

Miljömedicinsk utredning inför saneringsåtgärd av Kemtvätt Martin Ängqvist AB, Linköpings kommun



Foto: Pål Graff, AMM



Arbets- och miljömedicin i Linköping

Linköping 2012-04-12

Utförd av:

Pål Graff, Cert. Yrkeshygieniker

Charlotta Wigander, Leg. läkare

Stefan Blomberg, Leg. Psykolog

Ingela Helmfrid, Biolog

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Bakgrund	3
Vårt uppdrag.....	4
Områdesbeskrivning.....	5
Exponering.....	7
Hälsoriskbedömning.....	8
Riskkommunikation.....	11
Samlad bedömning och rekommendationer	13
Referenser	14

Sammanfattning

Området i kvarteret Konduktören är förorenat av tetrakloreten, trikloreten, vinylklorid, xilen och bensen orsakad av tidigare verksamhet i området. Verksamheten Martin Ängqvist Färgeri och Kemiska Tvättanstalt drevs mellan åren 1906-1977. Ett par år efter nedläggning byggdes radhus på området. Höga halter av lösningsmedel har påträffats i jord och saneringsåtgärder planeras.

Inför saneringsanmälan har Arbets- och miljömedicin i Linköping fått i uppdrag av Linköpings kommun att utföra en miljömedicinsk bedömning, med avseende på exponering och medicinska effekter bland boende och känsliga grupper (dvs. barn) som vistas i området under saneringstiden.

Vi har i denna miljömedicinska bedömning endast tagit hänsyn till exponering via inandning. Inandning är den mest relevanta exponeringsvägen under saneringsperioden, då flera av de ämnen som finns i den förorenade jorden i området är mycket flyktiga och snabbt avdunstar från marken. Saneringen ska enligt bakgrundsunderlaget utföras så att spridningen av förorenad jord begränsas.

Spridningsberäkningarna visar att halterna i luft under saneringsperioden kommer att vara låga, förutsatt att saneringen utförs under perioden april - september. Vår bedömning är att inga akuta hälsoeffekter kommer att uppstå under den korta tid (12 veckor) som saneringsarbetet pågår för de boende i området till följd av exponering för de aktuella ämnena. Dock kan halten av xilen överstiga lukttröskeln vid flera av beräkningpunkterna enligt spridningsberäkningen. Detta medför att lukt kan förekomma under saneringen och ge upphov till frågor och oro bland boende.

För flera av ämnena kan halterna överstiga de rekommenderade lågrisknivåer, men även om exponeringstiden för kemikalierna är begränsad, rekommenderar vi att man försöker begränsa exponeringen. Spädbarn och barn är extra känsliga för exponering för tetrakloreten och det är osäkert vid vilken nivå som synsystemet påverkas. Även om halterna är låga, bör antalet barn som exponeras därför begränsas. Saneringen bör därför utföras när skolan är stängd, det vill säga under sommaren, då även halterna enligt spridningsberäkningarna är lägre.

Vi vill också framhäva vikten av att ha en god riskkommunikation med de berörda för att minska risken för oro, stress och frustration i samband med saneringsprocessen. En god riskkommunikation innebär också att de boende känner sig mer delaktiga.

Bakgrund

Området i kvarteret Konduktören, Tannefors, Linköpings kommun är förorenat på grund av tidigare verksamhet. Verksamheten vid Martin Ängqvists Färgeri och Kemiska Tvättanstalt pågick under åren 1906-1977 då verksamheten lades ned. Efter nedläggning stod lokalerna tomma fram till att de nya radhusen byggdes (1979) på kvarteret Konduktören.

Inom verksamheten färgades trikå och garn samt klorblekning utfördes i färgeriet. I kemtvätten användes flera tvättmaskiner där kläder tvättades med perkloretylen och trikloretylen. Varnolen som var ett petroleumbaserat lösningsmedel som liknar lacknafta, användes till kläder som inte blev rena med klorerade lösningsmedel. Det fanns även en vattentvätt i verksamheten (Envipro 2008).

Enligt huvudstudien (Envipro, 2008) har före detta anställda uppgivit att det vid ett fåtal tillfällen hände att kemtvättmaskinerna gick sönder och att tvätteriarbetarna som andades in ångorna, agerade som om de var berusade.

Inga uppgifter om lokala avstjälningsplatser har framkommit. Avloppsvatten och processvatten från tvättarna och färgeriet leddes ut i Stångån fram till 1960-1970-talet, därefter kopplades ledningarna till det kommunala spillvattennätet (Envipro 2008).

Provtagning och analys av jord och grundvatten i området har påvisat höga halter av olika lösningsmedel (tabell 1 och 2) (Structor 2010).

Tabell 1. Statistisk sammanställning av uppmätta halter lösningsmedel i jordprover tagna inom källområdet från undersökningar utförda 2008 - 2010 (mg/kg TS) (Structor 2010).

Ämne	Antal	Median	Medel	90-perc	Max
cis-1,2-dikloreten, DCE	21	0	14	65	90
Triklöreten, TCE	21	1	112	99	2 000
Tetrakloreten, PCE	21	1	792	60	16 000
Vinylklorid, VC	22	<0,1	<0,1	<0,1	<1,0
alifater >C8-C10	12	11	199	130	2 100
aromater >C8-C10	11	23	471	230	4 700

Tabell 2. Statistisk sammanställning av uppmätta halter lösningsmedel i grundvatten inom källområdet från undersökningarna 2008-2010 ($\mu\text{g/l}$) (Structor 2010).

Ämne	Antal	Median	Medel	90-perc	Max
cis-1,2-dikloreten, CDE	18	430	2 585	12 000	14 000
Triklloreten, TCE	22	12	3 055	4 070	33 000
Tetrakloreten, PCE	21	19	4 967	5 500	52 000
Vinylklorid, VC	16	29	541	1 575	4 800
alifater >C8-C10	7	120	8 628	29 800	31 000
summa alkylbensener	10	925	3 240	8 790	15 000

Enligt huvudstudien och kompletterande undersökningar kan föroreningarna utgöra en miljö- och hälsorisk och saneringsåtgärder behöver vidtas. Saneringen omfattar området med högst halter och skall utföras genom att den förorenade jorden schaktas ur ner till maximalt åtta meter och körs till en behandlingsanläggning. Det aktiva arbetet med schaktning beräknas ta cirka 12 veckor, i huvudsak i mer eller mindre ren jord. Arbeta i kraftigt förorenad jord bedöms ske under cirka två veckor. Vid arbetet finns det risk för att lättflyktiga lösningsmedelsångor avgår till omgivningen (Structor 2012).

Vårt uppdrag

Inför saneringsanmälan har Arbets- och miljömedicin i Linköping fått i uppdrag av Linköpings kommun, att utföra en miljömedicinsk bedömning, med avseende på exponering och medicinska effekter bland boende och känsliga personer (dvs. barn) som vistas i området under saneringstiden. I den miljömedicinska bedömningen ingår en exponeringsbedömning för lösningsmedelsångor och en hälsoriskbedömning. Bedömningen baseras på befintligt underlag, gränsvärden och kända hälsoeffekter från liknande frågeställningar. Bedömningen utgår från vid vilka nivåer effekter på människors hälsa uppstår. Hälsoeffekter kan uppstå även om halterna är under gräns- och riktvärden.

Det kan eventuellt finnas risk för att barn kan få i sig förorenad jord, om de vistas på saneringsområdet och får jord på händerna, som de sedan stoppar i munnen. Vi förutsätter dock att området spärras av under saneringsperioden och att schaktmassorna fraktas bort omedelbart och att grävning sker i fuktig jord, för att minska dammspridning. Med ovanstående åtgärder är riskerna för att barn ska få i sig förorenad jord små.

Områdesbeskrivning

I kvarteret Konduktören finns radhus med totalt 11 fastigheter (figur 1, markerat med grönt). En mindre trädgård tillhör varje fastighet. På allmänna ytor finns en garagelänga, en avloppspumpstation samt vägar och parkeringar. Söder om området finns grön- och strövområden längs Stångåns strand. Nordost till öster om radhusen ligger Tanneforsskolan som har förskoleklass samt grundskoleklasserna till och med år 6, samt skolbarnomsorg (figur 1).

Befolkningsstruktur

Inom en radie av 500 meter (figur 1) från kvarteret Konduktörens mittpunkt bor totalt 2666 personer, varav 246 är barn under 13 år (tabell 3). Inom radien 100 meter bor totalt 214 personer, varav 15 är barn under 13 år. På Tanneforsskolan vistas cirka 180 barn mellan 6-12 år. Det är främst inom radien 100 meter som befolkningen kan beröras av saneringen.

Tabell 3. Antal personer boende inom en radie från kvarteret Konduktörens mittpunkt. Data hämtad från 2010 års befolkningsregister.

Befolkning 2010		
Radie från mittpunkt i kvarteret Konduktören	100 m	500 m
0-12 år	15	246
13-20 år	26	254
21-40 år	29	772
41-60 år	64	722
61-80 år	66	500
81-	14	172
Totalt	214	2666



(c) Kommunlantmäteriet 2012

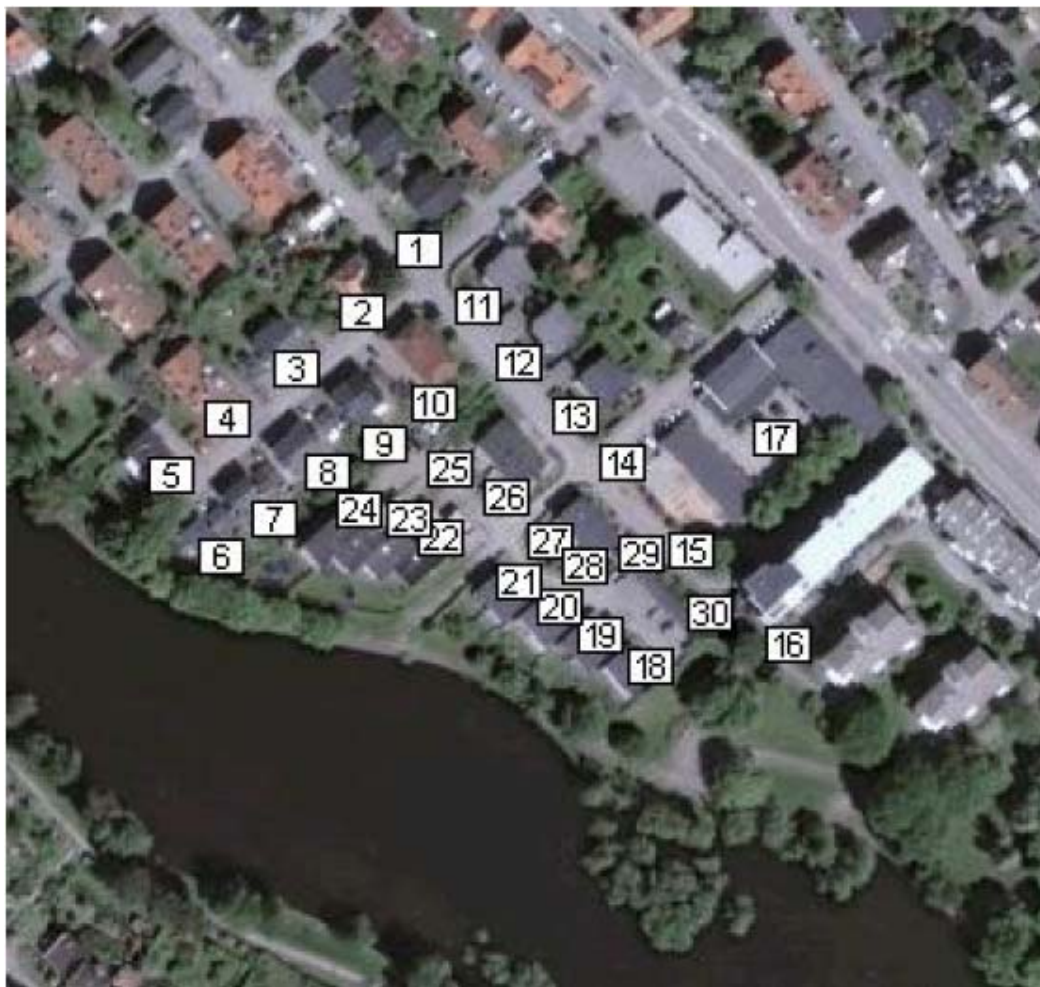
Figur 1. Buffertzonen med 500 m radie från kvarteret Konduktörens mittpunkt, Linköpings kommun.

Exponering

Spridningsberäkningar

Emissionerna av VOC från schaktmassorna har beräknats av Structor Miljö Göteborg AB (Structor, 2012) och avser schaktning under cirka två veckor i den mest förorenade jorden. Vid övrig schaktning bedöms emissionerna vara minst en tiopotens lägre. Emissionerna antas ske dagtid (10 tim) fem dagar i veckan.

Tyréns (2012) har sedan använt dessa emissionsberäkningar och beräknat koncentration i omgivningsluft av ett antal specifika ämnen, som förväntas uppkomma till följd av schaktning under saneringsarbeten. Trettio beräkningspunkter har använts (figur 2). Enligt Tyréns (2012) finns mycket osäkerheter kring spridningsberäkningarna på grund av bestämning av emissioner, väderförhållanden och spridningsmodellens förmåga att beskriva verkligheten.



Figur 2. Beräkningspunkter som användes till spridningsberäkningen (Tyréns 2012).

Tyréns (2012) beräkningar visar att schaktningen skapar de högsta halterna alldeles intill saneringsområdet (tabell 4, figur 2). Därefter i ordning blir skolan norr om området berört med något lägre nivåer och sist bostäder och grannar nordväst om saneringsområdet. Lukt av xylen kan

förmodas uppträda intill schaktningen vid enstaka tillfällen. Dessa värden gäller för perioden april – september. Enligt Tyrens (2012) finns risk för betydligt högre halter om saneringsarbetet förläggs till vinterhalvåret.

Tabell 4. Tabellen visar högsta beräknade halter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) timmedelvärde (99-percentil timme), i de 30 punkterna (Tyrens 2012). Skuggade rutor anger värden över luktröskeln.

Punkt	Tetrakloreten	Triklloreten	Vinylklorid	Xylen	Bensen
1	9,72	3,26	0,00	8,42	0,64
2	17,50	5,84	0,00	15,18	1,16
3	25,14	8,38	0,00	21,82	1,66
4	29,44	9,82	0,00	25,52	1,96
5	28,58	9,54	0,00	24,78	1,92
6	39,32	13,08	0,02	34,08	2,62
7	44,54	14,82	0,04	38,62	2,98
8	47,44	15,80	0,08	41,12	3,14
9	45,74	15,24	0,06	39,64	3,04
10	33,96	11,32	0,02	29,42	2,28
11	13,34	4,46	0,00	11,58	0,90
12	19,50	6,48	0,00	16,88	1,32
13	34,26	11,40	0,02	29,70	2,28
14	65,50	21,82	0,08	56,78	4,38
15	342,32	113,90	0,36	296,64	22,76
16	263,26	87,62	0,28	228,16	17,52
17	72,48	24,12	0,10	62,82	4,84
18	760,08	252,94	0,80	658,66	50,60
19	679,76	226,20	0,72	589,08	45,26
20	469,72	156,28	0,48	407,04	31,28
21	293,16	97,54	0,32	254,04	19,52
22	114,00	37,94	0,10	98,78	7,58
23	83,76	27,86	0,10	72,58	5,58
24	63,06	21,02	0,10	54,64	4,20
25	64,84	21,58	0,10	56,20	4,32
26	101,24	33,70	0,10	87,76	6,74
27	227,16	75,58	0,24	196,84	15,12
28	412,28	137,20	0,42	357,30	27,44
29	388,78	129,38	0,42	336,90	25,88
30	624,96	207,98	0,66	541,56	41,60
Luktröskel	35 000	115 000	-	140	5 000

Hälsoriskbedömning

Tetrakloreten

Tetrakloreten (perkloretylen) är ett klorerat lösningsmedel. Ämnet är hälso- och miljöfarligt och användningen i Sverige är reglerad. Det är förbjudet i konsumentprodukter men får användas yrkesmässigt efter godkännande från Kemikalieinspektionen. Ämnet, som är en färglös vätska med stark sötaktig lukt, används huvudsakligen som tvättvätska vid kemtvättar. Inandning är den största exponeringsvägen för allmänheten. Hälsoproblem orsakade av tetrakloreten innefattar skada på lever, njure och centrala nervsystemet. Det misstänks även vara cancerframkallande, och ge en ökad risk för cancer i magmunnen, livmoderhalsen och lymfom (AoH 2003:14, WHO 2000).

Bakgrundshalten av tetrakloreten i stadsmiljö är mindre än $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I inomhusluft är halten normalt mindre än $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sexton m. fl. 2004), förutom i miljöer där kemtvättar förekommer där halten kan stiga till $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I studier med frivilliga försökspersoner har en exponering på över $678\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gett akut påverkan på nervsystemet efter en dags exponering. Rapporterade effekter är bland annat huvudvärk, svindel, yrsel, rodnad, talsvårigheter, sömnlöshet, minskade hämningar, känslor av upprymdhet och glädje samt försämrad koordination (AoH 2003:14). Hos kemtvättsanställda har det konstaterats njurpåverkan vid luftmedelhalter på $102\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). Baserad på cancerrisken har IMM rekommenderat en lågrisknivå på $680 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IMM 1998). WHO:s föreslagna lågrisknivå är på $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). Tetrakloreten har en lukttröskel på $35\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (AoH 2003:14). Foster, spädbarn och barn är känsligare för tetrakloreten och kan ha en rad negativa effekter av ämnet, exempelvis en ökad känslighet i synsystemet hos barn (Brown m. fl. 2010).

De tre högst beräknade halterna för tetrakloreten i spridningsberäkningen av de 30 receptor-punkterna som använts för beräkning av 99-percentil timme ligger mellan 625 - $760 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dessa värden är högre än de förväntade bakgrundshalterna, men antas inte medföra negativa hälsoeffekter under den perioden saneringen pågår. Det bör dock undvikas att känsliga grupper som barn exponeras på grund av att det är osäkert vid vilka nivåer synsystemet påverkas.

Triklloreten

Triklloreten (trikloretylen) är en färglös vätska vilken används som lösningsmedel för fett. Ämnet är förbjudet, men får användas efter dispens från Kemikalieinspektionen. Till för några år sedan förekom en spridd användning av ämnet vid avfettning och rengöring inom kemtvättsbranschen. Användningen har dock minskat väsentligt på grund av förändrade renhetskrav, andra produktionsätt, alkalisk tvätt samt att andra lösningsmedel ersatt triklloreten (Kemikalieinspektionen, Siegel Scott & Jinot 2011).

Även i låga halter och under kortare tid har det visat sig att triklloreten kan påverka överföringen av nervimpulser och därmed orsaka skakningar i händerna (Murata m. fl. 2010).

Triklloreten förekommer i omgivningsluften i halter på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och 10 gånger högre halter kan finnas i stadsmiljö. Inandning är den huvudsakliga exponeringsvägen, men exponering förekommer även via huden och mag-tarmkanalen. I arbetsmiljön är nivågränsvärdet $50\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (AFS 2011;18). I inomhusmiljö i amerikansk stadsmiljö finns en medianhalt på $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sexton m. fl. 2004). Triklloreten kan ge upphov till effekter på lever och centrala nervsystemet. Det är gentoxiskt samt kan orsaka cancer hos djur, (olika studier talar för olika cancersorter, därav inget specifikt angivet). Även

visst stöd för att det är humancarcinogent finns, IARC har klassificerat det som sannolikt humancarcinogent (Grupp 2A) (IARC 1995). WHO anger en lågrisknivå för en livstidsexponering på 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). Trikloret har en lukttröskel vid 115 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (AoH 1991:43).

Den högst beräknade halten för trikloret i en av de 30 receptorpunkterna som använts för beräkning av 99-percentil timme är 253 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten överstiger WHO:s rekommenderade lågrisknivå, men är lägre än vid de nivåer hälsoeffekter i arbetsmiljön har rapporterats (AoH 1991:43). Då exponeringstiden vid saneringen är kort, förväntas inga negativa hälsoeffekter av trikloret, men begränsning av exponering rekommenderas på grund av att spridningsberäkningarna i vissa punkter överstiger den rekommenderade lågrisknivån cirka 10 gånger.

Vinylklorid

Vinylklorid är ett halogenerat kolväte. Det har en svag söttaktig lukt och är en färglös, brandfarlig och giftig gas. Vid kemtvättsarbete bildas vinylklorid som en nedbrytningsprodukt av tetrakloret. Inandning kan ge huvudvärk, trötthet, yrsel, illamående. Vid höga halter (25 000 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) föreligger risk medvetlöshet. Vid exponering på 2300 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ har effekter som yrsel, eufori och trötthet rapporterats. Vissa undersökningar tyder på ökad risk för missfall och missbildningar (WHO 2000). Vinylklorid är ett ämne som är klassat av IARC som cancerframkallande på människa (Grupp 1). Den typ av cancer man kopplar samman med vinylklorid är den sällsynta levercanceren angiosarkom, som man redan 1974 kunde se hos yrkesmässigt exponerade (Bolt 2005).

Det högsta uppmätta värdet vad gäller vinylklorid var i spridningsberäkningen 0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vinylklorid finns i bakgrundshalter i Sverige på 0,1-0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En lågrisknivå har beräknats av IMM på 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Victorin 1998). Enligt andra riskberäkningar har man kommit fram till en lågrisknivå på 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). Det högsta värdet i spridningsberäkningen ligger i nivå med de bakgrundshalter som finns i Sverige och mycket under den av IMM framtagna lågrisknivån. Den begränsade vinylkloridexponeringen under saneringsperioden kan sannolikt inte medföra negativa hälsoeffekter.

Xylen

Xylen är ett kolväte och färglöst ämne. Det har en låg lukttröskel på 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nagata 2003), med ett yrkeshygieniskt gränsvärde på 221 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (AFS 2011;18). Xylen används som lösningsmedel och för avfettning. Den huvudsakliga exponeringsvägen är genom inandning och via mag-tarmkanalen. En mindre mängd kan även tas upp via huden. När det gäller inandning av Xylen är skador på centrala nervsystemet den kritiska hälsoeffekten. Det högsta uppmätta värdet vid mätning på olika punkter i spridningsberäkningen är 658 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, varför det får räknas som "värsta fall" värden. Detta kan jämföras med yrkeshygieniska korttidsvärden (15 min) för Xylen som är 221 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I en studie av inomhusluft hos allmänbefolkningen i Göteborg, fann man en nivå på 4,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3,5-8,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), vilket är att betrakta som bakgrundsnivå (Åkerström 2009). Vad gäller långvarig exponering för allmänbefolkningen är den rekommenderade lågrisknivån 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Koistinen m. fl. 2008).

Värdena i spridningsberäkningen överstiger de beräknade värdena bland allmänbefolkningen och det framtagna gränsvärdet för långtidsexponering. Dock ligger det mycket under det yrkeshygieniska korttidsvärdet för akuteffekter, vilket är det mest relevanta med tanke på den mycket korta tid som

saneringen kommer att pågå. Halterna av Xylen ligger dock över luktröskeln vid flera av beräkningspunkterna. Lukt kan förekomma under saneringen och ge upphov till frågor och oro bland boende, men enligt de halter som spridningsberäkningen anger, kommer dessa halter inte att medföra medicinska effekter .

Bensen

Bensen är ett aromatiskt kolväte av flyktig karaktär. Det utvinns ur petroleumprodukter och används framför allt som lösningsmedel. Exponering för bensen kan i högre doser eller vid långvarig exponering ge en ökad risk för leukemi.

Bensen är vanligt förekommande och genomsnittlig personburen exponering har i allmänbefolkningen legat mellan 1,3-3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, med något lägre halter utomhus (Levin 2004, Andersson m.fl. 2005). I en studie från 2006 i Göteborg fann man halter på 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,6-1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i inomhusluft hos allmänbefolkningen (Åkerström m. fl. 2009). I arbetsmiljön är nivågränsvärdet 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (exponeringen mätt under åtta timmars arbetsdag) (AFS 2011;18). Bensen har en luktröskel på 5 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (AoH 1988:1).

Det högsta uppmätta värdet i spridningsberäkningen var 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Då bensen är klassat som cancerframkallande ämne har IMM (Institutet för Miljömedicin) rekommenderat en lågrisknivå på 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som långtidsmedelvärde (år) (Victorin 1998).

Även om halten av bensen på vissa av beräkningspunkterna överstiger lågrisknivåerna kommer det sannolikt inte att medföra en hälsorisk, då saneringstiden och exponeringstiden är relativt kort. Exponeringen kan med fördel dock begränsas, då halterna överstiger lågrisknivåerna.

Riskkommunikation

Oavsett hur giftig en aktuell miljöexponering är, så måste även frågeställningar och eventuell oro hos dem som utsätts för miljöexponeringen hanteras på ett förnuftigt och korrekt vis. För att kunna göra detta, behövs en förståelse för hur människor vanligtvis kan reagera på olika typer av miljöexponeringar. Dessutom behövs en förståelse för hur människor kan reagera på olika hanteringsätt och bemötanden från till exempel myndigheter och experter. Människors uppfattningar om och upplevelser av det som de utsätts för, eller riskerar att bli utsatta för, spelar en stor roll för den eventuella stress och oro som de kan uppleva (Bell m.fl. 2005, Warg 2010). För att överskådligt illustrera hur människor kan påverkas av en miljöexponering, kan man göra en enkel fyrfältsfigur som beskriver detta (figur 3).

	Skadlig exponering	Ej skadlig exponering
Oro för hälsan	Risk för toxisk och stressrelaterad skada	Risk för stressrelaterad skada
Ej oro för hälsan	Risk för toxisk skada	Ej risk för skada

Figur 3. Fyrfältsmodell över eventuell oro kopplat till en exponerings eventuella skadlighet.

Med denna mycket enkla modell, visas tydligt vikten av att hantera människors eventuella oro och stress på ett sätt som inte leder till en ökad oro. Oro och stress har nämligen en självständig hälsoeffekt, som kan vara helt oberoende av aktuell miljöexponering. Det finns tyvärr många exempel på hur ofarliga miljöexponeringar hanterats på ett sådant vis att människor i omgivningen, helt i onödan, utsatts för hälsorisker genom den oro som den bristfälliga hanteringen har skapat.

Följande faktorer är väsentliga att ta hänsyn till vid kommunikation om och hantering av en miljöexponering: Förväntan och kunskap, irritationsnivå, attityder, delaktighet och inflytande samt trovärdighet och tillit (Bell m.fl. 2005, Warg 2010).

- *Förväntan* och *kunskap* spelar roll för hur en miljöexponering upplevs. Om man har rätt och adekvat förväntan, så kan även en relativt störande eller jobbig exponering hanteras bra. Likaså utgör tillräcklig kunskap om exponeringen en grund för förståelse. Motsatsen, det vill säga att upptäcka att den information eller kunskap man fått inte alls stämmer, eller att överraskas av en miljöexponering och se att den inte alls stämmer med ens förväntan, kan i värsta fall väcka mycket oro.
- Hur kraftig *irritation* och frustration som en miljöexponering väcker, är också väsentlig att beakta. Ju mer störande en miljöexponering är (oavsett dess eventuella giftighet), desto större risk finns att den också väcker oro och/eller stress. Exempel på tydliga irritationsmoment kan vara dålig lukt, synlig rök, damm/partiklar eller kraftigt buller. Här är det också viktigt att ta hänsyn till miljöexponeringens frekvens (hur ofta) och duration (hur lång tid).
- De *attityder* som människor har till syftet med miljöexponeringen, spelar också roll för upplevelsen av och oron inför densamma. Huruvida man gynnas eller missgynnas av situationen eller huruvida man favoriserar eller misstycker med det bakomliggande syftet, spelar en viktig roll, då man ska hantera risken för oro och stress kopplat till en miljöexponering.
- Utan ett reellt *inflytande* och en känsla av *delaktighet* hos de människor som utsätts för en miljöexponering uppstår ingen kommunikation över huvud taget – då blir det bara envägsinformation istället. En fungerande kommunikation förutsätter att parterna har *förtroende* för och *tillit* till varandra. Utan tillit och förtroende, kommer ständigt frågan om

huruvida ”experterna döljer något?” vara levande och den frågan riskerar väcka oro, stress, frustration och ilska.

En fungerande riskkommunikation innebär i detta fall, att den information som ges till dem som påverkas av saneringen ska vara helt öppen, sann och komplett. Information och fakta bör ständigt finnas lättillgänglig för alla. Vidare får det inte endast stanna vid information, utan det måste också vara en öppen kommunikation där alla frågor, reaktioner och upplevelser tas på fullaste allvar. Sammantaget bidrar detta till en upplevd kontroll och ett verkligt inflytande. Detta skapar förtroende och tillit. Genom detta har de som påverkas av saneringen en möjlighet att få kännedom om vad som är rimligt att förvänta sig i form av lukt, buller, damm osv. och när det gäller hur ofta och hur länge detta kan pågå. Slutligen bör också syftet med saneringen, samt vilka som gynnas respektive missgynnas av saneringsprocessen redovisas öppet och tydligt. Sammantaget leder denna typ av riskkommunikation till en minskad risk för oro, stress och frustration i samband med saneringsprocessen.

Samlad bedömning och rekommendationer

Vi har i denna miljömedicinska bedömning endast tagit hänsyn till exponering via inandning. Inandning är den mest relevanta exponeringsvägen under saneringsperioden, då flera av de ämnen som finns i den förorenade jorden i området är mycket flyktiga och snabbt avdunstar från marken. Saneringen ska enligt bakgrundsunderlaget utföras så att spridningen av förorenad jord begränsas.

Spridningsberäkningarna visar att halterna i luft under saneringsperioden kommer att vara låga, förutsatt att saneringen utförs under perioden april - september. Vår bedömning är att inga akuta hälsoeffekter kommer att uppstå under den korta tid (12 veckor) som saneringsarbetet pågår hos de boende i området till följd av exponering för de aktuella ämnena. Dock kan halten av xylene överstiga luktröskeln vid flera av beräkningspunkterna enligt spridningsberäkningen. Detta medför att lukt kan förekomma under saneringen och ge upphov till frågor och oro bland boende.

För flera av ämnena kan halterna överstiga de rekommenderade lågrisknivåer, men även om exponeringstiden för kemikalierna är begränsad, rekommenderar vi att man försöker begränsa exponeringen. Spädbarn och barn är extra känsliga för exponering för tetrakloreten och det är osäkert vid vilken nivå som synsystemet påverkas. Även om halterna är låga, bör antalet barn som exponeras därför begränsas. Saneringen bör därför utföras när skolan är stängd,.

Vi vill också framhäva vikten av att ha en god riskkommunikation med de berörda för att minska risken för oro, stress och frustration i samband med saneringsprocessen. En god riskkommunikation innebär också att de boende känner sig mer delaktiga.

Referenser

AFS 2011;18; Hygieniska gränsvärden, Arbetsmiljöverket

Andersson L, Westberg W, Bryngelsson I L, Lundholm C. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindsberg 2005/2006. Rapport till Naturvårdsverket, (Dnr 231-842-05Mm)

Arbete och Hälsa 1988:1; Bensen

Arbete och Hälsa 1991:43; Trikloret

Arbete och Hälsa 2003:14; Tetrachloroethylene

Bell, P.A., Greene, T.C., Fisher, J., & Baum, A. (2005). Environmental psychology. Orlando: Harcourt Collage Publishers

Bolt H. (2005). Vinyl Chloride – A Classical Industrial Toxicant of New Interest. Critical Reviews in Toxicology 35:307-323.

Brown Dzubow R, Makris S, Siegel Scott C, Barone Jr S. (2010). Early Lifestage Exposure and Potential Developmental Susceptibility to Tetrachloroethylene. Birth Defects Research (Part B) 89:50-65.

Envipro, Miljöteknik I mark och vatten. (2008). F d Kemtvätt Martin Ängqvist AB, Linköpings kommun, Huvudstudie. Göteborg/Stockholm 2008-09-18. Uppdragsnummer: 314535

IARC (1995). IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 63. Dry cleaning, some chlorinated solvents and other industrial chemicals. Tillgänglig på <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol63/volume63.pdf>

IMM rapport 1/98. Risk assessment of carcinogenic air pollutants.

Kemikalieinspektionen 2012. Tillgänglig på <http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/xylene.htm>

Koistinen K, Kotzias D, Kephelopoulus S, Schlitt C, Carrer P, Jantunen P, Kirchner S, McLaughlin J, Molhave L, Fernandes E O, Seifert B. (2008). The INDEX project: executive summary of an European project on indoor air pollutants. Allergy, 63, 810-9.

Levin JO, (2004). Hälsorelaterad miljöövervakning Exponering för carcinogena ämnen i luft – en utvärdering av mätningar i Göteborg, Umeå, Stockholm och Malmö 2000-2004 Arbetslivsinstitutet,

Umeå 2004. Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljoovervakning/Rapporter-och-nyhetsbrev/Rapporter---Halsorelaterad-miljoovervakning/>

Murata K, Inoue O, Akutsu M, Iwata T. (2010). Neuromotor Effects of Short-Term and Long-Term Exposures to Trichloroethylene in Workers. *American Journal of Industrial Medicine* 53:915-921.

Nagata Y. (2003) Odor Measurement Review. Japan Ministry of the Environment, Government of Japan pp. 118–127.

Sexton K, Adgate J L, Ramachandran G, Pratt GC, Mongin SJ, Stock TH, Morandi M T. (2004). Comparison of Personal, Indoor and Outdoor Exposures to Hazardous Air Pollutants in Three Urban Communities. *Environ. Sci. Technol.* 38, 423-430.

Sigel Scott C, Jinot J. (2011). Trichloroethylene and Cancer: Systematic and Quantitative Review of Epidemiologic Evidence for Identifying Hazards. *Int. J. Environ Res. Public Health*, 8, 4238-4272.

Structor Miljö Göteborg AB (2010). F d Kemtvätt Martin Ängqvist AB, Linköpings kommun. Kompletterande undersökning.

Structor Miljö Göteborg AB (2012). Kemtvätt Martin Ängqvist AB, Linköpings kommun. Emissionsberäkning som underlag för bedömning av hälsorisker under saneringsåtgärd. Förhandskopia: 2012-01-04, Uppdragsnummer: 610-008.

Tyrens (2012). Spridningsberäkning – kv. Konduktören, Linköping, Rapport. Granskningskopia: 1 mars 2012, Uppdragsnummer: 240376

Victorin K. (1998) Risk assessment of carcinogenic air pollutants. IMM Rapport 1/1998.

Warg, L.-E. (2010). Riskkommunikation: Den viktiga dialogen mellan experter, myndigheter/beslutsfattare och allmänhet. I C. Edling, G. Nordberg, M. Albin & M. Nordberg, (Redaktörer), *Arbets- och miljömedicin – en lärobok om hälsa och miljö*. Lund: Studentlitteratur.

WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition, WHO Regional Publications, European Series, No. 91.

Åkerström M, Johannesson S, Bergemalm-Rynell K, Strandberg B, Sällsten G. (2009). Allmänbefolkningens exponering för bensen, toluen, xylener och naftalen i Göteborg 2006. Västra Götalandsregionen Miljömedicinska Centrum, Arbets- och Miljömedicin.