

Rapport 080826 från Arbets- och miljömedicin, Universitetssjukhuset i Lund

Utvärdering av tidsserie - bly- och kadmiumhalter i blod Slutrapport för Naturvårdsverkets projekt 215 0702

Staffan Skerfving
Thomas Lundh
Ulf Strömberg
Emelie Stroh

Arbets- och miljömedicin
Universitetssjukhuset
221 85 LUND

Sammanfattning

Under perioden 1978-2007 har sammanlagt 3.879 barn (7-11 år) i Landskrona och Trelleborg undersökts med avseende på blyhalt i blod. I början var den genomsnittliga halten ca 60 µg/L, i slutet drygt 10 µg/L. Sänkningen har varit ca 5% per år, och har fortsatt även efter det att användningen av bly i bensinen upphörde 1994. Detta tyder på att bensinblyet orsakat en omfattande kontaminering, som endast gradvis avklingar. Barn som bodde nära det sekundära blysmältverket i Landskrona hade initialt högre halter än barnen i stadskärnan, som i sin tur hade lägre än de på omgivande landsbygd. Halterna hos barn i stad och på land i Trelleborg skiljde sig inte från landskrona. Skillnaderna mellan geografiska områden har gradvis blivit mindre.

Åren 1986, 1991 och 1998-2007 har blodproverna hos 1.436 barn även analyserats med avseende på kadmium. Halterna var låga, 0,1-0,2 µg/L i genomsnitt. Barn som boode nära smältverket i Landskrona hade högre halter än de i stadskärnorna, som i sin tur var högre än de på landsbygden. Det fanns en mycket svagare tidsutveckling för bly, men en viss sänkning konstaterades vid analys av linjär trend.

Det finns skäl att följa upp detta unika material. Därvid är det tillräckligt att ta prover på ett hundratal barn vartannat år, lämpligen i Landskrona.

Med hjälp av personnummer samt befolknings- och fastighetsregister (geografiskt informationssystem) har för 3.411 barn (88%) kunnat koordinatsättas geografiskt med avseende på bostad och skola. Detta ger möjlighet att analysera metallhalter i blod i relation till utsläppskällor (smältverk och närhet till vägtrafik) över tid. Därvid finns möjlighet att samtidigt beakta bl a socioekonomiska faktorer och födelseland. Sådana analyser pågår.

I en förstudie har inventerats register som innehåller potentiella toxiska effekter av metallexponeringen. I första hand skulle det vara meningsfullt att använda informationen vid Skolverket (betyg) och Pliktverket (längd, vikt, blodtryck, hörsel, psykologiska prestanda), som finns tillgängliga i elektronisk form för ett eller två tusen individer. Inom skolhälsovården finns ytterligare uppgifter (längd, vikt, hörsel), med dessa måste extraheras manuellt ur journalerna. Studier av samband mellan exponering och effekter skulle fordra etiskt tillstånd, finansiering samt beaktande av potentiella förväxlingsfaktorer.

Bakgrund

Det finns relativt litet information om exponering för toxiska metaller i olika delar av världen, med undantag för bly (Skerfving 2005; Skerfving et al 1999; Skerfving och Bergdahl 2007). Och det saknas i stort sett data över förändringar i exponering över tid.

Vi har 1978-2007 årligen insamlat blodprover från barn i Landskrona och/eller Trelleborg (Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003 och 2008). Analyser av blyhalter i blod (B-Pb) har visat en snabbt sjunkande trend. Denna tidsserie är unik i världen. Ett av syftena med denna rapport är att sammanställa dessa data, och att göra en analys av bästa strategi för fortsatt provtagning.

Det finns i Sverige unika möjligheter att med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) studera samband mellan exponering för miljöföroreningar och geografi. Ett annat syfte är därför att identifiera alla barnen i befolkningsregistret och att ansätta geografiska koordinater för deras bostad och skola. Detta fordrar att barnen förses med fullständiga personnummer

och att de identifieras i befolkningsregistret. Sverige erbjuder unika möjligheter i detta avseende.

I samband med studierna av B-Pb har vissa år även kadmiumhalter i blod (B-Cd) analyserats. Dessa data har emellertid inte sammanställts. De innehåller viktig information om utvecklingen av exponering för kadmium över tid, en typ av data som finns bara i mycket begränsad utsträckning. Ett syfte med denna rapport är därför att sammanställa och utvärdera materialet av B-Cd.

Vid de första provtagningarna var barnens B-Pb på en nivå som vid den tidpunkten inte ansågs innebära hälsorisker. Senare studier har emellertid lett till misstankar om att detta inte är korrekt; diskreta effekter är sannolika (Lanphear et al 2005; Skerfving 2005; Skerfving och Bergdahl 2007), men informationen är ofullständig. Den stora gruppen av fullt identifierade barn innebär en möjlighet till uppföljning i olika typer av register, med information om tänkbara effekter av exponeringen för bly och kadmium. Även här erbjuder Sverige unika möjligheter. Sjunkande B-Pb kan också ge möjligheter att utvärdera exponerings-responssamband. Ett sista syfte med denna rapport är att inventera möjligheterna för sådana studier. I första hand är därvid uppgifter om antropometri (längd, vikt), blodtryck, hörsel och psykologiska förmågor av intresse (Skerfving 2005; och Bergdahl 2007).

Material och metoder

Provtagningsområden

Provtagning har gjorts i Landskrona och Trelleborg. I Landskrona har det sedan 1944 funnits ett sekundärt blysmältverk, vilket orsakat emissioner. Det kan ha skett begränsade utsläpp av kadmium från smältverket. I Trelleborg finns inga industriella metallutsläpp.

Under perioden 1978-2007 har prover tagits på sammanlagt 3.879 barn (7-11 år) i Landskrona och Trelleborg (i princip vartannat år; Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008). Deltagarandelen inom urvalsramen (skolklasser) har varit ca 60%.

I Landskrona har prover tagits på barn bosatta nära (0,9-1,5 km) smältverket, i stadskärnan och i stadens omgivning (Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008). I Trelleborg har prover tagits från barn i stadskärnan och i omgivningen.

Varje barn tillfrågades om föräldrarnas rökvanor och yrke samt barnets egna hobbies.

Geografisk koordinatsättning

Samtliga barn undersökta under perioden 1978-2007 har sammanställts i en databas. I databasen har uppgifter ur enkäten registrerats, liksom barnens skola.

Personnummer har fastställts genom länkning med befolkningsregistret.

Statistiska Centralbyrån har register över sambandet mellan personnummer och fastighet vid olika tidpunkter. Lantmäteriet har register över fastigheters geografiska koordinater. Region Skåne har länkat dessa uppgifter i ett GIS, vilket vi kunnat utnyttja.

Barnens bostad och skola har därigenom koordinatsatts geografiskt i databasen.

Bostadsområdena har karakteriserats för socioekonomiska förhållanden på basen av befolkningsstatistiken (Strömberg et al 2008). Barnens födelseland har registrerats.

Bly

Under perioden 1978-2007 har prover tagits på sammanlagt 3.879 barn (7-11 år) i Landkrona och Trelleborg (i princip vartannat år; Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008).

B-Pb har analyserats med atomabsorptionsspektrometri (AAS) med flamma eller AAS med elektrotermisk atomisering (AAS-ETA) 1978-1984, med induktivt kopplad plasma massektrometri (ICP-MS) 1995-2007. Strikt intern och extern kvalitetskontroll har använts alla år.

Kadmium

I blodprover från sammanlagt 1.436 barn tagna 1986, 1991 och 1998-2007 analyserades även för B-Cd (Lundh et al, manuskript).

B-Cd analyserades 1986 och 1991 med AAS-ETA (Willers et al 1988), 1998-2007 med ICP-MS (Bárány et al 1997; Lundh et al, manuskript). Strikt intern och extern kvalitetskontroll har använts.

Statistik

B-Pb och B-Cd har analyserats i multivariata statistiska modeller, med hänsyn till geografi, år, kön, ålder och föräldrarnas rökvanor (Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008; Lundh et al, manuskript; Stroh et al, att publiceras).

Potentiella effektregister

En inventering har gjorts av register med möjliga effekter av exponering för bly och kadmium. Därvid har inventerats vilka uppgifter som finns inom skolhälsovården, skolverket (SCB 2005) och pliktverket.

Etik

Studierna har genomförts med tillstånd av Forskningsetiska kommittén vid Lunds Universitet.

Resultat

Bly

1978 var det geometriska medelvärdet (GM) för barn i Landskrona 60 µg/L (5,3% över 100 µg/L; Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008). Halten var signifikant högre än i Trelleborg.

År 2007 var GM i Landskrona bara 13,1 (range 5,7-58) µg/L. 2005 i Trelleborg 13,2 (6,9-29) µg/L (Strömberg et al 2008). Det föreligger inte längre någon signifikant skillnad mellan städerna. Senast ett prov hade en halt över 100 µg/L (120 µg/L) var 1994 i Landskrona.

Sänkningen har skett i alla områden: nära smältverket, i stadskärnorna och på landsbygden. Sänkningen (ca 5% per år i landskrona, 4% per år i Trelleborg) har fortsatt 1995-2007, alltså även efter 1994, då bly eliminerades ur bensinen. Detta är obetydligt långsammare än före bensinbly-stoppet.

Pojkar hade högre halter än flickor, barn med rökande föräldrar högre än andra (Schütz et al 1984; Strömberg et al 1995, 2003, 2008).

Kadmium

B-Cd var i 0,1-0,2 (maximum 0,6) µg/L (**Figur 3**). Halterna i Landskrona var signifikant högre än i Trelleborg ($P < 0,001$). Barn som bodde nära smältverket i landskrona hade högre halter än de som bodde i stadskärnan i landskrona eller Trelleborg, eller på landsbygderna (**Tabell 1** och **2**). Barnen i stadskärnorna hade i sin tur högre B-Cd än de på landsbygderna.

Det finns en signifikant skillnad mellan provtagningsår ($P < 0,001$), men ingen klar linjär tidstrend, snarare ett vågmönster (**Figur 3**). Om man ändå analyserar materialet finns en signifikant ($P > 0,001$) sänkning, men med dålig anpassning.

Det finns ingen signifikant skillnad mellan flickor och pojkar. Äldre barn har högre halter än yngre (**Tabell 1** och **2**). Barn med rökande föräldrar hade högre B-Cd än de med icke-rökande, men denna skillnad var inte statistiskt signifikant vid multivariat analys ($P = 0,11$; **Tabell 1**).

Det fanns en viss korrelation mellan B-Cd och B-Pb hos individuella barn, men sambandet är inte starkt ($r_s \leq 0,23$ olika år).

Koordinatsättning

Blybarnsdatabasen innehåller sammanlagt 3.879 barn. Av dessa har vi koordinatsatt hela 3.411 (88,0%). Vi har alltså inte kunnat koordinatsätta 468 barn (12,0%).

Barnens bostad och skola har kunnat preciseras i relation till smältverket och vägar i Landskrona (**Figur 3**), liksom vägar i Trelleborg med omgivningarna (**Figur 4**).

I Landkrona var, i området nära smältverket, 38,6% av befolkningen (i arbetsför ålder) född utanför Sverige och 52,8% inte i förvärsarbete. I stadskärnan var motsvarande siffror 20,4% och 35,1% och i omgivningarna 7,2% och 21,3%. Trelleborgs stadskärnavar andelarna födda utanför Sverige 15,3% och andelen utan arbete 27,8%; i stadens omgivningarna 5,9% och 21,6%.

Potentiella effektregister

Skolhälsovården

Ur journalhandlingarna vid skolorna i Landskrona och Trelleborg kan man extrahera uppgifter om längd och vikt under skoltiden, liksom uppgifter om de sjukdomar som kommit till skolhälsovårdens kännedom. Uppgifterna måste insamlas manuellt - skola efter skola och barn efter barn.

Pliktverket

I Läkarhandlingsarkivet finns uppgifter om mönstrande män (18 år, d v s de pojkar som undersökts 1978-1997, vilket bör vara ca provtagna 1.000 individer). Registret innehåller bland annat längd, vikt, blodtryck, syn, hörsel, kondition, muskelstyrka, i en del fall EKG samt psykologiska förmågor, inklusive lämplighet att bli befäl och ledaregenskaper. Uppgifterna finns tillgängliga i datorfiler.

Skolverket

Skolverkets elevregister innehåller uppgifter om ämnesprov år 9 (delprovsbetyg/poäng), årskurs 9 (betyg per ämne) samt avgångna/närvarande i gymnasieskolan (betyg och poäng per kurs; SCB 2005). Uppgifter om årskurs 9 finns således för barn provtagna 1978-2000, d v s ca 2.000 barn, uppgifter från gymnasiet för något färre.

Diskussion

Bly

B-Pb har sjunkit mycket snabbt. I början av studieperioden var halterna på nivåer som numera anses medföra en risk för lätta effekter på centrala nervsystemet (Lanphear et al 2005; Skerfving 2005; Skerfving och Bergdahl 2007). Halterna är låga i ett internationellt perspektiv, och lägre än de lägsta som satts i samband med risk (referenser i Strömberg et al 2008).

Sänkningen av B-Pb är i överensstämmelse med våra tidigare fynd bland kvinnor i Västerbotten (Wennberg et al 2005; Skerfving et al 2007), liksom med studier i andra delar av världen, där man eliminerat bensenblyet (Skerfving et al 1999; Skerfving och Bergdahl 2007).

Sänkningen har fortsatt 1995-2007, alltså även efter det att bly eliminerats ur bensinen 1994. Blyexponering i Sverige är huvudsakligen via födan (Skerfving 2005; Skerfving och Bergdahl 2007). Bly i vegetabilier härrör huvudsakligen från deposition från luft. Halterna i luft sjunker kraftigt efter det att bly eliminerats från bensinen (WHO 2007). Troligen beror den fortsatta sänkningen efter 1994 på att marken är kontaminerad, och att det sker en sekundär uppvirvling, vilken gradvis minskat efter det att bensenblyet fasats ut. Det kan också bero på att bidraget via långväga lufttransport från omgivande länder minskat (WHO 2007). Halten har sjunkit i kål (Jönsson 2008) och mossa (Nordell 2007) i Landskrona.

En statistisk analys har visat att det är tillräckligt att ta prov på 100 barn vartannat år för att få ett underlag för uppföljning av tidstrend för B-Pb. Det är rimligt att därvid satsa resurserna på provtagning i Landskrona, med nästa provtagning 2009. Det har ett klart intresse att använda detta unika material för att utröna vilket B-Pb som uppnås, när effekten av föroreningarna avklingat ännu mer. Vi har redan uppnått en nivå som ligger klart under den som tidigare predikterats (Thomas et al 1999), men sannolikt ligger den "okontaminerade" nivå åtminstone en tiopotens lägre (Skerfving 2005; Skerfving och Bergdahl 2007). Den använda analysmetodiken är tillräcklig för att med lösa denna fråga.

B-Pb i denna studie kommer att jämföras med halter i 12 andra områden inom ramen för EU-projektet PHIME (Public health impact of long-term, low level mixed element exposure in susceptible population strata). I det sammanhanget kommer också möjlighet att finna att jämföra tidsutvecklingen med motsvarande studier i Polen och Tjeckien.

Kadmium

Analys av kadmium vid dessa låga halter är en utmaning. Stor omsorg har därför lagts vid att åstadkomma tillförlitliga analyser (Lundh et al, manuskript). Vi är därför säkra på att analyserna 1986 och 1991 med AAS-ETA är korrekta, och att resultaten kan jämföras med de utförda med den känsligare metodiken ICP-MS under 1998-2007, vilka är fullt jämförbara.

B-Cd om 0,1-0,2 µg/L är låga, lägre än hos polska barn, men jämförbara med rapporter från Tyskland och andra svenska barn (Skerfving et al 1999). Trots det lilla åldersspannet kunde vi se en ökning med stigande ålder. Tonåringar (Bárány et al 2002a, 2002b, 2002c) och vuxna (Åkesson et al 2005 och 2006) ligger ännu högre (analyserat med samma metod). Det finns alltså en tendens att ackumulera med stigande ålder. Vuxna kvinnor har högre B-Cd än män, sannolikt p g a högre absorption i magtarm-kanalen i anledning av större tendens till järnbrist (Skerfving et al 1999; Bárány et al 2005). En sådan skillnad har ännu inte inträtt hos flickorna.

Det finns mycket litet information om tidstrender i kadmiumhalter i biologiskt material; även om det har rapporterats en sjunkande trend rapporterats i Belgien (Staessen et al 2000). Till skillnad mot B-Pb visade emellertid B-Cd inte någon riktigt tydlig tidstrend i Landskrona och Trelleborg. Men om man ändå analyserade materialet för linjär trend fanns det en viss, signifikant sänkning. Bilden stämmer i stort med fynd 1990-99 bland kvinnor i Västerbotten (Wennberg et al 2005), med uppföljning till 2007 (Skerfving et al 2007).

Bristen på riktigt tydlig sänkning av B-Cd i Sverige stämmer inte med den ordentligt sjunkande depositionen av kadmium över tiden, i Sverige allmänt (WHO 2007) och i Landskrona (halter i mossor; Nordell 2007). Detta beror troligen på att den förorening som redan skett av åkermarken genom användning av kadmiumhaltigt handelsgödsel och deposition av långväga luftföroreningar (WHO 2007) ger upphov till upptag genom rötterna av kadmium till växter, och att detta leder till exponering via födan. Halterna av kadmium i åkermark sjunker endast mycket långsamt efter det att ny-depositionen minskat (Olsson et al 2005).

Rökning är en viktig och välkänd till exponering för kadmium hos vuxna rökare (Skerfving et al 1999). Vi fann indikationer på ett samband mellan barnens B-Cd och föräldrars rökning. Även om detta bör förses med viss reservation, kan det tala för att kadmium i cigaretter förs vidare till barnen genom miljötabaksrök. Möjligen sker detta genom damm i rökarens bostäder (Hogevorst et al 2007).

Barnen som bodde nära smältverket i Landskrona hade högre halter än de andra barnen. Detta beror troligen på att smältverket spritt en del kadmium till omgivningen, trots att det främst är ett blysmältverk. Verket hanterar batterier; en del laddningsbara batterier innehåller kadmium. Detta har sannolikt lett till förorening av marken nära verket, med kontaminering av lokalt producerade vegetabilier, liksom av mark, vilket kan vara orsaken till barnens exponering. Mer överraskande är att barnen i stadskärnorna hade högre halter än de på landsbygden. Orsaken är oklar. Kanske beror det på olika kostvanor; vissa vegetabilier innehåller nämligen högre halter än andra (Olsson et al 2005).

I samband med provtagning i Landskrona vartannat år bör man även analysera B-Cd, för att kunna följa tidstrenden i exponering framöver.

B-Cd i denna studie kommer att jämföras med halter i 12 andra områden inom ramen för EU-projektet PHIME. I det sammanhanget kommer möjlighet att finna att jämföra tidsutvecklingen med motsvarande studier i Polen och Tjeckien.

Koordinatsättning

Vi har, trots att 30 år förfutit sedan vi började studierna, kunnat identifiera inte mindre än 88% av barnen, vilket är en ur internationellt perspektiv unikt hög andel.

Möjligheten att med hjälp av personnummer, befolkningsregister och fastighetsregister koordinatsätta barnens bostad och skola är en möjlighet som inte existerar i andra delar av världen. Koordinatsättningen kommer att ge möjlighet att närmare analysera samband mellan närhet i bostad och skola till blyemission i Landskrona, liksom närhet till större vägar i Landskrona och Trelleborg (Stroh et al, att publicera).

Informationen om de socioekonomiska förhållandena i bostadsområdena ger möjligheter att korrigera de statistiska analyserna för sådana faktorer. Registreringen av födelseland ger

möjlighet att analysera betydelsen av exponering före inflyttning i Sverige, liksom möjliga skillnader i invandrargrupper p g a olika livsstilsfaktorer. Hur detta skall ske har ännu inte beslutats.

Potentiella effektstudier

Register som skulle kunna användas för studier av toxiska effekter av bly och kadmium finns inom skolhälsovården i landskrona och Trelleborg, Skolverket (SCB) och Pliktverket. Av dessa är uppgifterna inom Skolverket och Pliktverket tillgängliga elektroniskt, medan extraktion av uppgifter ur skolhälsovårdens journaler fordrar en avsevärd manuell arbetsinsats, eftersom antalet barn är flera tusen.

I första hand skulle det kunna vara aktuellt att använda antropometriska uppgifter (längd och vikt; skolhälsovården, Pliktverket), blodtryck, hörsel (skolhälsovården; Pliktverket), betyg (Skolverket) och psykologiska test (Pliktverket).

I första hand synes det vara meningsfullt att använda informationen vid Skolverket och Pliktverket, eftersom den är tillgänglig i elektronisk form. Antalet individer som finns i registren är tillräckligt stort (1.000-2.000) för att möjliggöra meningsfulla studieupplägg med tillräcklig statistisk power. Styrkan ligger i materialets storlek att informationen om exponering inhämtats före effektmätningen. En svaghet ligger i att information om exponering bara inhämtats vid ett tillfälle. Designen är inte helt enkel. Denna fordrar en omfattande hantering av potentiella förväxlingsfaktorer (confounding), eftersom B-Pb och B-Cd har samband med socioekonomiska faktorer (ekonomi, men också etnisk tillhörighet, som kan påverka t ex betyg).

Meningsfullheten och möjligheten till att tillföra viktig information skall bli föremål för ytterligare överväganden. Studier skulle också fordra separat finansiering.

Varje användning av uppgifter ur journaler eller register fordrar givetvis ett tillstånd av Forskningsetisk kommitté.

Tack

Studien har stötts av Naturvårdsverket, Europeiska Unionen s FRP6 (PHIME; FOOD-CT-2006-0162539), Forskningsrådet för arbetsliv och socialvetenskap (FAS), Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande (FORMAS), Medicinska fakulteten vid Lunds Universitet samt landstingen i Södra sjukvårdsregionen. En stor del av analyserna gjordes av docent Andrejs Schütz, FD. Laboratoriearbete utfördes and Marianne Nilsson och Anna Akantis. Författarna är också tacksamma för att barnen donerade sitt blod.

Referenser

Barany E, Bergdahl IA, Schütz A, Skerfving S, Oskarsson A. Inductively coupled plasma mass spectrometry for direct multi-element analysis of diluted human blood and serum. *J Anal Atomic Spectrometry* 1997;12:1005-9.

Bárány E, Bergdahl IA, Bratteby L-E, Lundh T, Samuelson G, Schütz A, Skerfving S, Oskarsson A. Trace element levels in whole blood and serum from Swedish adolescents. *Sci Tot Environ* 2002a;286:129-41.

Bárány E, Bergdahl I, Bratteby L, Lundh T, Samuelson G, Schütz A, Skerfving S, Oskarsson A. Trace elements in blood and serum of Swedish adolescents:

Relation to gender, age, residential area and socioeconomic status. *Environ Res* 2002b;89:72-84

<http://www.idealibrary.com/links/doi/10.1006/enrs.2002.4351/pdf>

Bárány E, Bergdahl IA, Bratteby LE, Lundh T, Samuelson G, Schütz A, Skerfving S, Oskarsson A. Relationships between trace element concentrations in human blood and serum. *Toxicol Lett* 2002c;134:177-84.

Bárány , Bergdahl IA, Bratteby LE, Lundh T, Samuelsson G, Skerfving S, Oskarsson A. Iron status influences trace element levels in human blood and serum. *Environ Res* 2005;98:215-23.

Hogervorst J, Plusquin M, Vangronsveld J, Nawrot T, Cuypers A, Van Hecke E, Roels HA, Carleer R, Staessen JA. House dust as possible route of environmental exposure to cadmium and lead in the adult general population. *Environ Res.* 2007;103:30-7.

Jönsson E. Lead in lettuce and kale. Landskrona 2007. Hälsoskydskontoret, Landskrona, 2008, 6 pp (svenska). www.landskrona.se

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, *et al.* Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect* 2005;113:894-9.

Lind Y, Bignert A, Odsjö T. 2006. Decreasing lead levels in Swedish biota revealed by 36 years (1969-2004) of environmental monitoring. *J Environ Monitoring* 2006;8:824-234.

Lundh T, Strömberg U, Skerfving S. Monitoring of blood cadmium in Swedish children 1986-2004. Manuscript.

Nordell O. [Heavy metals in moss in Landskrona 1983, 1995 and 2006]. Report 2007:3. www.landskrona.se. 20 pp. In Swedish.

Olsson I-M, Eriksson J, Öborn I, Skerfving S, Oskarsson A. Cadmium in food production systems: A health risk for sensitive population groups. *Ambio* 2005;34:344-351. SCB. SCB-data för forskning. Innehållsbeskrivning för olika register. Statistiska Centralbyrån 2005-09-30.

Schütz A, Ranstam J, Skerfving S, Tejning S. Blood-lead levels in school children in relation to industrial emission and automobile exhausts. *Ambio* 1984,13:115-7.

Skerfving S. Inorganic lead – an update 1991-2004. *Arbete och Hälsa* 2005 (3):1-119. http://ebib.arbetslivsinstitutet.se/ah/2005/ah2005_03.pdf

Skerfving S, Bencko V, Vahter M, Schütz A, Gerhardsson L. Environmental health in the Baltic region – toxic metals. *Scand J Work Environ Health* 1999;25 suppl 3:40-64.

Skerfving S, Bergdahl IA. Chapter 31. Lead. In: Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, Friberg LT. *Handbook on the Toxicology of Metals*, Academic Press, Elsevier, 2007, p.599-643. ISBN 978-0-369413-3.

Staessen JA, Kuznetsova T, Roels H, Emelianov D, Fagard R, for the Public Health and Exposure to Cadmium Study Group. Exposure to cadmium and conventional and ambulatory blood pressure in a prospective population study. *J Hypertension* 2000;13:146-156.

Strömberg U, Schütz A, Skerfving S. Substantial decrease of blood lead in Swedish children, 1978-94, associated with petrol lead. *Occup Environ Med* 1995;52:764-9.

Strömberg U, Lundh T, Schütz A, *et al.* Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: an update focusing on the petrol lead free period 1995-2001. *Occup Environ Med* 2003;60:370-2.

Strömberg U, Lundh T, Skerfving S. Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: The declining trend continues in the petrol-lead-free period 1995-2007. *Env Res* 2008; 107:332-335.

Thomas VM, Socolow RH, Fanelli JJ, Spiro TG. Effects of reducing lead in gasoline: an analysis of the international experience. *Environ Sci Technol* 1999;33:3942-3948.

Wennberg M, Lundh T, Bergdahl I A, Hallmans G, Jansson J-H, Stegmayr B, Custodio H M, Skerfving S. Time trends in burdens of cadmium, lead, and mercury in the population of northern Sweden. *Environ Research* 2006;100:330-8.

WHO. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). Working Group on Effects. Task Force on health aspects of long range transboundary air pollution. Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution. World Health Organization. European Centre for Environment and Health, Copenhagen, 2007, p 43-83. ISBN 978 92 890 7179 6.

Willers S, Schütz A, Attewell R, Skerfving S. Relation between lead and cadmium in blood and the involuntary smoking of children. *Scand J Work Environ Health* 1988, 14:385-9.

Åkesson A, Lundh T, Vahter M, Bjellerup P, Lidfeldt J, Nerbrand C, Samsioe G, Strömberg U, Skerfving S. Tubular and glomerular kidney effects in Swedish women with low environmental cadmium exposure. *Environ Health Perspectives* 2005;11:1627-1631.

Åkesson A, Bjellerup P, Lundh T, Lidfeldt J, Nerbrand C, Samsioe G, Skerfving S, Vahter M. Cadmium-induced effects on bone in a population-based study of women. *Environ Health Perspect* 2006;6:830-834.

Tabell 1

Effects of influential variables on blood cadmium concentrations (B-Cd; $\mu\text{g/L}$) based on data from 1065 children living in Landskrona, Sweden (Lundh et al, manuscript).^{a,b}

<i>Variable</i> Category	<u>Univariate models</u>		<u>Multivariate model</u>	
	Multiplicative effect estimate (95% CI)	p-value	Multiplicative effect estimate (95% CI)	p-value
<i>School year</i>		<0.001		0.016
Pre-school (4-7 years of age)	0.94 (0.81, 1.09)		0.81 (0.70, 0.94)	
1 st (7-8 years of age)	0.68 (0.62, 0.74)		0.94 (0.87, 1.02)	
2 nd (8-9 years of age)	0.89 (0.83, 0.95)		0.95 (0.90, 1.01)	
3 rd (9-10 years of age)	1.0 (reference)		1.0 (reference)	
<i>Smoking parents</i>		0.001		0.11
No	0.89 (0.84, 0.95)		0.96 (0.91, 1.01)	
Yes ^c	1.0 (reference)		1.0 (reference)	
<i>Residential area</i>		<0.001		<0.001
Near smelter	1.31 (1.21, 1.43)		1.11 (1.03, 1.19)	
Other urban	1.16 (1.09, 1.24)		1.17 (1.10, 1.23)	
Rural	1.0 (reference)		1.0 (reference)	
<i>Sample year</i> ^d		<0.001		<0.001

^a Table 1 provides the numbers of children in each category.

^b Sex did not show evidence to be influential ($p = 0.7$).

^c The categories mother, father, and both smoking were combined because similar effect estimates were obtained for those separate categories.

^d Figure 1 indicates the effect pattern for sample year on B-Cd.

Tabell 2

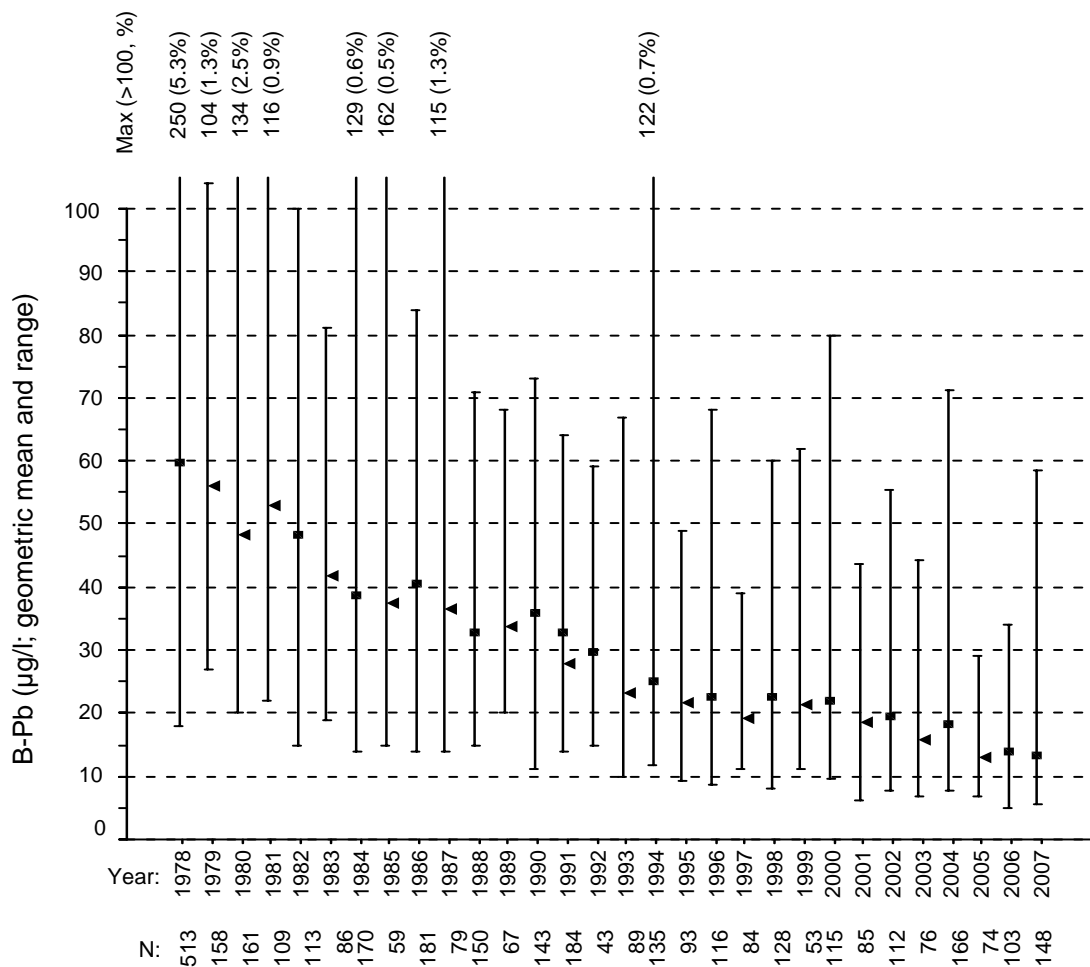
Effects of influential variables on blood cadmium concentrations (B-Cd; $\mu\text{g/L}$) based on data from 371 children living in Trelleborg, Sweden (Lundh et al, manuscript)^{a,b}

<i>Variable</i> Category	<u>Univariate models</u>		<u>Multivariate model</u>	
	Multiplicative effect estimate (95% CI)	p-value	Multiplicative effect estimate (95% CI)	p-value
<i>School year</i>		0.005		<0.001
1 st (7-8 years of age)	0.87 (0.74, 1.02)		1.06 (0.92, 1.21)	
2 nd (8-9 years of age)	0.83 (0.74, 0.93)		0.84 (0.77, 0.93)	
3 rd (9-10 years of age)	1.0 (reference)		1.0 (reference)	
<i>Residential area</i>		<0.001		<0.001
Urban	1.23 (1.10, 1.36)		1.18 (1.08, 1.30)	
Rural	1.0 (reference)		1.0 (reference)	
<i>Sample year</i> ^c		<0.001		<0.001

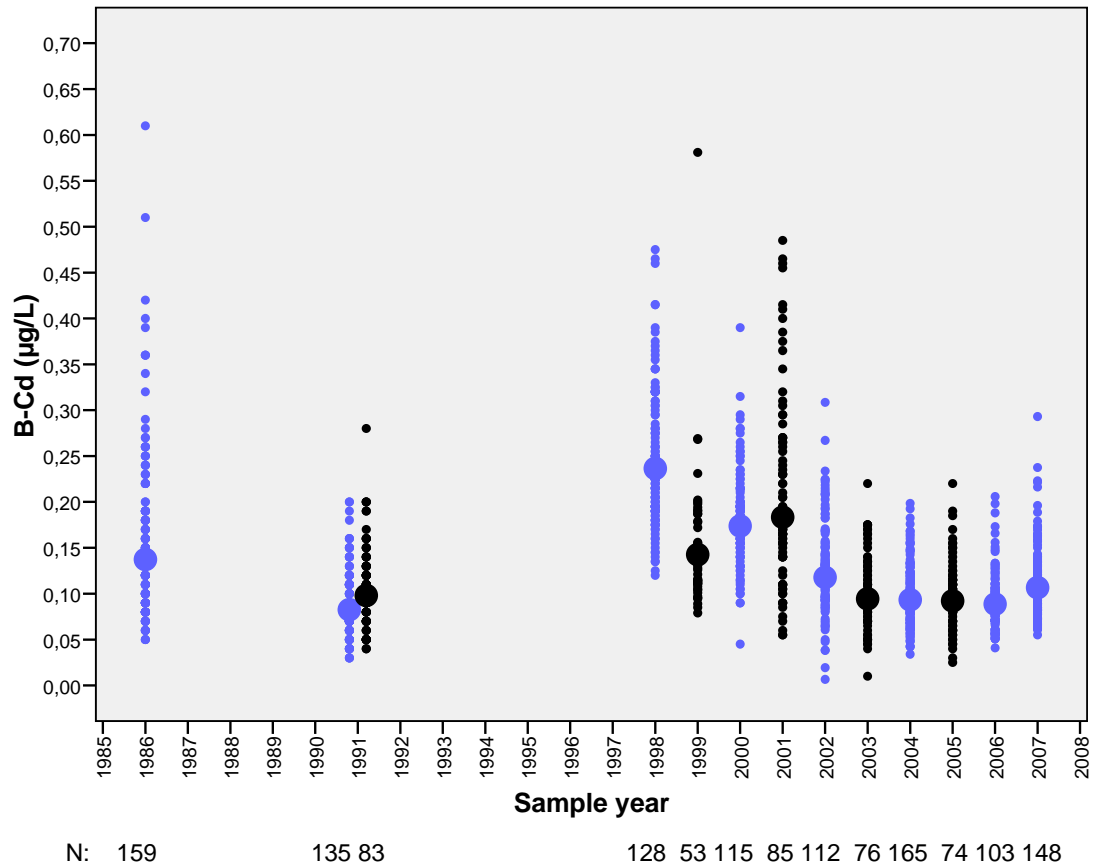
^a Table 1 provides the numbers of children in each category.

^b Sex ($p = 0.3$) and parents' smoking ($p = 0.6$) did not show evidence to be influential.

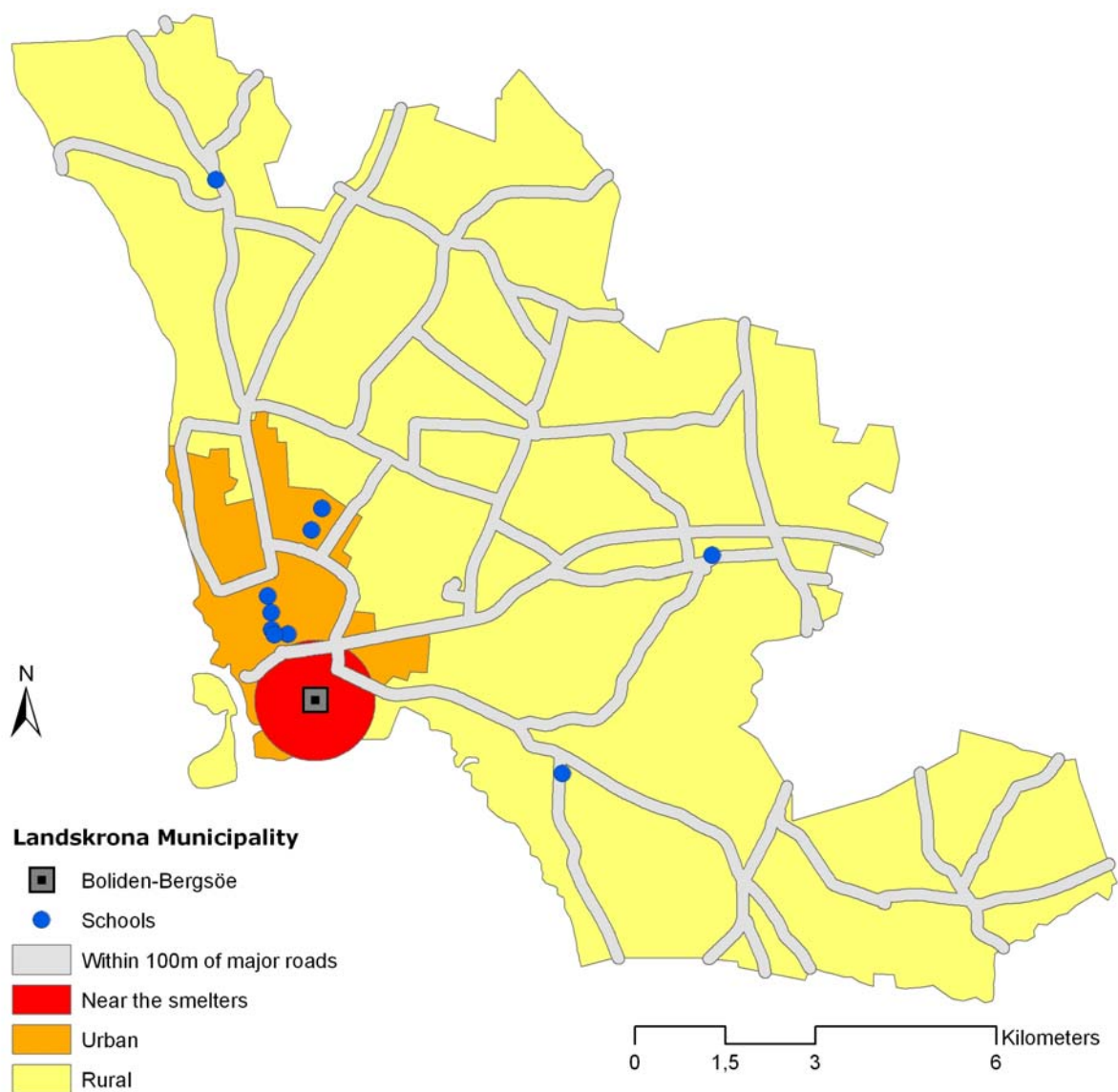
^c Figure 1 indicates the effect pattern for sample year on B-Cd.



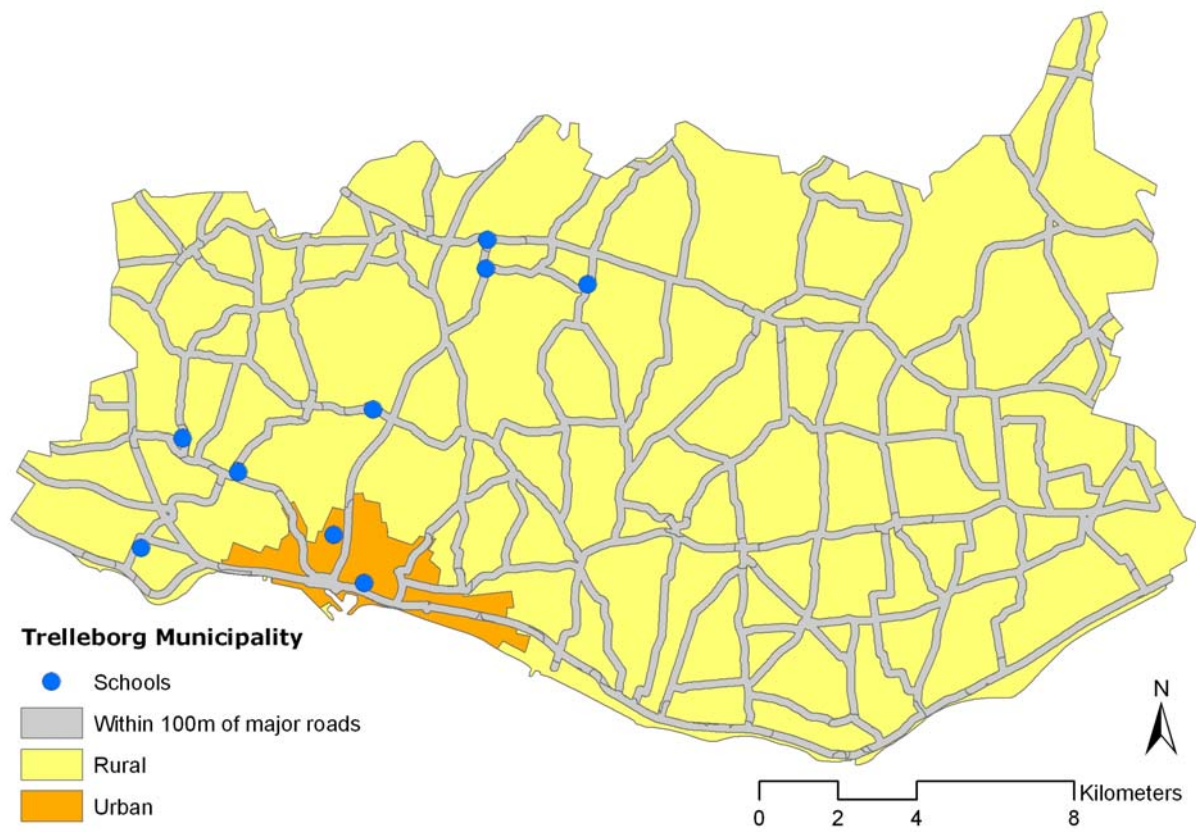
Figur 1. Bloddbly (B-Pb; geometriskt medelvärde och range)) hos 3.508 barn i Landskrona (rektanglar) och Trelleborg (trianglar) 1978-2007 (Strömberg et al 2007). Antalet barn, liksom andel barn med B-Pb >100 µg/L visas också.



Figur 2. Blodkadmium (B-Cd; geometriskt medelvärde och range)) hos 1.436 barn i Landskrona (blå) och Trelleborg (svart) 1986-2007 (Lundh et al, manuskript). Antalet barn olika år visas även.



Figur 3. Karta över Landskrona kommun (gult), med indikation av smältverkets (Boliden-Bergsöe; Stroh et al, att publicera). Området "nära smältverket" (>1,5 km; inga bostäder <0,9 km) visas (rött), liksom stadskärnan (brun), skolor (blått) och områden <100 m från större väg (grått).



Figur 4. Karta över Trelleborgs kommun (gult), med indikation stadskärnan (brun), skolor (blått) och områden <100 m från större väg (grått; Stroh et al, att publicera).