Hygienists (2011) TLVs and BEIs, ISBN:978-1-607260-28-8
49. Sällsten G. et al. (1990) *Mercury in the Swedish chloralkali industry--an evaluation of the exposure and preventive measures over 40 years.* *Ann. Occup. Hyg.* Vol 34:205-214
50. Satoh H. (2000) *Occupational and Environmental toxicology of mercury and its compounds. Review.* *Industrial Health* vol: 138:153
51. Arbete och Hälsa (2003), *Vetenskapligt Underlag för Hygieniska Gränsvärden 24*, Rapport 2003:15, ISBN 91-7045-696-8
52. Engström A. et al. (2011), Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women, *J. Bone Miner. Res.* Vol 26:486-95
53. Engström A. et al. (2012), *Associations between serum retinol, long-term cadmium exposure and bone among women.*, *J. Nutr.* In press
54. Suwazono Y., (2006), *Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans.*, *Environ. Health Perspect.* Vol: 114: 1072-1076
55. EFSA, (2009), *Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European Commission on cadmium in food.*, *EFSA J.* 980: 1-139
56. Shimbo S. et al., (2000), *Correlation between urine and blood concentrations, and dietary intake of cadmium and lead among women in the general population of Japan.*, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol: 73: 163-170
57. IARC, (2012), *Monographs Vol 100C*, ISBN 978-92-832-1320-8
58. Arbete och Hälsa (2000), *Scientific Basis for Swedish Occupational Standards XXI*, Rapport 2000:2, ISBN 91-7045-582-1

59. Meding et al (2012), *Handeksem*, Kunskapsöversikt, rapport nr 2012:8, Arbetsmiljöverket, ISBN 1650-3171
60. Lidén och Julander (2012a), *Cobalt*, Kapitel 45 i: Kanerva's Occupational Dermatology Eds: T. Rustemeyer, P. Elsner, S.M. John & H.I. Maibach, DOI 10.1007/978-3-642-02035-3_45, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012
61. Linnainmaa och Suuronen (2012), *Grinders and Brazers of Hard Metal and Stellite*, Kapitel 159 i: Kanerva's Occupational Dermatology Eds: T. Rustemeyer, P. Elsner, S.M. John & H.I. Maibach, DOI 10.1007/978-3-642-02035-3_159, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012
62. Barceloux D.G. (1999), *Cobalt*, Clinical Toxicology, vol: 37(2):201-216
63. Arbete och hälsa (2005), *Cobalt and Cobalt Compounds*, Criteria Documents for Swedish Occupational Standards, Rapport 2005:12, ISBN: 91-7045-768-9
64. Bárányi E, et al. (2002), *Trace element levels in whole blood and serum in Swedish adolescents*, Sci. Total Environ. Vol: 286 (1-3): 129-41
65. NTP (2009) Chemical information profile for indium tin oxide [CAS no 50926-11-9]. National Toxicology Program, National Institute of Environmental Health Sciences, USA, nedladdat 2012-10-20:
http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/noms/support_docs/ito060309.pdf
66. Lidén och Julander (2012b), *Some other metals*, Kapitel 47 i Kanerva's Occupational Dermatology Eds: T. Rustemeyer, P. Elsner, S.M. John & H.I. Maibach, DOI 10.1007/978-3-642-02035-3_47, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012
67. Brook RD, (2008) *Cardiovascular effects of air pollution*. Clin. Sci. (Lond). Vol: 115(6): 175-87.
68. Bardana EJ Jr.(2008) *Occupational asthma*, J. Allergy Clin. Immunol. Vol: 121(2 Suppl): S408-11.
69. Direktiv 2009/125/EC, Europeiska Unionens officiella tidning, L285/10, 31.10.2009, on establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products (recast).

14. Tabeller

Tabell 4a. Polybromerade difenyletrar i biologiskt material (pmol/g fett) från personer som arbetar med demontering av elavfall och tillverkning/användning av datorer och kretskort. Tabellen är från femstudier i Sverige och Norge.

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Typ av prov	#47	#153	#183	#209	Källa
Förbehandling	Demonterare (n=19)	1997	Serum	5,9	7,0	11	5,0	23
Service lokal	Datortekniker (n=19)	1999	Serum	2,7	4,1	1,3	1,6	24
Förbehandling	Demonterare (n=11)	2000	Serum	7,3	7,9	4,4	2,0	27
Förbehandling	Demonterare (n=5)	2000	Plasma	8,2	2,6	0,6		25
Service lokal	Kretskortstillverkare (n=5)	2000	Plasma	3,3	1,5	ND		25
Laboratorium	Kontroller (n=5)	2000	Plasma	3,1	0,8	ND		25
Förbehandlare	Oexponerade (n=11); start	2001-2002	Blod	2,8	1,7	<0,19		26
Förbehandlare	Oexponerade (n=18); efter semester	2001-2002	Blod	4,1	2,3	1,3		26
Förbehandlare	Demontering (n=39)	2001-2002	Blod.	3,7	1,7	1,2		26
Förbehandlare	Andra arbetsmoment (n=12)	2001-2002	Blod	2,8	1,4	0,42		26
Förbehandlare	Sortering (n=3)	2001-2002	Blod	5,7	1,7	<0,19		26

Tabell 4b. Lufthalter av BFR från demontering av elavfall i Sverige, Finland och USA. Samtliga halter presenteras som ng/m³.

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Provtyp	#47	#153	#183	#209	sumBDE	BTBPE	DBDPE	TBBPA	Källa
Förbehandling	Stationär vid demontering		25mm filter glasfiber, 2 st PUF diameter och tjocklek 15 mm, 3l/ min, 8h	1,2	3,9	19	36		20		30	30
Förbehandling	Stationär vid krossen			2,0/2,1	14/15	84/87	150/200		140/150		130/150	30
Förbehandling	Demonterare (n=11)	2001-2002	NIOSH, modifierad 37mm slutna med XAD under filter för "lätta" BDE, 2l/ min, 8h	5,1	4	9,4	30		22	0,2		31
	Andra arbetsmoment (n=3)	2001-2002		3,5	1	2	8,1		8,8	0,05		31
	Oexponerade (n=3)	2001-2002		0,5	0,07	0,02	1,7		0,08	0,01		31
Förbehandling	Stationär vid demontering	2002	NIOSH, modifierad 37mm slutna med XAD under filter för "lätta" BDE, 2l/ min, 8h	1,0	1,3	4,6	15		8,9	0,07		32
	Stationär vid demontering	2002	Respirabelt damm, SKC 2 Al-cyclon, 25 mm filterkasset, 1,9l/ min, 8h	0,3	0,2	0,9	3,0		0,8	<0,02		32
	Stationär vid demontering	2002	IOM provtagare, 25mm filter, 2,0l/ min, 8h	1,3	1,6	5,9	192		10,7	0,68		32
Förbehandling	Demonterare		Personligt: IOM provtagare, 25mm filter glass fiber, 2l/ min								1050	34

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Provtyp	#47	#153	#183	#209	sumBDE	BTBPE	DBDPE	TBBPA	Källa
	Stationär vid demontering		Stationärt: OVS (filter, XAD och PUF) 2l/ min								100	34
Förbehandling	Stationär vid kross, dag 1	2004	Kvartsfilter 47 mm, och XAD	1,8/2,1	8,0/6,6	24/34	316/534					33
	Stationär vid kross, dag 2	2004	lågflödespump, snitt 12L/ min, 8h	0,6/0,6	1,3/1,1	6,1/5,6	80/80					33
	Stationär vid kross, dag 3	2004		2,9/2,6	8,9/7,8	37/36	833/698					33
Förbehandling A	Demontörer (n=6)	2008	Personburna, OVS (OSHA					305		76	162	35
	Demontörer (n=6)	2009	versatile sampler),					109		2	110	35
Förbehandling B	demontörer (n=7)	2008	glasfiberfilter, 2 XAD lager,					2320	nd	360	430	35
	demontörer (n=5)	2009	2,5l/ min; ng/ m3					1180	4,4	79	345	35
Förbehandling C	demontörer (n=5)	2008						31	11	22	30	35
	demontörer (n=4)	2009						35	2,3	12	44	35
Återvinning D	Batteriåtervinning (n=6)	2008						36	2,4	10	13	35
	Batteriåtervinning (n=6)	2009						21	1,9	3,5	8,7	35

Tabell 5a. Metaller i biologiska prover från två studier i Sverige och Finland, samtliga värden är medianvärden. Metallhalterna hos arbetstagare på kontoret går att jämföra med ej yrkesexponerad allmänbefolkningens blod- och urinhalter av metaller.

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Typ av prov	Pb (µmol/L)	Hg (nmol/L)	Cd (nmol/L)	Cr (µmol/L)	Co (nmol/L)	Ni (µmol/L)	Källa
Förbehandling	Demontering (n=53)	2007-2008	Blod	0,15	7,0	6,2	0,03	1,4	0,02	19
	Kontor (n=10)	2007-2008	Blod	0,068	6,0	2,7	0,02	1,0	0,004	19
Förbehandling A	Demontering (n=6)	2008	Blod	0,15	na	7,0	na	na	na	18
	Demonterare (n=6)	2009	Blod	0,10	na	9,5	na	na	na	18
Förbehandling B	Demonterare (n=7)	2008	Blod	0,70	na	7	na	na	na	18
	Demonterare (n=5)	2009	Blod	0,60	na	3	na	na	na	18
Förbehandling C	Demonterare (n=5)	2008	Blod	0,1	na	6	na	na	na	18
	Demonterare (n=4)	2009	Blod	0,1	na	4,5	na	na	na	18
Återvinning D	Batteriåtervinning (n=6)	2008	Blod	0,1	na	1	na	na	na	18
	Batteriåtervinning (n=6)	2009	Blod	0,1	na	3,5	na	na	na	18
Förbehandling	Demontering (n=53)	2007-2008	Urin*	0,007	6,5	3,6**	0,01	4,2	0,03	19
	Kontor (n=10)	2007-2008	Urin*	0,003	4,0	2,7***	0,004	4,1	0,03	19
Förbehandling A	Demontering (n=6)	2008	Urin	0,002	nd	2,5	0,01	5,5	0,04	18
	Demonterare (n=6)	2009	Urin	0,007	5	2,5	0,01	3,5	0,03	18

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Typ av prov	Pb (µmol/L)	Hg (nmol/L)	Cd (nmol/L)	Cr (µmol/L)	Co (nmol/L)	Ni (µmol/L)	Källa
Förbehandling B	Demonterare (n=7)	2008	Urin	0,003	nd	3	0,01	5,0	0,04	18
	Demonterare (n=5)	2009	Urin	0,044	5	5	0,01	9,0	0,08	18
Förbehandling C	Demonterare (n=5)	2008	Urin	0,008	nd	4	0,01	3	0,06	18
	Demonterare (n=4)	2009	Urin	0,0045	5	4	0,01	5,5	0,035	18
Återvinning D	Batteriåtervinning (n=6)	2008	Urin	0,014	12,5	2,5	nd	88	0,14	18
	Batteriåtervinning (n=6)	2009	Urin	0,014	35	3	0,01	46	0,065	18

* *Urinhalterna är justerade till specifik vikt 1,020 g/ml.*

** För att konvertera dessa halter till µmol/mol kreatinin, ska halterna divideras med en medelhalt för kreatinin i 1 liter urin. Denna halt är 10 mmol/mol kreatinin. Detta ger att 3,6 nmol/L motsvarar 0,36 µmol/mol kreatinin.

Tabell 5b. Metaller i luftprover från två studier i Sverige och Finland. Samtliga prover kommer från personburen provtagning och halterna redovisas som aritmetiska medelvärden.

Typ av återvinning	Arbetsuppgift	Årtal	Typ av prov	Pb (µg/m ³)	Hg (µg/m ³)	Cd (µg/m ³)	Cr (µg/m ³)	Co (µg/m ³)	Ni (µg/m ³)	Damm (mg/m ³)	Källa
Förbehandling	Demonterare (n=65)	2007-2008	Totaldamm 37 mm öppen kassett, 8h	7,8	0,01	0,3	0,4	0,06	0,4	1,5 (0,2-4,8)	20
Förbehandling	Demonterare (n=78)	2007-2008	Inhalerbart IOM 25mm, 8h	14	0,02	0,6	0,7	0,2	0,9	2,8 (0,4-12)	20
Förbehandling A	Demonterare (n=6)	2008	Inhalerbart IOM 25 mm, 8h	8,2	<LOD	2,8	0,3	0,1	1,5	2,6	18
	Demonterare (n=6)	2009		3,1	<LOD	0,5	0,3	0,1	0,7	1,3	18
Förbehandling B	Demonterare (n=7)	2008		20	<LOD	0,7	0,5	0,07	2,0	3,1	18
	Demonterare (n=5)	2009		30	<LOD	0,9	0,6	0,1	2,6	4,9	18
Förbehandling C	Demonterare (n=5)	2008		0,3	<LOD	ND	0,1	ND	0,3	0,5	18
	Demonterare (n=4)	2009		0,7	<LOD	0,1	0,3	ND	0,6	0,6	18
Återvinning D	Batteriåtervinning (n=6)	2008		4,7	<LOD	0,3	2	68	48	3,2	18
	Batteriåtervinning (n=6)	2009		6,7	<LOD	0,1	0,8	13	16	2,6	18



ARBETSMILJÖ
VERKET

Arbetsmiljöverket
112 79 Stockholm
Besöksadress Lindhagensgatan 133
Telefon 010-730 90 00
Fax 08-730 19 67
E-post: arbetsmiljoverket@av.se
www.av.se

ISSN 1650-3171

Den här publikationen kan laddas ner på
www.av.se/publikationer/rapporter/

Vår vision: *Alla vill och kan skapa en bra arbetsmiljö*