

Tidstrender för bly, kadmium och kvicksilver – en uppdatering 2019

Thomas Lundh, kemist

Eva Assarsson, sjuksköterska

Karin Broberg, professor

Avd. för Arbets- och miljömedicin, Lunds universitet



LUNDS
UNIVERSITET



NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

Tidstrender för bly, kadmium och kvicksilver – en uppdatering 2019

<p>Rapportförfattare Avd. för Arbets- och miljömedicin, Lunds universitet: Thomas Lundh, kemist Eva Assarsson, sjuksköterska Karin Broberg, professor</p>	<p>Utgivare Lunds universitet Postadress Avd. för Arbets- och miljömedicin, Medicon Village, Scheelevägen 8, 223 63 Lund Telefon 046-2220000</p>
<p>Rapporttitel och undertitel Tidstrender för bly, kadmium och kvicksilver – en uppdatering 2019</p>	<p>Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering Hälsorelaterad miljöövervakning</p>
<p>Nyckelord för plats Landskrona, Skåne</p>	
<p>Nyckelord för ämne Tidstrend, metall, bly, kadmium, kvicksilver, barn, exponering</p>	
<p>Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2013 – 2019</p>	
<p>Sammanfattning</p> <p>Exponering för låga halter av bly, kadmium och kvicksilver kan ge skador på nervsystemet, benskörhet, ökad risk för frakturer samt hjärtkärlsjukdom. På uppdrag av Naturvårdsverket har vi genomfört en studie med syfte att kartlägga tidstrender för dessa metaller i blod hos barn i Landskrona. Vi har även analyserat antimon i urin.</p> <p>Mellan åren 2013 och 2019 togs det blodprov på cirka 100 unika barn per år. Åren 2017 och 2019 kompletterades provtagningen med ett urinprov för att mäta antimon. Halterna av bly i blod har sjunkit mellan 2013 och 2017 till 7,8 µg/L (geometriskt medelvärde) men inte ytterligare år 2019. Kadmiumhalten i blod var relativt konstant - runt 0,09 µg/L - under 2013-2019. Halterna av kvicksilver i blod sjönk 2015 och 2017 men ökade 2019 till 1,3 µg/L. Halterna av antimon i urin var låga - mestadels under detektionsgränsen 0,05 µg/L - både 2017 och 2019.</p> <p>Jämfört med andra delar av Europa är halten av bly i barnen från Landskrona 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 högre men inte på en nivå som kan förväntas ge toxiska effekter. De uppmätta halterna av antimon i urin är låga. Bidraget av antimon från barnens konsumtion av dryck från PET-flaskor är liten.</p> <p>Resultaten tyder på att minskningen av bly-halter i blod har avtagit, kadmium-halterna är oförändrade och att kvicksilver-halterna i blod eventuellt ökar. Fortsatt uppföljning av halterna av metallerna bly, kadmium och kvicksilver hos barn i Landskrona rekommenderas.</p>	

Sammanfattning

Exponering för låga halter av bly, kadmium och kvicksilver kan ge skador på nervsystemet, benskörhet, ökad risk för frakturer samt hjärtkärlsjukdom. På uppdrag av Naturvårdsverket har vi genomfört en studie med syfte att kartlägga tidstrender för dessa metaller i blod hos barn i Landskrona. Vi har även analyserat antimon i urin.

Mellan åren 2013 och 2019 togs det blodprov på cirka 100 unika barn per år. Åren 2017 och 2019 kompletterades provtagningen med ett urinprov för att mäta antimon. Halterna av bly i blod har sjunkit mellan 2013 och 2017 till 7,8 µg/L (geometriskt medelvärde) men inte ytterligare år 2019. Kadmiumhalten i blod var relativt konstant - runt 0,09 µg/L - under 2013-2019. Halterna av kvicksilver i blod sjönk 2015 och 2017 men ökade 2019 till 1,3 µg/L. Halterna av antimon i urin var låga - mestadels under detektionsgränsen 0,05 µg/L - både 2017 och 2019.

Jämfört med andra delar av Europa är halten av bly i barnen från Landskrona 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 högre men inte på en nivå som kan förväntas ge toxiska effekter. De uppmätta halterna av antimon i urin är låga. Bidraget av antimon från barnens konsumtion av dryck från PET-flaskor är liten.

Resultaten tyder på att minskningen av bly-halter i blod har avtagit, kadmium-halterna är oförändrade och att kvicksilver-halterna i blod eventuellt ökar. Fortsatt uppföljning av halterna av metallerna bly, kadmium och kvicksilver hos barn i Landskrona rekommenderas.

Introduktion

Det finns i olika delar av världen viss information om tidstrender för människans exponering för toxiska metaller, framförallt för bly (Gomez et al. 2018; Han et al. 2018; Strömberg et al. 2008) och mer nyligen även för kadmium och kvicksilver (Lundh et al. 2016; Moon et al. 2016; Staessen et al. 2000). I Sverige har tidstrender analyserats i Skåne för bly sedan slutet på 70-talet (Strömberg et al. 2008) och för kadmium och kvicksilver sedan slutet på 80-talet respektive början på 90-talet (Lundh et al. 2016). De skånska tidstrendstudierna är unika internationellt för att de spänner över så lång tid och är har skett på samma sätt över tid.

Bly

Under perioden 1978-2019 har sammanlagt 4264 barn (7-11 år) i Landskrona och Trelleborg undersökts med avseende på blyhalt i blod (B-Pb). Deltagarandelen inom urvalsramen (skolklasser) har varit ca 60%. Vi har tidigare redovisat tidstrenden för B-Pb fram tills 2011 (Skerfving et al. 2012; Stroh et al. 2009; Strömberg et al. 2008).

I början var den genomsnittliga halten ca 60 µg/L, 2011 drygt 10 µg/L. Sänkningen har varit ca 5% per år och har fortsatt även efter att användningen av bly i bensinen upphörde 1994. Detta tyder på att bly i bensin orsakat en omfattande kontaminering som endast gradvis minskar.

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 på barnens utveckling, framförallt på nervsystemet (Lanphear et al. 2005; Lucchini et al. 2012; Skerfving et al. 2015).

Kadmium och kvicksilver

Åren 1986, 1991 och 2003-2019 har blodproverna hos 1400 av barnen även analyserats med avseende på kadmium (B-Cd) och för åren 1990, 2007-2019, har 840 av barnen analyserats med avseende på kvicksilver (B-Hg). Vi har tidigare redovisat tidstrenden för B-Cd och B-Hg fram tills 2013 (Lundh et al. 2016).

B-Cd var låga, i genomsnitt 0,1-0,2 µg/L (Lundh et al. 2016). Det fanns en mycket svagare tidsutveckling än för bly, men en viss sänkning konstaterades vid analys av linjär trend. Avsaknaden av klar tidstrend för B-Cd sammanhänger sannolikt med att exponeringen för kadmium framförallt sker genom vegetabilisk föda, att åkerjorden redan förorenats, och att halterna i jord sjunker långsamt även efter det att depositionen minskat (Olsson et al. 2005).

Kadmium ansamlas i njurarna och utsöndras i urinen men utsöndringen är långsam (halveringstid på 10–40 år) och vid ett konstant kadmiumintag ökar därför kadmiumhalten i njurarna med åldern (Barregård et al. 2010; Åkerström et al. 2013). Det senaste årtiondet har ett flertal studier från Sverige visat att exponering för låga halter av kadmium via kosten kan ge upphov till benskrighet, ökad risk för frakturer samt hjärtkärlsjukdom, inklusive stroke (Barregård et al. 2016; Engström et al. 2011; Thomas et al. 2011; Åkesson et al. 2006). De flickor och pojkar som nu växer upp kan därför mycket väl vara i riskzonen om 50 år.

För kvicksilver har nivåerna minskat fram till 2013 (Lundh et al. 2016). Medianhalten är ca 1,0 µg/L. En klar sänkning föreligger, vilket sannolikt sammanhänger med minskade halter av metylkvicksilver i fisk, minskat intag av fisk samt upphörd användning av amalgam inom tandvården. Även om exponeringen ligger under den som antas leda till risk för foster (Llop et al. 2017; Strain et al. 2015) finns anledning att följa utvecklingen. Kvicksilver vid låga nivåer av fleromättade fettsyror har visat samband med hjärtinfarkt (Wennberg et al. 2012).

Antimon

Antimon används som katalysator vid tillverkningen av polyetylen tereftalat (PET). Speciell fokus har riktats mot utsöndringen av antimon från PET-flaskor och andra förvaringsprodukter tillverkade av PET-material (Chapa-Martinez et al. 2016; Krachler et al. 2009). Förhöjda halter av antimon i urin (U-Sb) associerat till PET-buteljerat vatten har konstaterats (Makris et al. 2013) men det finns få studier som belyser huruvida det finns en trend i ökad antimonexponering. Antimon misstänks vara hormonstörande (Sax 2010) och ha liknande toxikologisk mekanism som arsenik (Gebel 1997). Åren 2017-2019 har blodprovstagningarna på barnen kompletterats med ett urinprov med avseende på att mäta antimonhalten.

Syfte

Syftet med studien är att utföra analys av tidstrender med nya mätningar åren 2017 och 2019 för bly, kadmium, kvicksilver och antimon hos skolbarn i årskurs 1-3 i och runt Landskrona. Resultaten för 2017 och 2019 redovisas även med mätningar från 2013 och 2015 som inte rapporterats tidigare för alla metaller. Resultaten visar dagens bakgrundshalter vilka kan användas som en jämförelse i framtida undersökningar.

Material och metoder

Denna studie har genomförts på samma sätt och vid samma tid på året (månadsskiftet maj/juni) som tidigare sedan 1978 i Landskrona och Trelleborg (Lundh et al. 2016; Skerfving et al. 2015; Strömberg et al. 2008).

Mellan åren 2013 och 2019 togs det blodprov på cirka 100 barn per år i Landskrona. Åren 2017 och 2019 kompletterades provtagningen vid blodprovstillfället med ett urinprov (spot-urin) för att mäta antimon. I samband med provtagningen utfördes en kort enkät-intervju (se Appendix 1) enligt ett frågeformulär som till största delen innehöll samma frågor som under perioden 1978-2011 (konsumtion av ris och förekomst av amalgam, rökning samt hobby med möjlig metall (ffa bly)-exponering). Fråga om konsumtion av dryck från PET-flaska lades till 2017 och 2019.

Venblodprov togs i metallfritt heparinrör (Vacutainer) och urinproven samlades upp i syradiskade pappersmuggar och överfördes till syradiskade polypropylenrör.

Analyserna av B-Pb och B-Cd samt U-Sb utfördes med induktiv kopplad plasma masspektrometri (ICP-MS; iCAP Q, Thermo Fisher Scientific, Bremen) (Caspersen et al. 2019; Lundh et al. 2016). Analyserna av B-Hg utfördes med atomfluorescens-spektrometri år 2013 (Sandborgh-Englund et al. 1998) och med ICP-MS för åren 2015-2019 (Lundh et al. 2016). Samtliga analyser har genomförts under strikt intern och extern kvalitetskontroll.

Studien genomfördes med tillstånd av Regionala etikprövningsnämnden i Lund.

Resultat

Under perioden 2013-2019 undersöktes totalt 206 pojkar och 202 flickor i åldrarna 8 -11 år (median 10 år). Antal barn som velat delta i studien sjönk från 2013 (n=114) till 2019 (n=83).

Tabell 1. Metallhalter i blod och urin (geometriskt medelvärde; GM) hos barn i Landskrona.

År	N	Bly ^a		Kadmium ^a		Kvicksilver ^a		Antimon ^b	
		GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM (µg/L)	Range (µg/L)
2013	114	10,8	3,1-46	0,09	0,04-0,29	0,90	0,02-4,0	-	
2015	107	8,9	8,9-47	0,09	0,04-0,27	0,75	0,02-3,3	-	
2017	92	7,8	3,6-24	0,10	0,05-0,24	0,77	0,07-5,5	<0,05 ^c	<0,05 ^c -0,25
2019	83	7,8	2,3-20	0,09	0,04-0,31	1,3	0,06-4,4	0,05	<0,05 ^c -0,16

^aBlodprov

^bUrinprov (2017 N=101, 2019 N=77)

^cDetektionsgräns 0,05 µg/L

Tidstrender

B-Pb (geometrisk medelvärde; GM) sjönk mellan åren 2013 (10,8 µg/L) och 2019, (7,8 µg/L) (Tabell 1). Det högsta uppmätta värdet under tidsperioden var 47 µg/L.

B-Cd var oförändrad mellan 2013 (0,09 µg/L) och 2019 (0,09 µg/L) (Tabell 1). Det högsta uppmätta värdet under tidsperioden var 0,31 µg/L.

B-Hg var 2013 0,90 µg/L, 2015 0,75 µg/L, 2017 0,77 µg/L och ökade 2019 1,3 µg/L (Tabell 1). Det högsta uppmätta värdet under tidsperioden var 5,5 µg/L.

U-Sb var 2017 <0,05µg/L och 2019 0,05 µg/L. Det högsta uppmätta värdet under tidsperioden var 0,25 µg/L. Vid båda provtagningsperioderna var 50% av urinproven under detektionsgränsen - 0,05 µg/L. Det fanns ingen statistisk skillnad i U-Sb mellan provtagningsåren.

Samband med andra faktorer

Enbart ett av barnen rapporterade fyllningar med amalgam under 2013-2019.

Det fanns år 2013 en statistisk signifikant skillnad i B-Pb mellan barn som bor nära blysmältverket i Landskrona (median 12,2 µg/L), i Landskrona (11,7 µg/L) och barn som bor på landsbygden utanför Landskrona (8,7 µg/L; p=0.001 Kruskal Wallis) men även om samma trend återfanns de andra åren så var den inte signifikant. År 2017 sågs en statistisk signifikant skillnad i Cd-Pb mellan barn som bor nära smältverket i Landskrona (median 0,12 µg/L), i Landskrona (0,10 µg/L) och barn som bor på landsbygden utanför Landskrona (0,08 µg/L; p=0.003) men denna trend sågs inte de andra åren.

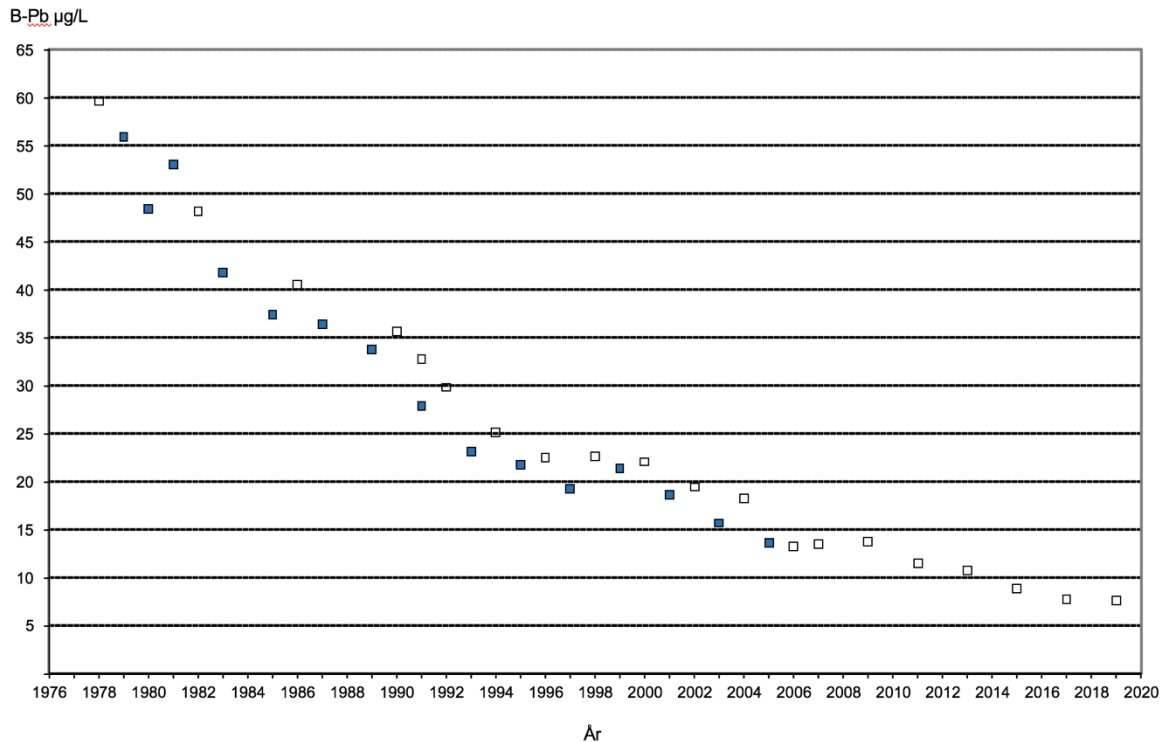
Inget av barnen rapporterade att de rökte aktivt, totalt under 2013-19 uppgav fyra barn att de rökt någon gång. Det fanns år 2013 en statistisk signifikant skillnad i B-Pb mellan barn som uppgav att någon eller båda av deras föräldrar röker (12,3 µg/L) och barn med icke-rökande föräldrar (9,9 µg/L; p=0.004), liknande men icke-signifikanta skillnader sågs mellan grupperna de andra åren.

För inget av åren fanns det en statistisk skillnad i metallhalter mellan pojkar och flickor. Det fanns heller ingen signifikant korrelation mellan konsumtion av ris och B-Cd eller intag av dryck från PET-flaska och U-Sb. Det fanns ingen statistisk skillnad i metallhalter mellan barn som rapporterade att de har en hobby som kan ge metallexponering (tex skjutning med luftgevär eller gjutning av tennsoldater) och de som inte har en dylik hobby.

Diskussion

Bly

I Figur 1 visas tidstrenden för bly för alla provtagna barn sedan år 1978 inklusive nya mätdata för år 2013-2019. Uppmätta B-Pb var relativt låga och något lägre än hos barn i andra europeiska länder (Hrubá et al. 2012). Den högsta uppmätta halten var 47 $\mu\text{g/L}$ vilket motsvarar genomsnittshalten hos barn i Landskrona 1982 (Figur 1). Mätdata för de senaste åren 2017 och 2019 tyder emellertid inte på ytterligare sänkning av blyhalterna i blod hos barn. De barn som bor närmare blysmältverket uppvisar 2013 ha högre halter av bly än barn på landsbygden men skillnaderna mellan boendemiljöerna avklingar efter 2013. Likaså är passiv rökning en källa till exponering för bly.



Figur 1. Blyhalter i blod (B-Pb, geometriska medelvärden) hos sammanlagt 4271 barn i Landskrona (ofyllda kvadrater) och Trelleborg (fyllda kvadrater) undersökta under perioden 1978-2019.

De B-Pb som förelåg 2013-2019 var låga i jämförelse med de som fanns i hos barn i Landskrona och Trelleborg under perioden 1978-2011 (Stroh et al. 2009; Strömberg et al. 2008), lite lägre än i Lessebo, Småland 2017 (Mattisson et al. 2018) men på liknande nivå (geometriskt medelvärde 7,6 $\mu\text{g/L}$ hos pojkar och 7,4 hos flickor) som hos barn i årskurs 5 vilka undersöktes 2016-2017 ("Riksmaten" Livsmedelsverket 2020). Det visar att åtgärderna mot bly i bensin är en framgångsrik preventiv åtgärd. Motsvarande sänkningar har noterats hos vuxna i Västerbotten (Wennberg et al. 2017). Det finns en sänkning även sedan bly helt förbjöds i bensin 1994 fram tills 2017. Det kan bero på att bly i bensin orsakat en omfattande kontaminering av miljön som gett kvarstående effekt. Det faktum att ingen ytterligare sänkning sågs 2019 bör följas upp, om detta speglar bakgrundkontamineringen i Skåne eller om det tyder på en uppgång av bly i miljön.

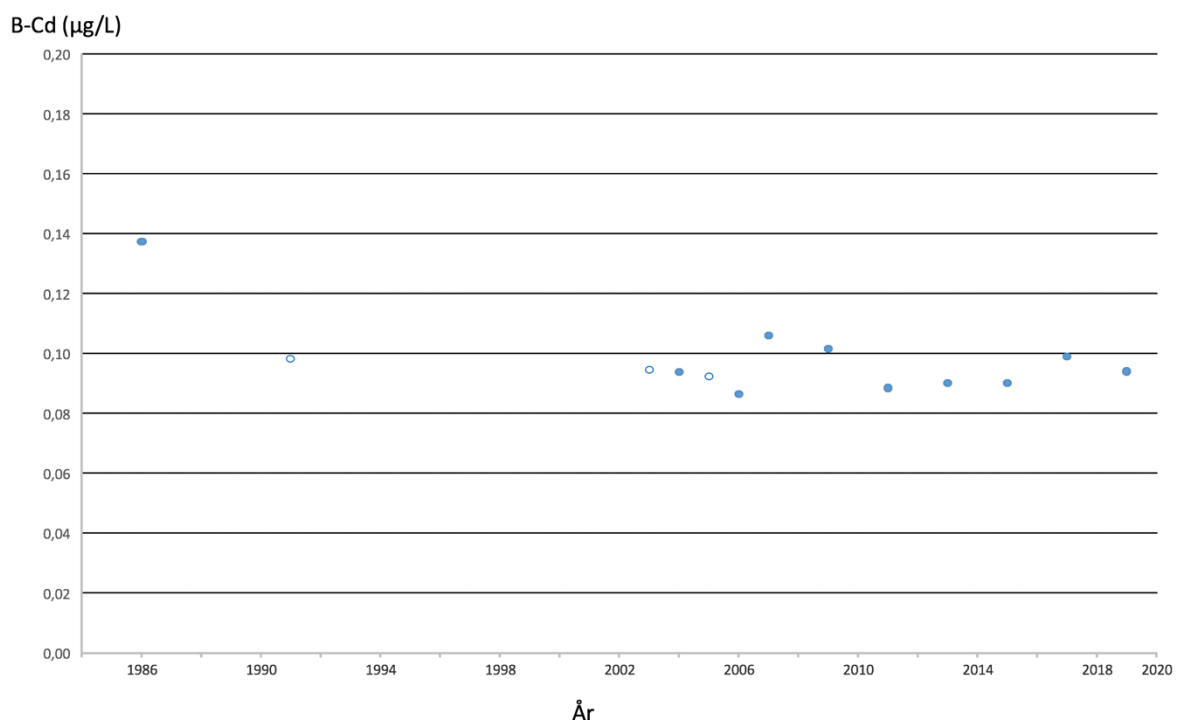
De B-Pb som funnits och finns i skånska barn är låga men även låga halter orsakar effekter på barns kognitiva funktion (Lanphear et al. 2005; Lucchini et al. 2012). Det europeiska livsmedelsverket EFSA bestämde ett referensvärde på 12 $\mu\text{g/L}$ i blod för effekter på nervsystemet hos barn (EFSA 2010). Vi har studerat kognitiva effekter hos 3680 barn (huvuddelen 7-8 år gamla) från Landskrona och Trelleborg, vars B-Pb (median 37 $\mu\text{g/L}$) bestämts 1978-2007 (Skerfving et al. 2015). 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 genomsnittsindividen, 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.

Kadmium

I Figur 2 visas tidstrenden för kadmium för alla provtagna barn sedan år 1986 inklusive nya mätdata för år 2013-2019. B-Cd är i stort sett oförändrad under 2013-2019.

B-Cd hos barn i samma område (Figur 3; Lundh et al. 2016) har sedan 1986 inte alls visat samma tydliga sänkning som B-Pb. Avsaknad av tidstrend är i överensstämmelse med data från vuxna i Västerbotten (Wennberg et al. 2017). Det beror sannolikt på att åkerjorden är förorenad med kadmium som ett resultat av gödsling med handelsgödsel som under en lång period haft betydande halter av kadmium, samt av nedfall av kadmium som luftförorening.



Figur 2. Kadmiumhalter i blod (B-Cd, geometriska medelvärden) hos sammanlagt 1400 barn i Landskrona (fyllda symboler) och Trelleborg (ofyllda kvadrater) undersökta under perioden 1986 – 2019.

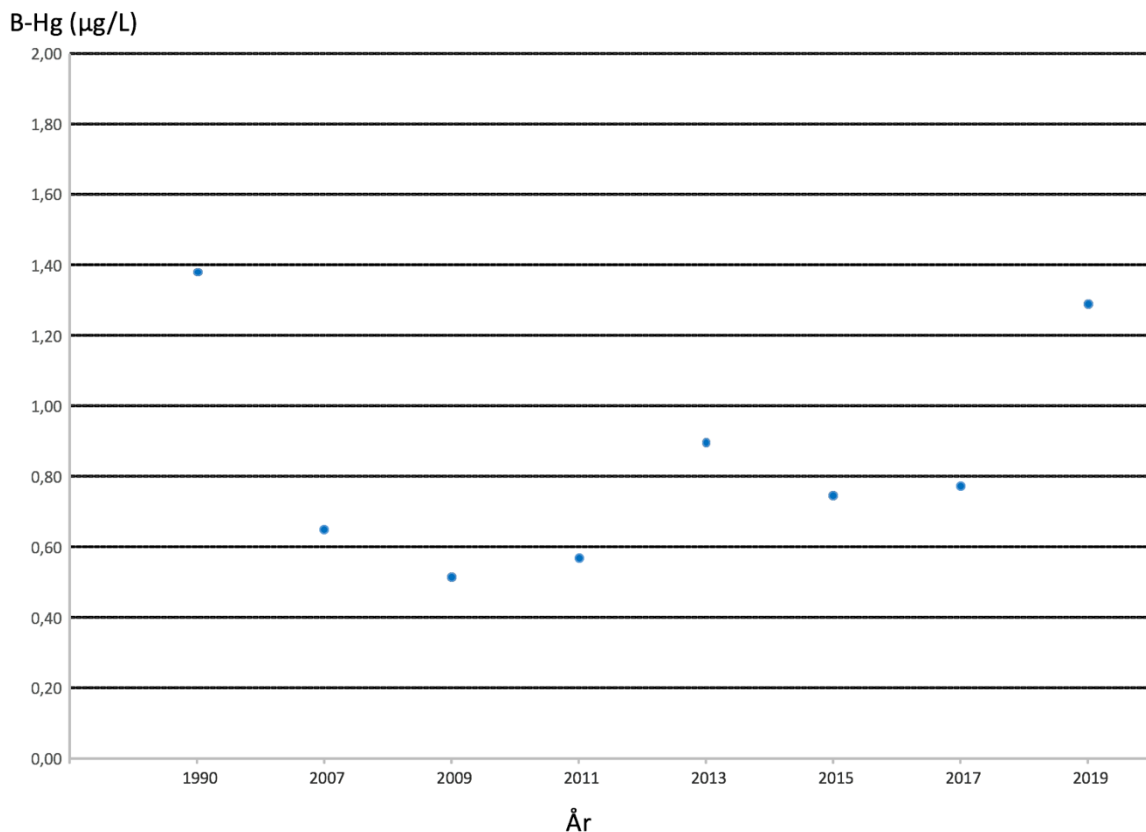
Halterna i Landskrona är på liknande nivå (geometriskt medelvärde 0,09 µg/L hos pojkar och 0,10 hos flickor) som hos barn och ungdomar i Sverige i årskursen 5 vilka undersöktes 2016-2017 ("Riksmaten" Livsmedelsverket 2020). De B-Cd som finns i skånska barn är låga i förhållande till barn i andra europeiska länder, och särskilt barn i länder med hög riskkonsumtion (Hrubá et al. 2012). De halter som funnits och finns i skånska barn är låga i jämförelse med dem som tidigare ansett orsaka toxiska effekter. Den gradvisa ackumuleringen hos skånska barn betyder att även den låga exponering som uppmätts på lång sikt kan vara av hälsomässig betydelse såsom benskörhet, ökad risk för frakturer, hjärtkärlsjukdom inklusive stroke (Barregård et al. 2016; Engström et al. 2011; Thomas et al. 2011; Åkesson et al. 2006). Därför bör exponeringen följas. B-Cd hos barn är en mycket lämplig biomarkör för studier av tidstrender för Cd (Lundh et al. 2016) medan U-Cd, pga Cd långsamma omsättning i kroppen, hos vuxna har vissa begränsningar för att analysera snabba förändringar över tid men ger ett bra mått på risk för toxicitet. Därvid bör lämpligen ske en uppföljning av Cd-exponering hos barn i

Landskrona, där exponeringen redan följts under lång tid, liksom av kvinnor i Sverige för att både erhålla en tillförlitlig tidstrend och identifiering av riskgrupper.

Kvicksilver

I Figur 3 visas tidstrenden för kvicksilver för alla provtagna barn sedan år 1990 inklusive nya mätdata för år 2013-2019.

Sedan 2007 tycks en ökning ske i B-Hg hos barn i samma område (Lundh et al. 2016). Detta kan bero på högre fiskkonsumtion eller pga högre halter metylkvicksilver i fisk (Miljöhälsorapport 2017, Schartup et al. 2019). I Riksmaten 2016-17 sågs liknande halter i femte klass som rapporterats för 2017, dvs geometriskt medelvärde 0,70 µg/L hos både pojkar och flickor) (Livsmedelsverket 2020). De B-Hg som finns i skånska barn är relativt höga i förhållande till barn i andra europeiska länder, och särskilt barn i länder med hög riskkonsumtion (Hrubá et al. 2012). Men de B-Hg som uppmätts i skånska barn är låga i jämförelse med dem som orsakar toxiska effekter. Ett av barnen översteg det tyska gränsvärdet på 5 µg/L för risk för toxiska hälsoeffekter (Apel et al 2017). 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. 2016). Exponeringen för kvicksilver bör dock följas inte minst sedan en ökning tycks ha skett. Uppföljning av exponering bör ske hos barn i Landskrona där exponeringen redan följts under lång tid.



Figur 3. Kvicksilverhalter i blod (B-Hg, geometriska medelvärden) hos sammanlagt 840 barn i Landskrona undersökta under perioden 1990 – 2019.

Antimon

De uppmätta halterna av U-Sb var låga. Halten (GM) för U-Sb hos barnen är jämförbara med amerikanska barn i åldern 6-11 år provtagna under 2015-2016: GM = 0,06 µg/L (CDC 2019). Med hänsyn till EFSA:s beräkning på rekommenderat dagligt intag av antimon i dricksvatten 6 µg Sb/Kg kroppsvikt och dag (EFSA 2004) är bidraget av antimon från barnens konsumtion av dryck från PET-flaskor förmodligen liten. I dagsläget föreligger inte skäl till att göra uppföljning av halterna av antimon.

Styrkor och svagheter

Förfrågan om intresse för deltagande utgick i form av ett detaljerat informationsbrev till alla barn och föräldrar i klasserna i årskurs 1-3 i tre skolor i Landskrona varvid samtycke för deltagande signerades av både barnet och föräldrarna. Inte alla tillfrågade barn ville delta genom att ge, eller vid provtagningstillfället kunde lämna, blod- eller urinprov. Det kan betyda att en viss selektion har skett men det är inte troligt att denna skulle vara relaterad till metallhalter i blod och urin.

Vi hade begränsad information om faktorer till metallexponering tex från mat och dricksvatten.

Alla analyser har genomförts under strikt intern och extern kvalitetskontroll. Halterna har varit låga men klart över detektionsgränsen med undantag för antimon i urin. Riktigheten har varit mycket bra jämfört med referensmaterial och oprecisionen <10%.

Konklusion

Baserat på tidstrendsanalyser av metallhalter hos barn i Landskrona tycks minskningen av bly-exponering ha avstannat, kadmium-exponeringen vara oförändrad och kvicksilver-exponeringen öka. Men för att bekräfta dessa tidstrender krävs uppföljning.

Tack

Studien har stöttats av Medicinska fakulteten vid Lunds universitet samt Naturvårdsverket. Vi tackar Arbets- och miljömedicin Syd, Södra sjukvårdsregionen för hjälp med provtagning samt Utbildningsförvaltningen och Miljöförvaltningen i Landskrona kommun för deras samarbete i studien.

Referenser

Apel P, Angerer J, Wilhelm M, Kolossa-Gehring M. New HBM values for emerging substances, inventory of reference and HBM values in force, and working principles of the German Human Biomonitoring Commission. *Int J Hyg Environ Health*. 2017;220(2 Pt A):152-66.

Barregard L, Sallsten G, Fagerberg B, Borné Y, Persson M, Hedblad B, Engström G. Blood Cadmium Levels and Incident Cardiovascular Events during Follow-up in a Population-Based Cohort of Swedish Adults: The Malmö Diet and Cancer Study. *Environ Health Perspect*. 2016;124(5):594-600.

Barregard L, Fabricius-Lagging E, Lundh T, Mölne J, Wallin M, Olausson M, Modigh C, Sallsten G. Cadmium, mercury and lead in kidney cortex of living kidney donors: impact of different exposure sources. *Env Res*. 2010;110:47-54.

Caspersen IH, Thomsen C, Haug LS, Knutsen HK, Brantsæter AL, Papadopoulou E, Erlund I, Lundh T, Alexander J, Meltzer HM. Patterns and dietary determinants of essential and toxic elements in blood measured in mid-pregnancy: The Norwegian Environmental Biobank. *Sci Total Environ*. 2019;25;671:299-308

Chapa-Martinez CA, Hinojosa-Reyes L, Hernandez-Ramirez A, Ruiz-Ruiz E, Maya-Trevino L, Guzman-Mar JL. An evaluation of the migration of antimony from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. *Sci Tot Environ*. 2016;565:511-518.

CDC. Fourth national report on human exposure to environmental chemicals, updated tables. January 2019. Centers for Disease Control and Prevention, U.S. Department of Health and Human Services. 17-22, 27. <https://www.cdc.gov/exposurereport/>. May 5, 2019.

EFSA. Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request from the Commission related to a 2nd list of substances for food contact materials. *EFSA J*. 2004;24:1-13.

EFSA. Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food. *The EFSA Journal*. 2010;8:1570.

Engström A, Michaelsson K, Suwazono Y, Wolk A, Vahter M, Åkesson A. Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in population-based study among women. *J Bone Mineral Res*. 2011;26:486-495.

Gebel T. Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chem Biol Interact*. 1997;107:131-144.

Gómez HF, Borgialli DA, Sharman M, Shah KK, Scolpino AJ, Oleske JM, Bogden JD. Blood Lead Levels of Children in Flint, Michigan: 2006-2016. *Pediatr*. 2018;197:158-164.

Han Z, Guo X, Zhang B, Liao J, Nie L. Blood lead levels of children in urban and suburban areas in China (1997-2015): Temporal and spatial variations and influencing factors. *Sci Total Environ*. 2018;625:1659-1666.

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 YF, Löfmark L, Lundh T, Lundström NG, Lyoussi B, Mazej D, Osredkar J, Pawlas K, Pawlas N, Prokopowicz A, Rentschler G, Spěváčková V, Spiric Z, Tratnik J, Skerfving S, Bergdahl IA. 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.

Krachler M, Shotyk W. Trace and ultratrace metals in bottled waters: survey of sources worldwide and comparison with refillable metal bottles. *Sci Total Environ*. 2009; 407:1089–1096.

Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect*. 2005;113:894-9.

Livsmedelsverket, Naturvårdsverket. S 2020 nr 01: Contaminants in blood and urine from adolescents in Sweden. Livsmedelsverkets samarbetsrapport. Uppsala.

Llop S, Ballester F, Murcia M, Forns J, Tardon A, Andiarena A, Vioque J, Ibarluzea J, Fernández-Somoano A, Sunyer J, Julvez J, Rebagliato M, Lopez-Espinosa M. Prenatal exposure to mercury and neuropsychological development in young children: the role of fish consumption. *Int J Epidemiol*. 2017;46:827-838.

Lucchini RG, Zoni S, Guazzetti S, Bontempi E, Micheletti S, Broberg K, Parrinello G, Smith DR. Inverse association of intellectual function with very low blood lead but not with manganese exposure in Italian adolescents. *Environ Res.* 2012;118:65-71.

Lundh T, Axmon A, Skerfving S, Broberg K. Cadmium and mercury exposure over time in Swedish children. *Environ Res.* 2016;150:600-605.

Makris KC, Andra SS, Herrick L, Christophi CA, Snyder SA, Hauser R. Association of drinking-water source and use characteristics with urinary antimony concentrations. *J Exp Sci Env Epidemiol.* 2013;23:120-127.

Mattisson K, Tekavec E, Lundh T, Olsson A, Stroh E. Rapport AMM: Miljömedicinsk hälsoövervakning av barn i områden med förorenad mark från glasbruk – Lessebo kommun. Rapport 19/2018. Weblänk: <https://sodrasjukvardsregionen.se/download/rapport-192018-medicinsk-halsoovervakning-av-barn-i-omraden-med-foroerad-mark-fran-glasbruk-lessebo-kommun/>

Miljöhälsorapport 2017. Folkhälsomyndigheten, 2017, Artikelnummer: 02096-2016

Moon CS, Yang HR, Nakatsuka H, Ikeda M. Time trend of cadmium intake in Korea. *Environ Health Prev Med.* 2016;21:118-28.

Olsson IM, Eriksson J, Oborn I, Skerfving S, Oskarsson A. Cadmium in food production systems: a health risk for sensitive population groups. *Ambio.* 2005;34(4-5):344-51.

Sandborgh-Englund G, Elinder CG, Langworth S, Schutz A, Ekstrand J. Mercury in biological fluids after amalgam removal. *J Dent Res.* 1998;77:615–624.

Sax L. Polyethylene terephthalate may yield endocrine disruptors. *Environ Health Perspect.* 2010;118:445-448.

Schartup AT, Thackray CP, Qureshi A, Dassuncao C, Gillespie K, Hanke A, Sunderland EM. Climate change and overfishing increase neurotoxicant in marine predators. *Nature.* 2019;572:648-650.

Skerfving S, Löfmark L, Rentschler G, Lundh T. Rapport 4:2012. Bly, kadmium och kvicksilver i blod hos skånska barn 2009-2011. <https://sodrasjukvardsregionen.se/download/bly-kadmium-och-kvicksilver-i-blod-hos-skanska-barn-2009-2011/>

Skerfving S, Löfmark L, Lundh T, Mikoczy Z, Strömberg U. Late effects of low blood lead concentrations in children on school performance and cognitive functions. *Neurotoxicology.* 2015;49:114-20.

Staessen JA, Kuznetsova T, Roels HA, Emelianov D, Fagard R. Exposure to cadmium and conventional and ambulatory blood pressures in a prospective population study. Public Health and Environmental Exposure to Cadmium Study Group. *Am J Hypertens.* 2000;13:146-56.

Strain JJ, Yeates AJ, van Wijngaarden E, Thurston SW, Mulhern MS, McSorley EM, et al. Prenatal exposure to methyl mercury from fish consumption and polyunsaturated fatty acids: associations with child development at 20 mo of age in an observational study in the Republic of Seychelles. *Am J Clin Nutr.* 2015;101:530-7, 2015.

Stroh E, Lundh T, Oudin A, Skerfving S, 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.

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(3):332-5.

Thomas LDK, Michaëlsson K, Julin B, Wolk A, Åkesson A. Cadmium exposure and fracture incidence among men: A population-based prospective cohort study. *J Bone Min Res.* 2011;26:1601-1608.

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

Wennberg M, Strömberg U, Bergdahl IA, Jansson JH, Kauhanen J, Norberg M, Salonen JT, Skerfving S, Tuomainen TP, Vessby B, Virtanen JK. Myocardial infarction in relation to mercury and fatty acids from fish: a risk-benefit analysis based on pooled Finnish and Swedish data in men. *Am J Clin Nutr.* 2012;96:706-13, 2012.

Wennberg M, Lundh T, Nilsson Sommar J, Bergdahl IA. Time trends and exposure determinants of lead and cadmium in the adult population of northern Sweden 1990–2014. *Environ Res.* 2017;159:111-7.

Åkerstrom M, Barregard L, Lundh T, Sallsten G. The relationship between cadmium in kidney and cadmium in urine and blood in an environmentally exposed population. *Tox Appl Pharm.* 2013;268:286-293.

Åkesson A, Barregard L, Bergdahl IA, Nordberg GF, Nordberg M, Skerfving S. Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure. *Environ Health Perspect.* 2014;122:431-8.

Appendix 1: Intervjufrågor för barnen

Datum för undersökning/intervju

Intervjuare

Namn Personnummer

Kön: Flicka / Pojke

Bostadsadress

Skola Klass

Får vi ta ett blodprov på dig? Ja / Nej

Vikt: kg

Längd: cm

Antal amalgamfyllningar: st

Har du varit hos tandläkaren den senaste veckan? Ja / Nej

Om Ja: Satte tandläkaren dit eller tog bort någon amalgamfyllning vid besöket? Ja / Nej

Tuggar du tuggummi nästan dagligen? Ja / Nej

Dricker du vatten/saft/läsk som kommer från PET-flaska Ja/Nej
Hur många vatten/saft/läsk flaskor i veckan? _____ st

Hur många gånger äter du ris vid måltid i veckan? _____ ggr

Har Du någonsin rökt?

Ja, jag röker regelbundet

Ja, jag har provat en eller några gånger

Nej, jag har aldrig rökt

Vad jobbar far med?.....

Vad jobbar mor med?.....

Leker du med tennsoldater? Ja / Nej

Gjuter du tennsoldater? Ja / Nej

Gjuter du blysänken? Ja / Nej

Skjuter du med luftgevär? Ja / Nej

Röker mor hemma? Ja / Nej

Röker far hemma? Ja / Nej