

Rapport 2012-03-27 från Arbets- och miljömedicin, Skånes Universitetssjukhus/Lund

**Bly, kadmium och kvicksilver i blod hos skånska barn 2009-2011
- med jämförelser bakåt till 1978**

Staffan Skerfving, Lina Löfmark, Gerda Rentschler, Thomas Lundh

**Arbets- och miljömedicin
Skånes universitetssjukhus/Lund
22185 Lund**

Sammanfattning

Metallhalter har analyserats i blodprover som tagits 2009 och 2011 från 124 respektive 93 barn (7-8 år) från Landskrona. Halten (geometriska medelvärden) av bly var 2009 13,2 och 2011 11,1 (max 59) µg/L, kadmium 2009 0,10 och 2011 0,10 (max 0,34) µg/L och kvicksilver 2009 0,51 och 2011 0,57 (max 8,2) µg/L.

Vi har en helt unik tidsserie av metallhalter i blod hos barn i Landskrona (och Trelleborg). Blyhalten har sjunkit ca sex gånger sedan 1978 och kvicksilver ca två gånger sedan 1990, medan kadmium är väsentligen oförändrat sedan 1986.

Jämfört med andra delar av Europa är halten av bly ungefär lika hög, men på en nivå som kan ge effekter på kognitiva funktioner. Halten av kadmium är låg i jämförelse, men ändå på en nivå som kan tänkas leda till toxiska effekter på lång sikt. Kviksilverhalten är jämförelsevis hög, men inte på en nivå som kan förväntas ge toxiska effekter.

Fortsatt uppföljning av metallhalterna hos barn i Landskrona rekommenderas.

Bakgrund

Under senare år har det visat sig att långvarig, låggradig exponering för toxiska metaller (från kadmium och kvicksilver) kan leda till hälsoproblem. Det är därför viktigt att känna graden av exponering. Tillförlitlig information om exponering är inte särskilt omfattande, särskilt inte förändringar över tid, där det egentligen bara finns sådan för bly (Skerfving et al. 1986; Strömberg et al. 1995 och 2008; Stroh et al. 2009). Inte heller finns det bra data om exponering i olika länder (Skerfving et al. 1999). Vi har därför studerat halterna av bly, kadmium och kvicksilver hos skånska barn, och jämfört dem med halter i samma område under de senaste decennierna, samt med barn i andra delar av världen.

Material och metoder

Aktuell studie genomfördes på samma sätt som de vi tidigare gjort sedan 1978 i Landskrona och Trelleborg (Schütz et al. 1984; Skerfving et al. 1986; Strömberg et al. 1995, 2003 och 2008; Stroh et al. 2009).

Vi har nu 2009 och 2011 undersökt sammanlagt 124 respektive 93 barn i åldern 7-8 år i skolklasser i Landskrona.

Venblodprov togs i metallfritt heparinrör (Vacutainer®). Information om bakgrundsfaktorer inhämtades genom ett frågeformulär som ifylldes av föräldrarna.

Analyser av bly och kadmium i blod gjordes med induktivt kopplad plasma masspektrometri (Bárány et al. 1997, 2002a, 2002b, 2002c och 2005), av kvicksilver i blod med atomemissionsspektrometri (Wennberg et al. 2006, 2007 och 2011). Samtliga analyser har gjorts under strikt intern och extern kvalitetskontroll.

Studien genomfördes med tillstånd av etikprövningsnämnden vid Lunds universitet.

Resultat

Halten av bly i blod var 2009 13,2 (geometriskt medelvärde) och 2011 11,1 µg/L (**Tabell**). Det maximala värdet var 59 µg/L.

Halten av kadmium i blod var 2009 0,10 och 2011 0,09 µg/L (**Tabell**). Det maximala värdet var 9,7 µg/L.

Halten av kvicksilver i blod var 2009 0,51 och 2011 0,57 µg/L (**Tabell**). Det maximala värdet var 8,2 µg/L.

Diskussion

En förfrågan om intresse för deltagande utgick till alla barn och föräldrar i bestämda klasser i årskurs 1-2 i skolor i ett par skolor i Landskrona. Alla barn ville inte lämna blodprov. Detta betyder att en selektion kan ha skett. Det är emellertid inte troligt att denna varit relaterad till metallhalterna i blod.

Analyserna har genomförts under strikt intern och extern kvalitetskontroll. Halterna har varit låga, men klart över detektionsgränserna för metoderna. Noggrannheten har varit god vid jämförelse med referensmaterial, och oprecisionen <10%.

Uppmätta B-Pb var relativt låga. Den högsta uppmätta halten var 59 µg/L, vilket motsvarar genomsnittshalten hos barn i Landskrona 1978 (**Figur 1**). Samma barn hade 2007 (två tillfällen) 58 och 54 µg/l och 2008 (ett prov) 41 µg/L. Orsak till dessa extremvärden undersöktes, men kunde inte säkert säkerställas; det rör sig säkerligen inte om kontaminering.

De B-Pb som förelåg 2009 och 2011 var låga i jämförelse med de som fanns i hos barn i Landskrona och Trelleborg under perioden 1978-2007 (**Figur 1**; Schütz et al. 1984; Skerfving et al. 1986; Strömberg et al. 1995, 2003 och 2008; Stroh et al. 2009) och i Småland 1986 (Andrén et al. 1988). Åtgärderna mot bly var en exempellöst framgångsrik preventiv åtgärd. Motsvarande sänkningar har noterats hos vuxna i Västerbotten (Wennberg et al. 2006), liksom hos barn i Tjeckien, Polen och Slovakien (Skerfving et al., att publiceras).

Det förefaller finnas en tendens till sänkning även sedan bly helt förbjöds i bensin 1994. Det kan bero på att bly orsakat en omfattande kontaminering av miljön, som gett en kvarstående effekt, vilken endast långsamt avklingar, efterhand som blyet bäddas ner i jorden, och inte längre är tillgängligt för återcirkulation med kontaminering av växter och därmed av födoämneskedjan. De halter som finns i skånska barn är jämförbara med dem hos barn i andra europeiska länder (**Figur 2**; Hrubá et al. 2012; analys vid vårt laboratorium).

De B-Pb som funnits och finns i skånska barn är låga i jämförelse med dem som tidigare ansett orsaka toxiska effekter (Skerfving och Bergdahl 2007). Under de senaste åren har dock framkommit information, som tyder på att mycket låga halter orsakar effekter på barns kognitiva funktion. I Polen har vi och våra samarbetspartners påvisat sådana effekter hos barn med ett genomsnittligt B-Pb på 39 µg/L (Pawlas et al. 2012). Vi har studerat kognitiva effekter hos 3.680 barn (huvuddelen 7-8 år gamla) från Landskrona och Trelleborg, vars B-Pb (median 37 µg/L) bestämts 1978-2007 (Skerfving et al. 2010). Skolbetyg vid 16 år och testning av IQ vid 18 år var associerat med B-Pb vid 7-8 års ålder. Sådana effekter har liten betydelse för genomsnittsindividerna, eftersom andra faktorer har en mycket viktigare roll, men kan betyda en betydelsefull försämring hos lågpresterande individer. För samhället är förstås även en liten sänkning av genomsnittlig begåvning en bekymmersam sak. Därför bör blyexponering bekämpas och blyhalten i blod följas även fortsättningsvis.

Genomsnittlig B-Cd var låg, även om ett barn uppvisade en betydligt högre halt, i paritet med vad som kan orsaka toxiska effekter (Åkesson et al., att publiceras). Vid ny provtagning ett

halvt år senare var halten 0,25 µg/L; det talar mycket starkt för att prover varit kontaminerat. Om det nya värdet används blir geometriskt medelvärde för 2009 0,10 (range 0,04 - 0,34) µg/L.

B-Cd hos barn i samma område (**Figur 3**; Lundh et al., att publiceras) har sedan 1986 inte visat samma tydliga sänkning som B-Pb. Det ser visserligen ut som om en höjning skett under åren 1998-2001, men detta berodde antagligen på skifte av analysmetod, vilket ledde till sämre resultat under dessa år jämfört med perioden före och efter. Avsaknad av tidstrend är i överensstämmelse med data från vuxna i Västerbotten (Wennberg et al. 2006). Det beror sannolikt på att åkerjorden är förorenad med kadmium, naturligt och som ett resultat av gödsling med handelsgödsel som under en lång period haft betydande halter av kadmium, samt av nedfall av kadmium som luftförorening.

De B-Cd som finns i skånska barn är låga i förhållande till barn i andra europeiska länder, och särskilt barn i länder med hög riskkonsumtion (**Figur 4**; Hruba et al. 2012).

De halter som funnits och finns i skånska barn är låga i jämförelse med dem som tidigare ansetts orsaka toxiska effekter. De är också låga i jämförelse med halten hos vuxna kvinnor (Åkesson et al. 2005 och 2006), som ackumulerar kadmium i större utsträckning än män, i anledning av att de ofta har järnbrist, vilket medför en ökad absorption av kadmium i mag-tarmkanalen. Eftersom utsöndring av kadmium är mycket långsam sker en gradvis ackumulering.

Under senare år har det blivit klart att äldre skånska kvinnor har tecken på störning av njurfunktionen (Åkesson et al. 2005; Suwazono et al. 2006) och sänkt bentätthet (Åkesson et al. 2006; Rignell-Hydbom et al. 2009; Suwazono et al. 2010); det senare innebär risk för frakturer (Åkesson et al., att publiceras). Det betyder att även den låga exponering som finns hos skånska flickorna på lång sikt kan vara av hälsomässig betydelse. Därför bör exponeringen följas. Därvid bör lämpligen ske en uppföljning av exponering hos barn i Landskrona, där exponeringen redan följts under lång tid, liksom av kvinnor i Västerbotten.

Genomsnittligt B-Hg hos barnen var tämligen lågt. En enstaka individ hade en betydligt högre halt; utredning talade för att detta berodde på högt intag av fisk och skaldjur.

B-Hg hos barn i samma område (**Figur 5**; Lundh et al., att publiceras) har sedan 1990 har sjunkit till hälften. Detta beror sannolikt på en minskad användning av amalgam och minskad konsumtion av fisk och sjunkande metylkvicksilverhalter i fisken, faktorer av betydelse för kvicksilverhalt i blod (Hruba et al. 2012). Motsvarande sänkning har skett hos kvinnor i Västerbotten (Wennberg et al. 2006).

De B-Hg som finns i skånska barn är relativt höga i förhållande till barn i andra europeiska länder, och särskilt barn i länder (**Figur 6**; Hruba et al. 2012).

De B-Hg som funnits och finns i skånska barn är låga i jämförelse med dem som orsakar toxiska effekter. De kritiska effekterna är skador på foster och hjärtinfarkt hos vuxna. Hos de barn som har högst halter skulle möjligen sådana effekter kunna vara aktuella, om exponeringen består till vuxen ålder. Eftersom den viktigaste exponeringen i Sverige är för metylkvicksilver genom konsumtion av fisk, kan man emellertid räkna med att den skyddande effekten av andra komponenter i fisken motverkar metylkvicksilvrets toxicitet (Wennberg et al. 2007, 2011 och under tryckning).

Exponeringen för kvicksilver bör dock följas. Därvid bör lämpligen ske en uppföljning av exponering hos barn i Landskrona, där exponeringen redan följts under lång tid, liksom av kvinnor i Västerbotten.

Tack

Studien har stötts av landstingen i Södra sjukvårdsregionen, Medicinska fakulteten vid Lunds universitet, Naturvårdsverket (Dnr 235-1451-10Mm) och Europeiska Unionen (PHIME).

Referenser

Andrén P, Schütz A, Vahter M, Attewell R, Johansson L, Willers S, Skerfving S. Environmental exposure to lead and arsenic among children living near a glassworks. *Sci Tot Environ* 1988;77:25-34.

Bárány 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 I A, Bratteby L-E, Lundh T, Samuelsson G, Skerfving S, Oskarsson A. Iron status influences trace element levels in human blood and serum. *Environ Res* 2005;98: 215-223.

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 Total Environ* 2002;286:129-41.

Bárány E, Bergdahl IA, Bratteby L-E, 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* 2002;89:72-84.
<http://www.idealibrary.com/links/doi/10.1006/enrs.2002.4351/pdf>

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

Hallgren CG, Hallmans G, Jansson JH, Marklund SL, Huhtasaari F, Schütz A, Strömberg U, Vessby B, Skerfving S. Markers of high fish intake are associated with decreased risk of a first myocardial infarction. *Br J Nutr* 2001;86:397-404.

Hrubá F, Strömberg U, Černá M, Chen C, Harari F, Harari R, Horvat M, Koppová K, Kos A, Krsková A, Krsnik M, Laamech J, Li Y-F, Löfmark L, Lundh T, Lundström N-G, Lyoussi B, Mazej D, Osredkar J, Pawlas K, Pawlas N, Prokopowicz A, Rentschler G, Spěváčková V, Spiric Z, Tratnik J, Skerfving S, Bergdahl I A. Blood cadmium, mercury, and lead in children: An international comparison of cities in six European countries, and China, Ecuador, and Morocco. *Environ Int* 2012;41:29-34. doi: 10.1016/j.envint.2011.12.001.

Pawlas N, Broberg K, Olewińska, Prokopowicz A, Skerfving S, Pawlas K. Modification by the genes *ALAD* and *VDR* of lead-induced cognitive effects in children. *Neurotoxicology* 2012;33:37-43.

Skerfving S, Schütz A, Ranstam J. Decreasing lead exposure in Swedish children, 1978-84. *Sci Tot Environ* 1986;58:225-9.

Rignell-Hydbom A, Skerfving S, Lundh T, Lindh CH, Elmståhl S, Bjellerup P, Jönsson BAG, Strömberg U, Åkesson A. Exposure to cadmium and persistent organochlorine pollutants and its association with bone mineral density and markers of bone metabolism on postmenopausal women. *Environmental Research* 2009;109:897-901. doi: 10.1016/j.envres.2009.08.008.

Schütz A, Ranstam J, Skerfving S, Tejning S. Blood-lead levels in school children in relation to industrial emission and automobile exhausts. *Ambio* 1984; 13:115-17.

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.

Skerfving S, Löfmark L, Lundh T, Mikoczy Z, Strömberg U. Assessment of relationships between blood-lead concentrations in children and toxic effects. Report 2010-12-28 from Occupational and Environmental Medicine, University Hospital in Lund.

Stroh E, Lundh T, Oudin A, Skerfving, Strömberg U. Geographical patterns in blood lead in relation to industrial emissions and traffic in Swedish children, 1978-2007. *BMC Public Health* 2009;9:225, sid 1-14. doi:10.1186/1471-2458-9-225.

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

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

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. *Environ Res* 2008;107:332-335. DOI:10.1016/j.envres.2008-03-007.

Suwasono Y, Sand S, Vahter M, Falk Filipsson A, Skerfving S, Lidfeldt J, Åkesson A. Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans. *Environ Health Perspect* 2006;7:1072-1076.

Suwazono Y, Salomon S, Vahter M, Skerfving S, Lidfeldt J, Åkesson A. Benchmark dose for cadmium-induced osteoporosis in Women. *Toxicology Letters* 2010;197:123-127

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.

Wennberg M, Bergdahl I A, Stegmayr B, Hallmans G, Lundh T, Skerfving S, Strömberg U, Vessby B, Jansson J-H. Fish intake, mercury, long-chain n-3 polyunsaturated fatty acids and risk of stroke in northern Sweden. *Br J Nutrition* 2007;98:1038-45.

Wennberg M, Bergdahl I A, Hallmans G, Norberg M, Lundh T, Skerfving S, Strömberg U, Vessby B, Jansson J-H. Fish consumption and myocardial infarction: a second prospective biomarker study from northern Sweden. *Am J Clin Nutr* 2011;93:27-36.

Wennberg M, Strömberg U, Bergdahl I A, Jansson J-H, Kauhanen J, Norberg M, Salonen J T, Skerfving S, Tuomainen T-P, Vessby B, Virtanen J K. Myocardial infarction in relation to mercury and fatty acids from fish: A risk-benefit analysis based on pooled Finnish and Swedish data in males. Under tryckning.

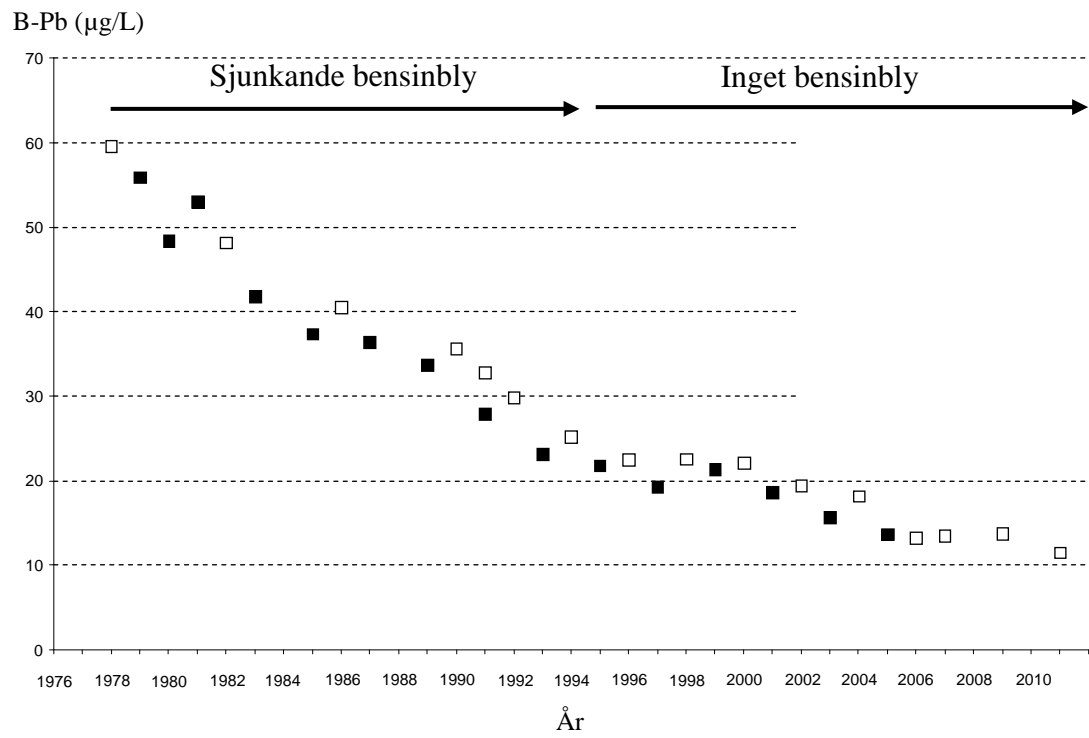
Åkesson A, Lundh T, Vahter M, Bjellerup P, Lidfeldt J, Nerbrand C, Samsioe G, Strömberg U, Skerfving S. Tubular and glomerular kidney effects in Swedish women with low environmental cadmium exposure. *Environ Health Perspectives* 2005;11:1627-1631.

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.

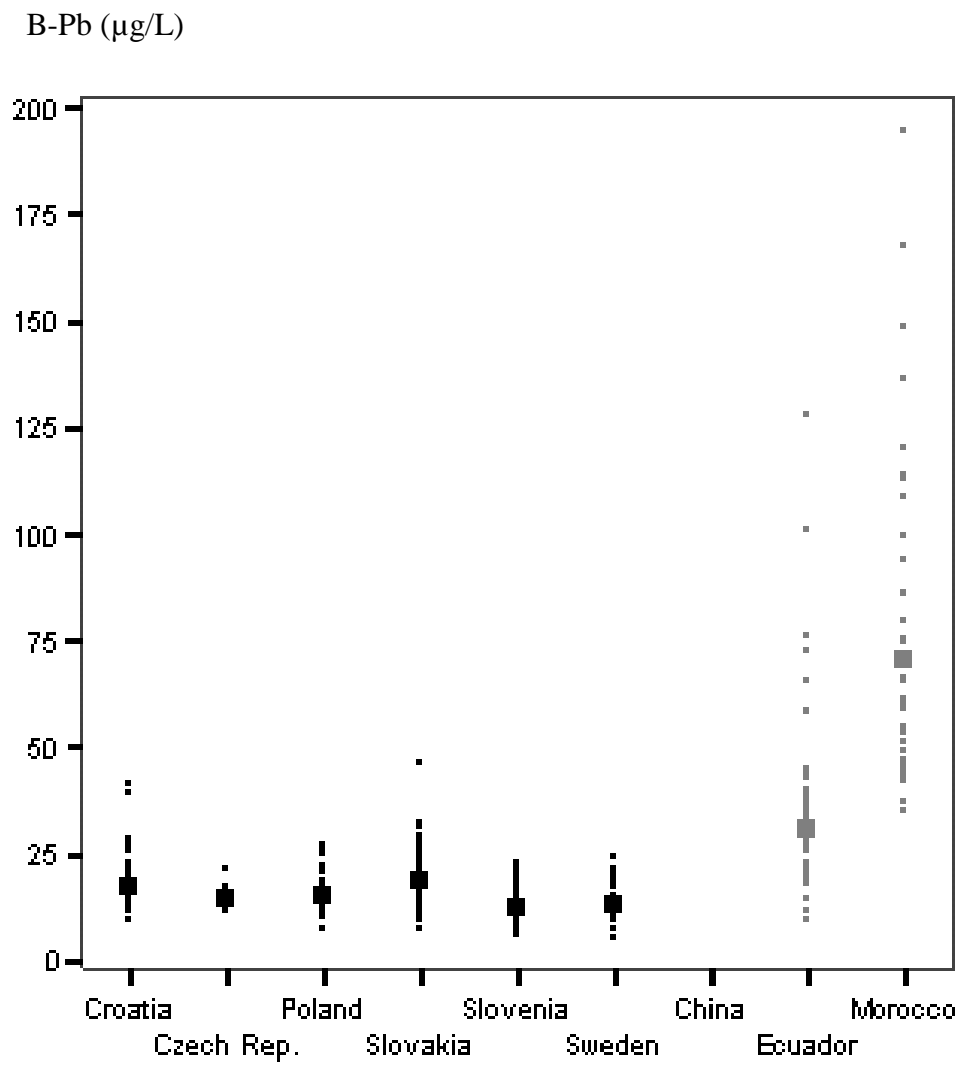
Tabell. Metallhalter i blod (geometrisk medelvärde; GM) hos barn från Landskrona.

År	N	<u>Kadmium</u>		<u>Bly</u>		<u>Kvicksilver</u>	
		GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM (µg/L)	Range (µg/L)
2009	124	0,10	0,04–9,7 ¹	13,2	5,0–59	0,51	0,08–8,2
2011	93	0,09	0,03–0,24	11,1	4,3–41	0,57	0,08–3,7

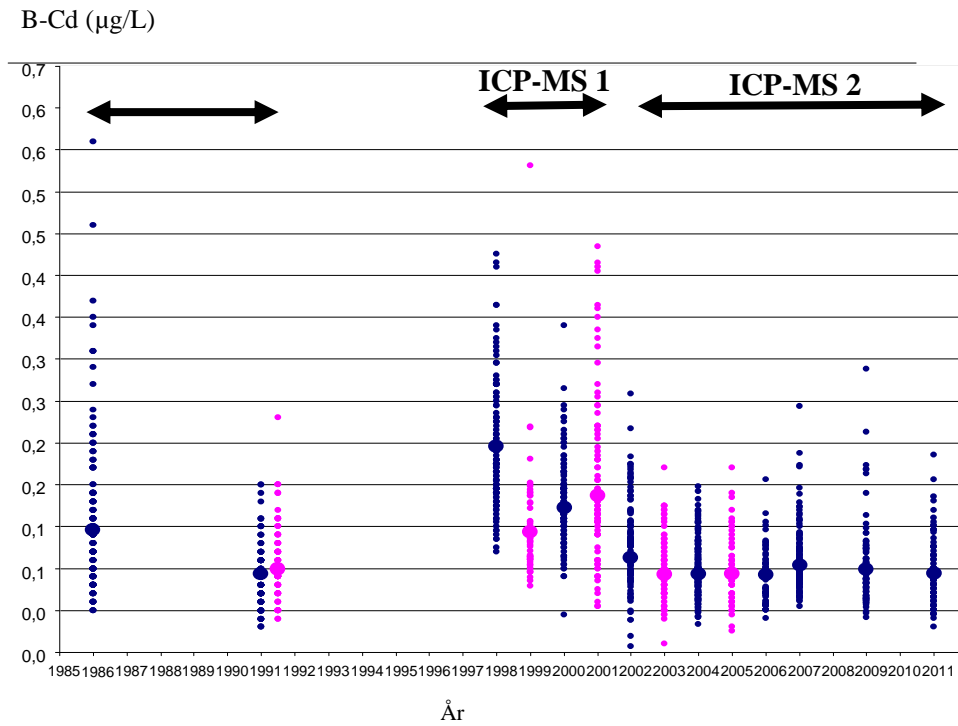
¹Troligen kontaminerat prov. Ny provtagning visade 0,25 µ/L. Om detta värde används blir GM 0,10 (range 0,03-0,34) µg/L.



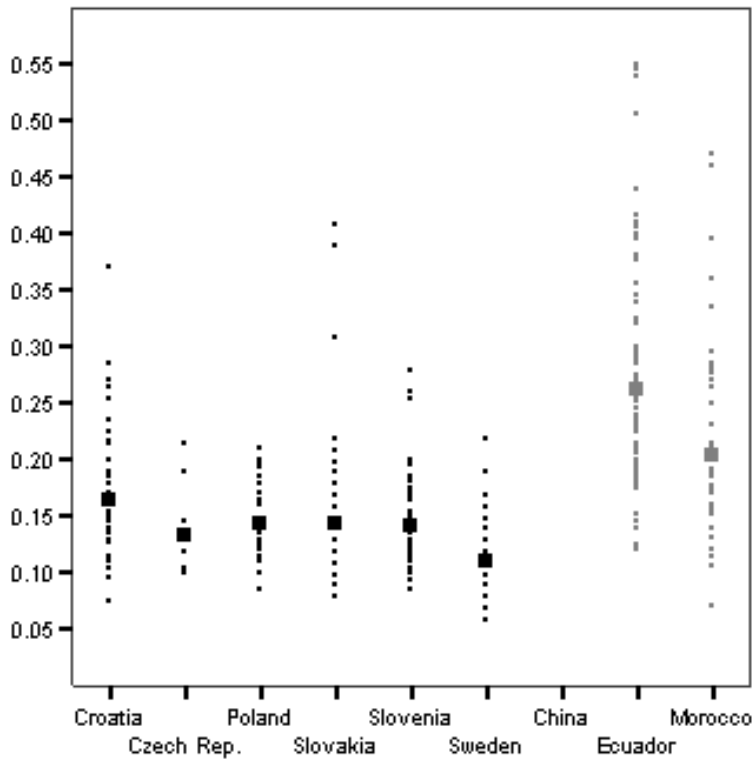
Figur 1. Blodbly (geometriska medelärden) hos 4.050 skånska barn 1978 – 2011.
Ofyllda symboler = Landskrona, fyllda = Trelleborg.



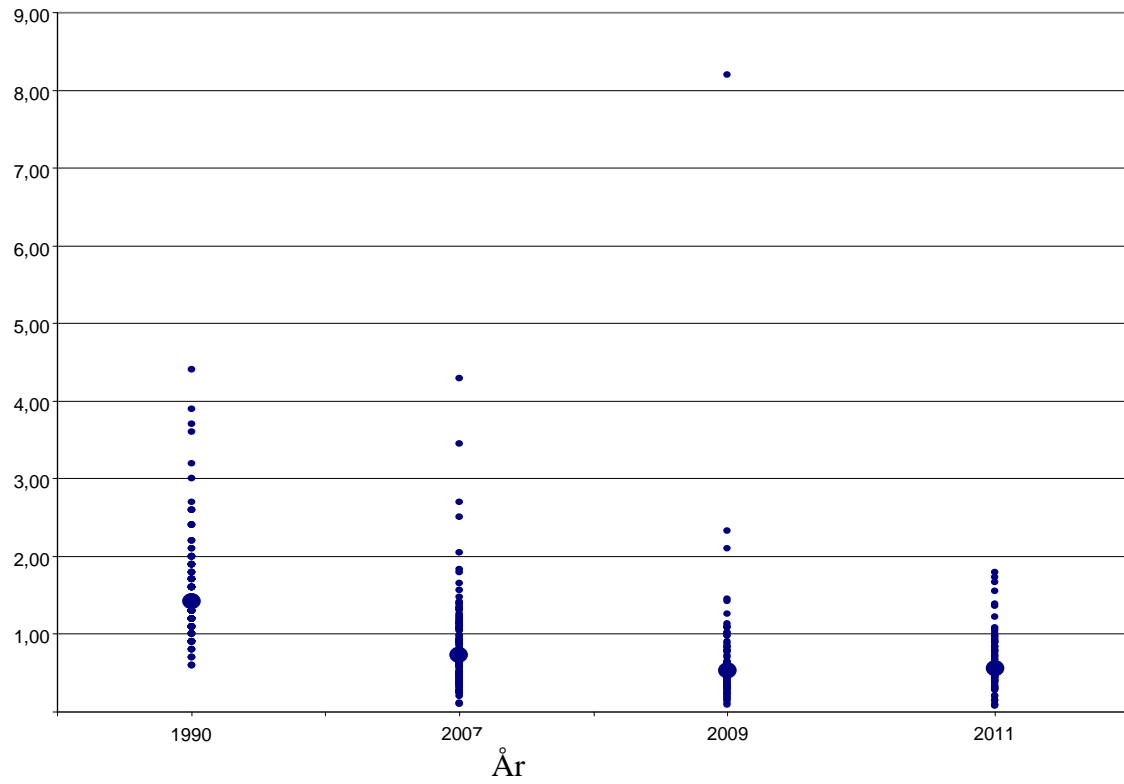
Figur 2. Blodbly (B-Pb) hos barn i olika länder.



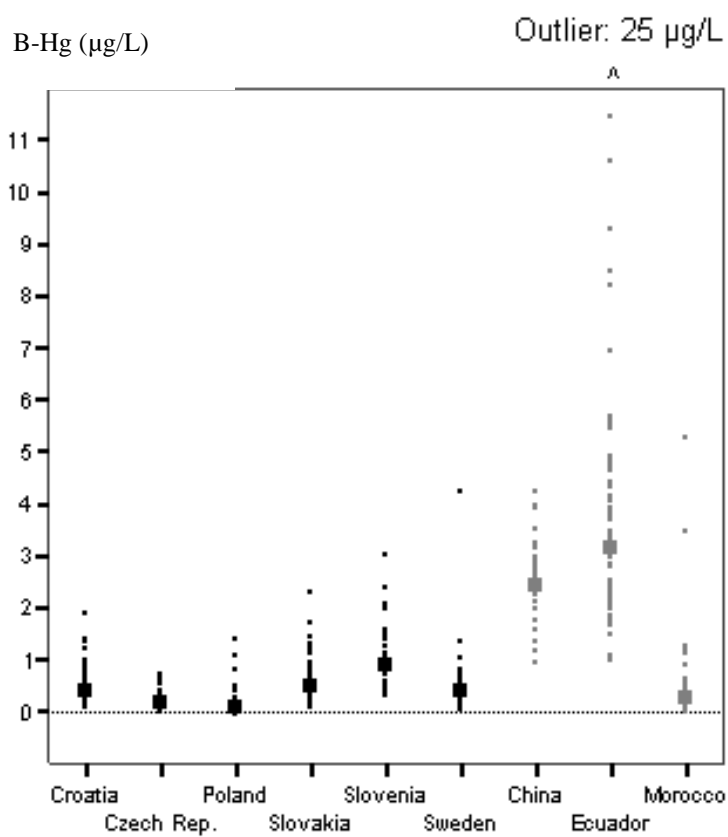
Figur 3. Blodkadmium (B-Cd) hos 1,521 skånska barn 1986-2011. ET-AAS=elektrotermisk atomabsorptionspektrometri. ICP-MS=induktivt kopplad plasma masspektrometri (metod 1 och 2).

B-Cd ($\mu\text{g/L}$)

Figur 4. Blodkadmium (B-Cd) hos barn i olika länder.

B-Hg ($\mu\text{g/L}$)

Figur 5. Blodkvicksilver (geometriska medelärden) hos 1.169 skånska barn 1990 – 2011.



Figur 6. Blodkvicksilver (B-Hg) hos barn i olika länder.