

Datablad för bly

Kemakta Konsult AB
Institutet för Miljömedicin

Januari 2023

© Författarna och NV
Utgiven av: NV

Innehåll

Inledning	1
<i>Generella riktvärden för bly</i>	<i>1</i>
<i>Ämnesidentifikation</i>	<i>2</i>
Fysikaliska och kemiska uppgifter	3
<i>Fördelningsfaktor mellan jord och vatten, K_d</i>	<i>3</i>
<i>Fördelningsfaktor för organiska och flyktiga ämnen, K_{oc}, K_{ow} och H</i>	<i>3</i>
Bioupptagsfaktorer	4
<i>Upptag i växter</i>	<i>4</i>
<i>Upptag i fisk</i>	<i>5</i>
Toxicitetsparametrar	6
Övrig exponering	6
Klassificering	6
Hudupptag	7
Akuttoxicitet	7
Toxikologiskt referensvärde/Oral risk och biotillgänglighet.....	7
RfC/Inhalationsrisk	8
Begränsningsvärde för korttidsexponering	9
Skydd av grundvatten	10
Skydd av markmiljö	10
<i>Markmiljö, känslig markanvändning</i>	<i>12</i>
<i>Markmiljö, mindre känslig markanvändning</i>	<i>12</i>
<i>Hänsyn till bioackumulering</i>	<i>13</i>
Bakgrundshalter i jord	14
Skydd av ytvatten	16
Referenser	17

Inledning

Detta dokument redovisar underlaget till val av ämnesparametrar för bly i modellen för beräkning av riktvärden i förorenad mark. Databladet har tagits fram för dokumentation av ämnesdata som använts för att beräkna de generella riktvärdena som publicerades 2022.

Databladet är framtaget av Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin på uppdrag av Naturvårdsverket och ersätter tidigare versioner.

Bakgrund till uppdatering av datablad för bly

Under 2015 - 2016 gjordes en genomgång av relevanta datakällor för att utröna om nya data finns tillgängliga som motiverar en revidering av ämnesparametrarna i modellen. Sedan 2009 har kunskapsläget avseende blys toxicitet fördjupats, och idag finns information som visar att negativa hälsoeffekter kan uppkomma vid lägre exponering än vad som tidigare antagits (EFSA, 2010). En genomgång gjordes också av bakgrundshalter i mark på grund av naturlig eller diffus antropogen påverkan.

I databladet redovisas en del nya dataunderlag som framkommit sedan riktvärdena publicerades 2009 och därefter uppdaterades 2016 och vilka ändringar av parametervärden som gjorts. För parameterdefinitioner och en beskrivning av hur parametrarna används vid riktvärdesberäkning hänvisas till rapporten "Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning" (Naturvårdsverket, 2009a).

I versionen av beräkningsverktyget från 2016 introducerades begränsningsvärden för korttidsexponering. Syftet var att hantera att effekterna av att beräkningar med mycket korta exponeringstider för direktkontakt med förorenad jord kan resultera i mycket höga hälsoriskbaserade beräknade riktvärden. Vilket skulle kunna leda till att enstaka exponeringstillfällen kan orsaka en dos som motsvarar det tolerabla dagliga intaget för en lång tidsperiod. De begränsningsvärden som 2016 togs fram för bly har nu reviderats på grund av ändrade antaganden om den biologiska halveringstiden av bly vid korttidsexponering.

Riktvärdet för skydd av grundvatten har också reviderats på grund av kommande sänkta gränsvärde för bly i grundvatten.

Parametervärdena som redovisas nedan är framtagna för användning i riktvärdesmodellen och rekommenderas inte som bedömningsgrunder för andra ändamål, exempelvis för bedömning av ytvatten- eller grundvattenhalter.

Generella riktvärden för bly

Generella riktvärden för bly i mark

	Generella riktvärden	
Känslig markanvändning (KM)	50	mg/kg TS
Mindre känslig markanvändning (MKM)	180	mg/kg TS

Det reviderade parametervärdet för det toxikologiska referensvärdet innebär att det beräknade riktvärdet för KM blir 11 mg/kg TS och styrs av hälsorisker med intag av jord, växter och grundvatten som viktiga exponeringsvägar. Värdet är dock lägre än bakgrundshalten, 20 mg/kg TS, vilket innebär att riktvärdet skulle höjas till denna nivå. Riktvärdet för KM är fortsatt 50 mg/kg TS, se beslutsunderlag på naturvardsverket.se.

Värden för skydd av markmiljön är 200 mg/kg TS, för skydd av grundvatten 65 mg/kg TS och för skydd av ytvatten 3600 mg/kg TS.

Även riktvärdet för MKM (180 mg/kg TS) styrs av hälsorisker med intag av jord som dominerande exponeringsväg. I detta fall bedömer Naturvårdsverket att detta riktvärde innebär en positiv effekt på att minska exponeringen och att det inte finns skäl till någon justering av de beräknade riktvärdet. Riktvärdet för skydd av markmiljön är (400 mg/kg TS) och riktvärdet för skydd av grundvatten ligger på 210 mg/kg TS.

Ämnesidentifikation

Metalliskt bly

EC-nummer	231-100-4
CAS-nummer	7439-92-1

Fysikaliska och kemiska uppgifter

Fördelningsfaktor mellan jord och vatten, K_d

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, K_d för bly

K_d	1 800	l/kg
-------	-------	------

För metaller har en sammanställning gjorts av K_d -värden beräknade utifrån lakrestresultat från den databas som tagits fram i Hållbar saneringsprojektet "Lakteter för riskbedömning av förorenade områden" (Elert et al., 2006). I databasen finns en sammanställning av ett stort antal lakteter, huvudsakligen skakteter, utförda inom ramen för statligt finansierade efterbehandlingsprojekt i Sverige. Denna databas bedöms ge ett relevant underlag för riktvärdesmodellen eftersom den omfattar data från förorenade områden i Sverige och eftersom standardiserade metoder har använts. För bly har utvärdering av K_d -värdet baserats på 70 prover, vilket bedöms vara ett tillräckligt antal för att ge en tillförlitlig uppskattning.

Ur databasen har ett urval av lakteter gjorts för prover med både fastfashalt och eluathalter ($L/S=2$ och $L/S=10$) över detektionsgräns vid analysen. För dessa lakteter har K_d -värden beräknats vid $L/S=2$ och $L/S=10$ och plottats mot fastfashalten. Därefter har den statistiska fördelningen av K_d -värdena undersökts. Endast analyser av prover med förorenad jord (halt över naturlig bakgrund) har tagits med i utvärderingen. Som haltgräns för naturlig bakgrund har valts 50-percentilen för morän analyserad med ICP-MS, salpetersyralakning (7 M HNO_3) i SGU:s sammanställning (SGU, 2007a), 7,2 mg/kg TS.

10-percentilen av de experimentella värdena har valts som K_d -värde i riktvärdesmodellen. Det finns flera skäl att lägga tonvikten på experimentella värden i det lägre intervallet. Exempelvis tenderar lakteter att underskatta långsiktig lakning från jordar med avfall som kan vittra, så som kisaska. Vidare har förorenad mark med hög lakbarhet (låga K_d -värden större betydelse för utsläppet från ett område än områden med höga K_d -värden. Valet av 10-percentilen bedöms ge en rimligt försiktig bedömning av rörligheten i förorenad mark för generella förhållanden. Det beräknade värdet har avrundats.

Fördelningsfaktor för organiska och flyktiga ämnen, K_{oc} , K_{ow} och H

Fördelningsfaktor mellan vatten och organiskt kol (K_{oc}), oktanol och vatten (K_{ow}) och Henrys konstant (H) används inte för bly i riktvärdesmodellen.

Bioupptagsfaktorer

Upptag i växter

Parametervärden i riktvärdesmodellen, upptagsfaktorer för bly i grönsaker och rotsaker

BCFroot-d	0,0027	(mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)
BCFstem-d	0,0086	(mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)

Upptagsfaktorer för bly har tidigare baserats på data som sammanställts av RIVM (2001a). RIVM uppdaterade 2020 exponeringsmodellen CSOIL med bland annat en ny modell för upptag i rotsaker och potatis samt övriga grönsaker. Den nya modellen bygger på en utökad databas och anger upptagsfaktorn som en funktion av blyhalten i jorden där upptagsfaktorn minskar med ökad blyhalt i jorden (RIVM, 2011). För låga halter av bly i jorden, strax under det generella riktvärdet för känslig markanvändning, används dock ett konstant värde.

Upptagsfaktorer för bly i växter (BCF-värden) som odlats i grönsaksland visas i tabellen nedan. I tabellen redovisas det BCF-värde som skulle gälla vid en blyhalt i jorden på 50 mg/kg TS enligt RIVM:s modell samt även de median- medel och maxvärden som RIVM anger.

Växtupptagsfaktorer för bly (RIVM, 2011)

		BCF (mg/kg torr växt) / (mg/kg TS jord)			Andel av total konsumtion (%)
	Vid 50 mg/kg TS	Median	Medel	Max	
Rotsaker i riktvärdesmodellen					
potatis	0,0021	0,0031	0,0025	0,025	61,6
rödbetor	0,0050	0,0027	0,004	0,0315	5,1
morötter	0,0094	0,024	0,029	0,185	
lök	0,0060	0,0028	0,008	0,031	3,2
Grönsaker i riktvärdesmodellen					
purjolök	0,0098	0,0069	0,016	0,125	4,5
tomat	0,0033	0,0036	0,032	1,46	3,6
gurka	0,0025	0,0031	0,0054	0,045	0,7
Majs	0,015	0,028	0,066	0,37	0,8
kålväxter	0,0042	0,005	0,0053	0,012	7,6
kruskål	0,017	0,026	0,03	0,1	
sallad	0,024	0,019	0,04	0,96	4,4
endiv	0,018	0,016	0,022	0,25	
spenat	0,012	0,023	0,03	0,26	
bönor	0,0041	0,003	0,0033	0,01	8,5
stjälkgrönsaker					

Från dessa data har generella BCF-värden beräknats som tar hänsyn till bidraget av olika växttyper till den totala konsumtionen av rot- och grönsaker. Utifrån BCF-värdena för enskilda växter beräknades BCF-värden för olika grupper av växter. För rotsaker och grönsaker togs konsumtionsviktade BCF-värden fram med viktningsfaktorer enligt tabellen ovan.

Det valda värdet för rotsaker är den konsumtionsviktade växtupptagsfaktorn för alla rotsaker. Potatis var dominerande för rotsaker.

Det valda värdet för grönsaker är den konsumtionsviktade växtupptagsfaktorn för alla blad- och skottväxter.

Upptag i fisk

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, upptagsfaktor för bly i fisk

BCF _{fish}	25	(mg/kg våtvikt fisk)/(mg/l)
---------------------	----	-----------------------------

IAEA (2010) anger en upptagsfaktor för bly i åtliga delar av sötvattenfisk på 25 (Bq/kg fisk)/(Bq/l), baserat på flera sammanställningar av data för bioupptag av radioaktivt bly i fisk. Denna parameter kan variera över flera tiopotenser och värdet är försiktig valt av IAEA för att inte underskatta upptaget. Detta värde kan tillämpas även för stabila isotoper av bly. Detta är en sänkning jämfört med tidigare värde (300 mg/kg våtvikt per mg/l), vilket inte påverkar de generella riktvärdena men kan påverka platsspecifika beräkningar.

Toxicitetsparametrar

Den kritiska effekten vid blyexponering är effekter på nervsystemet och hjärnans utveckling. Foster och små barn är speciellt känsliga eftersom deras nervsystem inte är färdigutvecklat. Underlaget för bedömning av hälsoeffekter av bly är omfattande och osäkerheten i bedömningen av de kritiska effekterna är därmed relativt liten.

Övrig exponering

Exponeringen sker framför allt via livsmedel och dricksvatten även om halterna har minskat generellt i livsmedel under senare år. Blyglaserad keramik, gamla/antika metallkärl och andra produkter såsom kosttillskott som innehåller bly kan bidra signifikant till exponeringen och det har under senare år inträffat ett antal förgiftningsfall hos vuxna som använt blyinnehållande produkter i livsmedelshantering.

EFSA (2010) uppskattar att det genomsnittliga blyintaget från maten hos vuxna konsumenterna i 19 olika europeiska länder är mellan 0,36 och 1,24 µg/kg kroppsvikt per dag (nedre gräns för land med lägst genomsnittlig exponering - övre gräns för land med högsta genomsnittliga exponering). För Sverige uppskattades det genomsnittliga intaget variera mellan 0,44 och 0,80 µg/kg kroppsvikt per dag (motsvarande 31–56 µg/dag för en person på 70 kg). Bland barn anges det högsta genomsnittliga intaget (1,10–3,10 µg/kg kroppsvikt per dag) vid 1 till 3-års ålder, alltså betydligt mer per kg kroppsvikt än hos vuxna. Generellt fann man att följande livsmedelsgrupper bidrog mest till blyexponeringen: spannmålsprodukter, följt av potatis, cerealier (förutom ris), spannmålsbaserade blandade rätter, bladgrönsaker och kranvatten. Det bör dock påpekas att detta kan variera betydligt mellan och inom olika länder. Dessutom kan absorptionen av bly i tarmen variera beroende på livsmedelstyp, och andra faktorer som näringsstatus. Små barn har högre upptag än vuxna.

Livsmedelsverket (2017) anger ett lägre genomsnittligt intag av bly från livsmedel till 0,083 µg/kg kroppsvikt och dag i vuxna. Detta räknar inte in den exponering som kan komma från bly i dricksvatten. Hög belastade personer kan ha ett intag som är dubbelt så stort som genomsnittet. Detta är lägre än vad som rapporterats från Sverige i EFSA:s utvärdering. Skillnader i resultaten beror på användandet av olika dataunderlag och beräkningsmodeller.

Det dagliga intaget för barn (3 – 10 år) har beräknats till 1 µg/kg kroppsvikt (EFSA, 2012; FHM, 2017).

Riktvärden för bly baseras på att endast 20 % av det toxikologiska referensvärdet kommer från det förorenade området.

Klassificering

Bly i pulverform har en harmoniserad klassificering enligt CLP-förordningen som reproduktionstoxiskt för människa, faroklass kategori 1A, faroangivelse H360FD, H362 och även akut och kronisk akvatisk toxicitet, H400 och H410

Cancer

IARC klassar oorganiska blyföreningar enligt grupp 2A - Probably carcinogenic to humans; (IARC, 2006). Bly betraktas i riktvärdesmodellen som ett icke-genotoxiskt ämne.

Hudupptag

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, hudupptagsfaktor för bly

f_{du}	0,01	dimensionslös
----------	------	---------------

Experimentella data tyder på att hudupptag av metaller är lågt. USEPA (2004) antar generellt en hudupptagsfaktor på 1 % för metaller om ämnesspecifika experimentella data saknas.

Utgångspunkten är hudupptagsfaktorn (f_{du}) för kadmium (0,1 %) multiplicerat med en faktor 10.

Akuttoxicitet

Bly är inte akuttoxiskt. Bly ansamlas i kroppen och har lång biologisk halveringstid. Stora enstaka intag bidrar således till den ackumulerade kroppsbördan. Akut exponering vid höga intag kan ge upphov till gastrointestinala besvär (illamående, kräkningar och magsmärtor), anorexi, lever och njurskador samt neurologiska symptom i ökande grad (från yrsel till encefalopati och död) (IPCS, 1995).

Något värde för akuttoxicitet är inte satt. Vid halter över korttidsvärdet (1000 mg/kg TS) bör utvärdering av akuttoxicitet övervägas med hjälp av expertis.

Toxikologiskt referensvärde/Oral risk och biotillgänglighet

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, toxikologiska referensvärdet (TDI) för bly

TDI*	$0,5 \cdot 10^{-3}$	mg/kg kroppsvikt och dag
------	---------------------	--------------------------

*BMDL01 används som ett TDI-värde i riktvärdesmodellen

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, relativ biotillgänglighet (f_{bio-or}) för bly

f_{bio-or}	0,6	dimensionslös
--------------	-----	---------------

Sedan riktvärden gavs ut 2009 har bedömningen av blys toxicitet uppdaterats. Den visar att negativa hälsoeffekter kan uppkomma vid lägre doser än man tidigare antagit. Det tidigare TDI-värdet som användes för beräkning av riktvärdena (0,0035 mg/kg kroppsvikt och dag) var baserat på WHO/JECFA:s PTWI (WHO/JECFA, 2000). Detta PTWI har nu dragits tillbaka och något nytt värde har inte satts (WHO/JECFA, 2011a och 2011b).

År 2010 gjorde EFSA bedömningen att blyexponeringen i Europa ligger nära risknivåerna för CNS-effekter hos foster och barn baserat på senare års epidemiologiska studier, varför barn och gravida kvinnor bör skyddas mot ytterligare blyexponering (EFSA, 2010). EFSA beräknar att redan en blodblyhalt på 12 µg/l medför ökad risk för försämrad intellektuell kapacitet hos barn (minskning i IQ som också är indikativ för andra typer av påverkan på CNS, t ex ADHD, lässvårigheter och reducerad kognitiv förmåga). En minskning i IQ med någon eller några IQ-enheter har ingen större betydelse på individnivå, men på populationsnivå kan det få stor betydelse. Även andra hälsoeffekter såsom förhöjt blodtryck och kroniska njurskador har visat sig kunna uppkomma hos vuxna vid relativt låga blodblyhalter (ca 15-70 µg/l). Genom att skydda barn och kvinnor i barnafödande ålder mot risken för CNS-effekter så skyddar man även resten av befolkningen mot andra negativa hälsoeffekter av bly.

EFSA (och andra organ) anser att det inte finns någon säker undre exponeringsgräns, med andra ord finns inte någon tröskeldos under vilken negativa effekter troligen inte uppstår. Detta innebär att EFSA inte heller använder sig av tolerabelt dagligt intag (TDI) som begrepp i riskbedömningar av bly. De använder sig i stället av benchmarkdosanalys (BMD), vilken på ett bättre sätt tar hänsyn till underliggande data och hela dos-responskurvan, jämfört med traditionell riskvärdering baserat på No Observed Adverse Effect level (NOAEL) och TDI. Vid BMD får man fram ett värde som baserar sig på en respons (BMR). Denna respons har ett konfidensintervall och det lägre värdet i konfidensintervallet kallas Benchmark Dose Lower Limit (BMDL). BMDL01-värdet är en effektdos och är det lägsta värdet i konfidensintervallet av Benchmark response (BMR). BMR i EFSA:s utredning om blyexponering och effekter är det referensvärde som representerar den dos/nivå av bly som beräknas orsaka en sänkning på av den kognitiva kapaciteten med en IQ-enhet. EFSA:s toxikologiska referensvärde (BMDL01) används i riktvärdesmodellen som ett TDI-värde, trots att det egentligen är en effektdos. EFSA använder IEUBK-modellen för att räkna om en blodblyhalt på 12 µg/l till ett dagligt intag av bly i livsmedel på 0,0005 µg/kg,dag (EFSA, 2010)

Upptaget av bly från livsmedel är dock större än det upptag man kan förvänta sig från en förorenad jord. IEUBK räknar med en absorptionsfaktor på 30 % för jordbly, men biotillgängligheten kan variera kraftigt mellan olika former av bly som kan förekomma som markförorening. Biotillgängligheten är beroende både av föroreningskällan, kemisk form, jordens egenskaper och partikelstorlek (Ljung 2006, USEPA 2007; Yan et al., 2011; Zia et al., 2011, Juhaz et al. 2011, Li et al. 2019). I beräkningen av riktvärdet antas 30 % biotillgänglighet vilket bedöms vara ett konservativt värde. Biotillgängligheten förefaller vara låg i gruvavfall och i urbana miljöer, men kan vara högre vid skjutbanor (Bannon et al., 2009), men det behövs ett bättre dataunderlag för variationen i typiska svenska objekt.

Eftersom det uppdaterade lågriskvärdet utgår från 50 % biotillgänglighet medan den för jord antagits vara 30 %, sätts den relativa biotillgängligheten till 60 % (biotillgängligheten av bly i jord relativ biotillgängligheten i livsmedel). Detta görs genom att parametern $f_{\text{bio-or}}$ ges värdet 0,6 i riktvärdesmodellen.

RfC/Inhalationsrisk

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, RfC-värdet för bly

RfC	$5 \cdot 10^{-4}$	mg/m ³
-----	-------------------	-------------------

RfC-värdet (årsmedelvärde) är från WHO (2000) och baseras på de kritiska effekterna CNS-effekter och störd vitamin D-metabolism hos barn samt påverkan på hemoglobinbildningen hos vuxna. WHO anger att inandning av luft med en blykoncentration 1 µg/m³ bidrar till en blodblyhalt hos barn på 19 µg/l, men med hänsyn till andra sätt man kan exponeras för damm (huvudsakligen oralt intag av damm) så görs bedömningen att en lufthalt på 1 µg/m³ ger en ökning av blodblyhalten med 50 µg/l.

Vid beräkning av riktvärden för förorenad mark hanteras bidraget från andra exponeringsvägar samt bakgrundsbelastningen separat och därför är bedömningen att en halt på 0,5 µg/m³ motsvarar en exponering som ger en ökning av blodblyhalten med 0,5 gånger 19 µg/l = 10 µg/l, dvs. under den nivå på 12 µg/l som EFSA anger som lågriskvärde för kritiska effekter av bly.

Begränsningsvärde för korttidsexponering

Parametervärdet för korttidsexponering i riktvärdesmodellen, Cshort-term

Cshort-term	1000	mg/kg TS jord
-------------	------	---------------

Även om ett område inte besöks frekvent eller där kontakt med jord vanligtvis sker i mycket begränsad omfattning bör inte halterna vara så höga att ett enstaka intag av jord ger en exponering som kan ge risker på sikt. Eftersom bly har en förmåga att lagras i kroppen kan enstaka intag av stora mängder blyförorenad jord leda till en dos som motsvarar det tolerabla dagliga intaget för en mycket lång tidsperiod. Begränsningsvärdet beräknas utgående från att ett barn vid ett tillfälle får i sig 5 gram förorenad jord inte ska få en genomsnittlig dos över ett år som överskrider det tolerabla intaget enligt (EFSA, 2010). Årsdosen beräknas med hänsyn till ämnets uppehållstid i kroppen. Det innebär att ett intag av ett ämne med kort uppehållstid i kroppen ger en lägre årsdos än ett ämne med lång uppehållstid.

I riktvärdesmodellen från 2016 antogs en biologisk halveringstid för bly på 25 år. Senare utredningar har funnit att detta är en överskattning för en korttidsexponering. Enligt EFSA (2013) absorberas bly mer av barn än av vuxna och ackumuleras i mjukvävnad och med tiden också i benvävnad. EFSA anger en halveringstid i blodet på 30 dagar och i benvävnad på 10 till 30 år. Utsöndring av bly sker primärt genom urin och avföring. Halveringstiden är också längre för barn än för vuxna (WHO, 2011).

Vid en kortare tids blyexponering kommer endast en del av blyet att hinna ackumuleras i benvävnad och andra delar av kroppen. Den biologiska halveringstid som använts för att beräkna riktvärden för akutexponering kan därför vara för lång. Samtidigt kommer en viss fördelning att ske mellan olika organ i kroppen även vid en kortvarig exponering. Studier av blyarbetare med mycket varierande exponeringstid visar på ett svagt samband mellan exponeringstid och halveringstid (O'Flaherty et al., 1982). Halveringstiden för bly för personer exponerade en kortare tid (månader) var i storleksordningen 20 till 60 dagar och den för personer exponerade i decennier var mellan 20 och 130 dagar.

Uppgiften om en halveringstid för bly i blodet på mindre än en vecka förefaller vara en underskattning och kan därför kraftigt underskatta riskerna med enstaka intag av stora mängder bly. De biokinetiska modeller som finns framtagna för blyexponering, exempelvis IEUBK (USEPA, 2021), är främst inriktade på kroniska intag av bly från olika källor.

För att få en uppfattning om den övre gränsen för blys halveringstid har beräkningar gjorts med IEUBK, som är en biokinetisk modell för blyexponering (USEPA, 2021). IEUBK beräknar blodblyhalt efter vid en varierande subkronisk exponering (årsbasis) från olika källor. I beräkningar har antagits att barn i olika åldrar (1 till 6 år) exponeras för bly från förorenad jord under ett års tid, och IEUBK har använts för att beräkna blodblyhalten under det nästkommande året. Beräkningarna visar att halveringstiden är lägst om exponering sker i åldern 1 till 2 år (halveringstid ca 200 dagar) och ökar sedan med ökande ålder till drygt 400 dagar om exponering sker i åldern 5-6 år. Detta är i linje med de halveringstider som redovisas i litteraturen med hänsyn till att halveringstiden kan vara längre för äldre barn.

Ett begränsningsvärde för korttidsexponering på 1000 mg/kg TS har beräknats utgående från de minsta barnen (1-2 år, vikt 10 kg, biologisk halveringstid 200 dagar). Även om halveringstiden är längre för de lite äldre barnen är begränsningsvärdet högre, ca 1500 mg/kg TS, på grund större kroppsvikt. Värdet 1000 mg/kg TS motiveras också av att det främst är mindre barn som har ett sådant beteende att de får i sig större mängder jord.

Skydd av grundvatten

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för bly i grundvatten

Ccrit_gw	0,0025	mg/l
----------	--------	------

Gränsvärdet för bly i dricksvatten är för närvarande 10 µg/l (Livsmedelsverket, 2021). Enligt EU-direktiv 2020/2184 (EU, 2020) bör värdet sänkas till 5 µg/l. I förslag till nya dricksvattenföreskrifter anger även att gränsvärdet 5 µg/l användas senast 2026-01-01 (Livsmedelsverket, 2022). Haltkriteriet för grundvatten har satts till halva det nya föreslagna gränsvärdet.

Skydd av markmiljö

De miljöriskbaserade riktvärdena för bly baseras på en sammanställning av befintliga underlag för miljöriskbaserade värden från andra organisationer. För en definition av terminologin, se Naturvårdsverket (2009b). Omfattningen av befintliga underlag och metoder som har använts vid riktvärdesframtagning sammanfattas i tabellen nedan.

I den första kolumnen anges de referenser som använts och vilken typ av riktvärde de avser. I den andra kolumnen anges värdet eller värdena som referensen anger. I den tredje kolumnen ges för varje referens först en kortfattad sammanfattning av vilken metod som använts för att ta fram värdet. Den metod som värdet baseras på står först. I de fall andra metoder använts eller andra värden har beaktats, såsom skydd av landlevande djur eller fåglar, redovisas även dessa. För att fullt ut förstå de använda metoderna hänvisas till mer detaljerade beskrivningar i bakgrundsreferenserna. Den sista kolumnen ger en sammanfattning av storlek och bredd på det dataunderlag som använts.

Sammanställning av underlag till miljöriskbaserade riktvärden för bly

Referens	Värde (mg/kg TS)	Framtagningsmetod	Dataunderlag för markdata
RIVM MPA (RIVM, 2001b, datasammanställning 2000)	55	Fördelningsmetod kan användas med data för båda marklevande arter och markprocesser. HC5 från fördelning för markprocesser är 55 mg/kg. (90 % konfidensintervall 29-90 mg/kg). HC5 för marklevande arter är 66 mg/kg. (90 % konfidensintervall 20 – 136 mg/kg)	<u>Marklevande arter:</u> 13 NOEC-värden (22 observationer, 6 grupper) <u>Mikroorganismer:</u> 39 NOEC-värden (51 observationer, 12 processer)
RIVM SRC (RIVM, 2001b, datasammanställning 2000)	580	SRA-värdet är HC50 från artkänslighetsfördelningen för marklevande arter; 490 mg/kg. (90 % konfidensintervall 270 – 890 mg/kg). SRC-värdet tar hänsyn till bakgrundhalten av bly i jord, vilken i Nederländerna anges till 85 mg/kg. HC50 från artkänslighetsfördelningen för processer är 520 mg/kg. (90 % konfidensintervall för år 360-750 mg/kg).	<u>Marklevande arter:</u> 13 NOEC-värden (22 observationer, 6 grupper) <u>Mikroorganismer:</u> 39 NOEC-värden (51 observationer, 12 processer)
CCME agricultural/residential (CCME 1999, bedömning 1997)	70/300	<u>Marklevande arter:</u> Fördelningsmetoden. 25 percentilen av NOEC/ECx data är 300 mg/kg. <u>Markprocesser:</u> Geometrisk medelvärde av LOEC data för både primära och sekundära nivåer är 723 mg/kg. <u>Intag via jord och föda:</u> Riktvärde är 70 mg/kg. Baserat på tröskeffektdos av 1.8 mg/kg kroppsvikt och dag, vilket är framtagen från NOAEL data från däggdjur och fåglar. Ingen säkerhetsfaktor används. Gränsvärdet för jordbruksmark är baserat på intag via jord och föda. Gränsvärdet för bostadsmark är baserat på data för marklevande arter:	<u>Marklevande arter:</u> 46 NOEC/ECx-värden <u>Markprocesser:</u> 11 LOEC-värden <u>Intag via jord och föda:</u> 13 NOAEL/LOAEL-värden och 3 ECx-värden; 5 värden för däggdjur och 11 värden för fåglar.
CCME industrial (CCME 1999, bedömning 1997)	600	Fördelningsmetoden. 25 percentilen av ECx data för marklevande arter är 600 mg/kg. Markprocesser: Geometrisk medelvärde av både primära och sekundära nivåer = 843 mg/kg.	<u>Marklevande arter:</u> 28 EC-värden <u>Markprocesser:</u> 15 LOEC-värden
EPA EcoSSL, växter (USEPA, 2005)	120	Geometriskt medelvärde av MATC-värden = 115 mg/kg.	5 MATC-värden
EPA EcoSSL, evertetrater (USEPA, 2005)	1700	Geometriskt medelvärde av MATC-värden.	4 MATC-värden
EPA EcoSSL, fåglar (USEPA, 2005)	11	Gränsvärdet baserat på insektsätande fåglar. TRV-värdet = 1.63, baserat på det högsta bundna NOAEL under det lägsta bundna LOAEL*. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födointaget samt jordintaget. Övriga fåglar: Växtätande fåglar: 46 mg/kg Köttätande fåglar: 510 mg/kg.	106 NOAEL och LOAEL värden

EPA EcoSSL, däggdjur (USEPA, 2005)	56	Gränsvärdet baserat på insektsätande däggdjur TRV-värdet (Toxicity reference value) = 4.7 mg/kg bw/dag, baserat på det högsta bundna NOAEL under det lägsta bundna LOAEL*. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födointaget samt jordintaget. Övriga däggdjur: Växtätande däggdjur; 1200 mg/kg Köttätande däggdjur; 460 mg/kg.	343 NOAEL och LOAEL värden
ORNL daggmask (USDoE, 1997a)	500	Lägsta LOEC	7 LOEC-värden
ORNL markprocesser (USDoE, 1997a)	900	10-percentilen LOEC data, avrundat nedåt.	36 LOEC-värden
ORNL växter (USDoE, 1997b)	50	10-percentilen LOEC data, avrundat nedåt.	17 LOEC-värden

* Används eftersom geometriskt medelvärde av NOAEL-värden ligger högre än det lägsta bundna LOAEL-värdet. NOAEL- och LOAEL-värden är "bundna" när både värden tas fram från samma dataset (samma försök).

Markmiljö, känslig markanvändning

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, miljöriskbaserade riktvärden för bly vid känslig markanvändning

E _{KM}	200	mg/kg TS
-----------------	-----	----------

E_{KM} är baserat på datasammanställningar från RIVM (2001b), CCME (1999) och USEPA (2005). Skydd av 25 % arter från fördelningen av RIVM:s data för marklevande arter är 225 mg/kg. Motsvarande skyddsnivå för markprocesser är 232 mg/kg. 25-percentilen av CCME:s data för marklevande arter är 300 mg/kg. Det föreslagna E_{KM} värdet ligger under 25-percentilen av USEPA:s kombinerade datasammanställning för växter och evertetrater, dock ligger USEPA:s Eco-SSL för växter (120 mg/kg) under E_{KM}, men skyddsnivån som antas vid framtagning av Eco-SSL-värden är högre än skyddsnivån för E_{KM}. Det föreslagna E_{KM}-värdet ligger även under 25-percentilen från de kombinerade data från USDoE.

Säkerheten av riktvärdet bedöms som hög eftersom dataunderlaget är omfattande. Dock indikerar sammanställningarna att växter kan vara en känslig grupp.

Markmiljö, mindre känslig markanvändning

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, miljöriskbaserade riktvärden för bly vid mindre känslig markanvändning

E _{MM}	400	mg/kg TS
-----------------	-----	----------

E_{MM} är baserat på datasammanställningar från RIVM (2001b) och CCME (1999). Nivån för skydd av 50 % av arter beräknat från fördelningen av RIVM:s data för marklevande arter är 490 mg/kg. Motsvarande skyddsnivå för markprocesser är 520 mg/kg. CCME:s riktvärde för mindre känsliga markanvändningar är 600 mg/kg och är 25-percentilen av effektdata för marklevande djur och växter. 25-percentilen av effektdata för markprocesser är 843 mg/kg.

Säkerheten av riktvärdet bedöms som hög eftersom dataunderlaget är omfattande. Dock indikerar sammanställningarna att växter kan vara en känslig grupp.

Hänsyn till bioackumulering

Flera riktvärden har tagits fram för skydd av fåglar och däggdjur vid oralt intag av bly via föda och jord. CCME:s och USEPA:s riktvärden för skydd av däggdjur och fåglar vid intag av bly via föda och direkt intag av jord är lägre än riktvärdet för marklevande organismer. Dessa värden är dock baserade på toxicitetsreferensvärden som varierar över stora intervall och det finns osäkerheter i beräkning av föroreningstransport i näringskedjan och intaget av föroreningar via föda. När dessa tas fram utgår man från att djuren tar all sin föda från ett förorenat område. CCME:s riktvärde (70 mg/kg TS) är framtaget från NOEC-data för fåglar och däggdjur, utan säkerhetsfaktor. USEPA:s EcoSSL-värdet är baserat på insektätande däggdjur och fåglar, vilket bedöms vara mycket osäker. EcoSSL-värdena för växt- och köttätande däggdjur och köttätande fåglar (460 respektive 510 mg/kg TS) ligger över E_{MKM} -värden. Dock ligger EcoSSL-värdet för växtätande fåglar under E_{KM} (46 mg/kg TS). USEPA har använt försiktiga toxicitetsreferensvärden (TRV), men de använda värdena ligger i samma nivå som CCME:s TRV.

Riktvärdet för KM bedöms ge liten marginal för skydd mot sekundära effekter för djur som vistas eller söker föda på det förorenade området och riktvärdet för MKM bedöms inte ha någon marginal för djurarter som får en stor del av sin föda från det förorenade området.

Bakgrundshalter i jord

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, bakgrundshalt av bly i jord

Cbc-nat	20	mg/kg TS
---------	----	----------

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av bly i morän, sedimentjordar och jordbruksmark. Sammanställningen baseras på nationella och regionala studier av metallhalter i morän utförda av Sveriges Geologiska Undersökning, SGU och Statens Lantbruksuniversitet, SLU.

SGU har genomfört rikstäckande markgeokemiska karteringar där geokemiska data presenteras i percentiler (SGU, 2007a). Naturliga bakgrundshalter finns redovisade för finfraktionen (<0,063 mm) av morän (12 815 provpunkter) respektive för sedimentjordar (<2 mm) (1 474 prover). Sedimentjordarterna domineras av leror. SGU har även presenterat rikstäckande data för bakgrundshalter i morän baserat på analyser från sparade provrester från tidigare karteringsaktiviteter vid SGU, tillsammans med nya moränprov från tidigare inte undersökta områden, totalt 2 578 moränprov (SGU, 2015a). Proven är tagna från C-horisonten på ett djup av ungefär 0,8 m där moränen vanligen inte har störts av vittring. Sandig morän dominerar, speciellt i områden ovanför högsta kustlinjen, men kan variera från lerig till grusig.

SGU har även genomfört undersökningar i tätorter och där analyserat yttjord (0 - 0,1 m) samt djupare morän och sediment (se tabell nedan).

SLU:s undersökningar omfattar jordbruksmark (ca 4 000 provpunkter) (SLU 2007).

I tabellen nedan presenteras 10-, 50-, 70- respektive 90-percentiler av bakgrundshalten i SGU:s geokemiska karteringar samt 10-, 50-, 75 och 90-percentil från SLU:s undersökningar i jordbruksmark. Data är redovisade för analyser utförda genom salpetersyralakning (7 M HNO₃) och ICP-MS.

Generellt är halterna högre i sediment än i morän och även högre i den finkorniga moränen (<0,063 mm) än i den grövre (<2 mm). 90-percentilen för sediment ligger högre än 90-percentilen för morän.

Bakgrundshalter varierar regionalt. 90-percentilen av bakgrundshalter varierar mellan 7,7 och 22 mg/kg TS i de regioner som SGU har kartlagt (SGU, 2004a; 2004b; 2005; 2006a; 2006b; 2007b; 2009a; 2009b; 2010a; 2015b). Antalet regionala prover som behandlats varierar mellan ca 70 och 700 beroende på respektive regions storlek.

I tätorterna är halterna i yttjorden högre, framförallt så finns det prover med mycket höga halter, vilket innebär att 90-percentilen avviker markant (SGU, 2007a; 2010a; 2014; 2015b). Detta är dock inte att betrakta som en naturlig eller diffus antropogen påverkan. De undersökningar som gjorts i Stockholm och Göteborg visar inte på signifikant högre halter i djupare morän och sediment i tätorter (SGU och J&W, 2001; SGU, 2010b).

Mätningarna i jordbruksmark (SLU, 2007) visar på något högre halter än i morän och sedimentjordar. Halterna skiljer sig dock mellan länen.

Parametervärdet i riktvärdesmodellen för bly har satts till 20 mg/kg TS, vilket täcker in flertalet regioner i Sverige. I yttjord i tätorter samt även morän och sedimentjordar i vissa delar av Sverige kan bakgrundshalten, definierad som 90-percentil, vara högre. Datakvalitet för bakgrundshalter av bly bedöms vara god.

Bakgrundshalter av bly i olika typer av jordar från SGU och SLU

	10- percentil	50- percentil	70- percentil	90- percentil	Antal prov	Referens
Rikstäckande						
morän (<0,063 mm)	3,3	6,5	9,4	15,6	12815	SGU, 2007a
sedimentjordar (<2 mm)	3,7	12,0	14,8	19,9	1474	
morän (<0,063 mm)	5,0	9,6	12,9	19,8		SGU, 2015a
Jordbruksmark		16,0	21*	26,0	4000	SLU, 2007
Länsvis variation (min-max)	5-18	9-26	11 - 30*	15-35		
Regionalt						
Västra Svealand						SGU, 2015b
morän (<0,063 mm)	3,3	5,4	6,9	10,6		
sedimentjordar (<2 mm)	3,4	9,3	11,8	17,3		
Östra Mälardalen med Stockholm						SGU, 2007b
morän (<0,063 mm)	5,5	8,6	10,7	14,8	758	
morän (<2 mm)	3,0	4,6	5,9	7,7	143	
sediment (<2mm)	6,4	14,3	16,1	18,4	300	
Falun-Gävle-Sala						SGU, 2009a
morän (<0,063 mm)	5,8	8,5	10,6	16,3	709	
Heby, Enköping, Uppsala						SGU, 2009b
morän (<0,063 mm)	3,4	7,2	17,5	22,1	698	
Varberg-Lidköping						
morän (<0,063 mm)	2,6	10,9	12,7	15,2	483	SGU, 2006a
Örebro						
morän (<0,063 mm)	3,4	7,2	10,5	22,1	479	SGU, 2005
Tätorter						
Tätort riket, yttjord		18,9		42,3		SGU, 2010a
Malmö, Lund, Helsingborg						SGU, 2010a
yttjord Malmö		16,1		31,0		
yttjord Lund		23,0		41,5		
yttjord Helsingborg		15,8		30,1		
Göteborg						J&W och SGU 2001
morän (<0,063 mm)	5,0	7,4		13,7	49	
sediment (<2mm)	2,2	8,6		19,1	79	
yttjord (<2 mm)	9,8	25,2		72,0	130	
Storstockholm						SGU, 2010b
morän (<0,063 mm)	3,5	5,5	7,3	10,6	97	
sediment (<2mm)	4,7	14,4	15,9	19,0	97	
yttjord (<2 mm)	14,3	23,3	33,3	60,1	117	
Urbant Karlstad						SGU, 2014
yttjord (<2 mm)	5,3	11,6	17,5	33,9	306	

* SLU anger 75-percentil

Skydd av ytvatten

Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för bly i ytvatten

Ccrit_sw	0,5	µg/l
----------	-----	------

Haltkriterium för ytvatten är baserat på avvikelse från vanligt förekommande halter i svenska ytvatten. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten bly kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnet inte bryts ned. Riskerna med en permanent förhöjning av halterna i akvatiska ekosystem är svåra att förutse, men en måttlig förhöjning av de halter som förekommer idag innebär att sannolikheten för oacceptabla effekter är liten.

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i sjöar och vattendrag från SLU:s databank för sjöar och vattendrag. För sjöar kommer data ifrån SLU:s riksinventering (vattenkemi) från år 2005 och år 2000. För vattendrag kommer data från Mälarens, Vätterns och Vänerns tillflöden och samordnade recipientkontrollen (SRK) och databas "Metaller Intensiv" från Stockholms universitet, Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM numera ACES).

Antalet analyser som behandlats är ca 1200 för riksinventeringen från år 2000 och ca 100 för riksinventeringen från år 2005, ca 2100 från Mälaren, Vänern och Vätterns tillflöden, ca 7200 analyser från SRK och ca 2000 analyser från ITM (Metaller, Intensiv). Vid tidserier (data från samma provpunkt på ett flertal provtagningstillfälle) har medianvärdet för provpunkten använts i sammanställningen.

En sammanfattning av de sammanställda data för blyhalter i sjöar och vattendrag visas i tabellen nedan. Riktvärdet baseras på tillskott till vanligt förekommande halter och är vald som skillnaden mellan medianvärdet och 90-percentilen.

Bly i vatten (µg/l), svenska sjöar och vattendrag

	Pb
Medel	0,30
Min	0,01
10-percentil	0,03
25-percentil	0,07
Median	0,18
75-percentil	0,38
90-percentil	0,68
Max	7
Antal stationer	1388

Havs- och vattenmyndigheten gränsvärde för kemisk ytvattenstatus är 1,2 µg/l räknats som biotillgänglig halt (HaV, 2019). Biotillgänglig halt är inte direkt mätbar utan brukar beräknas utifrån ämnets kemiska egenskaper. För bly krävs även data för en del vattenkemiska parametrar som kan variera mellan olika ytvatten. Havs- och vattenmyndigheten (2016) redovisar generiska värden för vad gränsvärdet för biotillgänglig halt motsvarar i halt löst bly. De generiska värdena för sjöar (2,8 µg/l) och vattendrag (2,5 µg/l) bedöms skydda 95 procent av alla svenska vattenförekomster. De beräknade medianvärdena är 12 respektive 13 µg/l. Det haltkriterium på 0,5 µg/l som valts för beräkning av det generella riktvärdet för bly är väsentligt lägre än dessa värden, vilket överensstämmer med utgångspunkten att ett förorenat område enbart ska bidra till en mindre ökning av halterna i ett ytvatten.

Referenser

- Bannon D I, Drexler J W, Fent G M, Casteel S W, Hunter P J, Brattin W J, Major M (2009). Evaluation of Small Arms Range Soils for Metal Contamination and Lead Bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 43(24), 9071–9076. doi:10.1021/es901834h
- CCME (1999). *Canadian Soil Quality Guidelines, Lead (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa.
- EFSA (2010). Scientific Opinion on Lead in Food, EFSA-Q-2007-137. Adopted: 18 March 2010. EFSA Journal 2010; 8(4):1570. European Food Safety Authority, Parma, Italy.
- EFSA (2013). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), EFSA Journal 2010; 8(4):1570.
- Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Grøn C (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Rapport 5535
- EU (2020). Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten (omarbetning).
- FHM (2017). Miljöhälsorapport 2017, Folkhälsomyndigheten och Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet.
- Havs- och vattenmyndigheten (2016). *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19*, HVMFS 2019:25, 2019-12-17.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*, Rapport 2016:26.
- IAEA (2010). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Technical Report Series 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IARC (2006). Inorganic and Organic Lead Compounds. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, Volume 87 (2006) International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Lyon, France.
- IPCS (1995). *Inorganic lead*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 165).
- Juhasz A L, Weber J, Smith E (2011). Impact of soil particle size and bioaccessibility on children and adult lead exposure in peri-urban contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2–3), 1870–1879. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.095
- Li H-B, Li M-Y, Zhao D, Li J, Li S-W, Juhasz A L, Basta N T, Luo Y-M, Ma L Q (2019). Oral Bioavailability of As, Pb, and Cd in Contaminated Soils, Dust, and Foods based on Animal Bioassays: A Review. *Environmental Science & Technology*, 53(18), 10545–10559. doi:10.1021/acs.est.9b03567

- Livsmedelsverket (2021). *Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*, Innehåller ändringar tom LIVSFS 2021:10.
- Livsmedelsverket (2022). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*, Remiss 2022/01733, 2022-05-06.
- Ljung K (2006). *Metals in urban playground soils, distribution and bioaccessibility*. SLU, Acta Universitatis agriculturae Sueciae, 1652-6880; 2006:81.
- Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Naturvårdsverket rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*, Naturvårdsverket Rapport 5977.
- O'Flaherty E J, Hammond P B, Lerner S J (1982). Dependence of apparent blood lead half-life on the length of previous lead exposure in humans, *Fundamental and Applied Toxicology*, vol 2, 1, pp 49-54.
- RIVM (2001a). *Accumulatie van metalen in planten, Een bijdrage aan de technische evaluatie van de interventiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem*, C,W, Versluijs en P,F, Otte, RIVM rapport 711701 024 / 2001.
- RIVM (2001b). *Ecotoxicological serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds*. Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP, Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 711701020.
- RIVM (2011). *Bodem verontreiniging en de opname van lood door mestingewassen. Risico's van lood door bodemverontreiniging*, Otte P F, Rämken P F A M, Rietra R P J J, Lizen J P A. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 607711004/2011.
- SGU (2004a). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment, Västra Mälardalen med Västerås tätort*, Rapport Gk 4, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2004b). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment, Trestadregionen - delar av västra Götalands län*, Rapport Gk 3, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2005). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment i Örebro län*, Rapport K 41, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2006a). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping*, Rapport K 45, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2007a). Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, september 2007.
- SGU (2007b). *Geokemiska kartan. Markgeokemi. Metaller i morän och andra sediment Östra Mälardalen med Stockholm*. Rapport K77, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2009a). *Geokemiska kartan. Markgeokemi. Metaller i morän. Regionen Falun-Gävle-Sala*. Rapport K148, Sveriges Geologiska Undersökning.

- SGU (2009b). *Geokemiska kartan. Markgeokemi. Metaller i morän Regionen Heby–Enköping–Uppsala*. Rapport K224, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2010a). *Geokemiska kartan. Markgeokemi. Skåne och tätorterna Malmö, Lund och Helsingborg*. Rapport K305, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2010b). *Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas*, mars 2010.
- SGU (2014). *Urban geokemi i Karlstad*. Rapport SGU-rapport 2014:25, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2015a). SGU Öppna data. Markgeokemi bly.
<http://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/oppna-data/geokemi-oppna-data/markgeokemi-analysdata/>
- SGU (2015b). *Geokemiska kartan. Markgeokemi. Markgeokemi i västra Svealand, tätortsgeokemi i Karlstad*. Rapport K508, Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU och J&W (2001). Göteborgsprojektet. Geokemi i Göteborgs kommun 2000. Kartor över tungmetaller och organiska miljögifter. Sveriges Geologiska Undersökning.
- SLU (2007). *Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988-2003*. Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).
- SLU:s databank för sjöar och vattendrag. Databank för sjöar och vattendrag, Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).
- USDoE (1997a). *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 revision*. Efroymson, RA, Will ME and Suter, GW II, ES/ER/TM-126/R2, US Department of Energy.
- USDoE (1997b). *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision*. Efroymson RA, Will ME, Suter GW, Wooten AC. ES/ER/TM-85/R3, US Department of Energy.
- USEPA (2004). *Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* EPA/540/R/99/005, Washington DC: US EPA.
- USEPA (2005). *Ecological soil screening levels for lead Interim final*. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, OSWER Directive 9285,7-70.
- USEPA (2021). Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children, Windows® version (IEUBKwin v2) (May 2021).
- WHO (2000). *Air quality guidelines for Europe*. Second Edition. WHO regional publications, European series, No. 91. WHO regional office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2011). *Lead in Drinking-water*. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, Geneva.
- WHO/JECFA (2000). *Lead*. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series 44, pp. 273-312. Genève: World Health Organization.

- WHO/JECFA (2011a). *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, WHO Technical Report Series, No. 960.
- WHO/JECFA (2011b). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. Geneva, World Health Organization, 2011 (WHO Food Additives Series, No. 64).
- Yan K, Dong Z, Wijayawardena M A A, Liu Y, Li Y, Naidu R (2019). The source of lead determines the relationship between soil properties and lead bioaccessibility. *Environmental Pollution*, 246, 53–59. doi:10.1016/j.envpol.2018.11.104
- Zia M H, Codling E E, Scheckel K G, Chaney R L (2011). In vitro and in vivo approaches for the measurement of oral bioavailability of lead (Pb) in contaminated soils: A review. *Environmental Pollution*, 159(10), 2320–2327. doi:10.1016/j.envpol.2011.04.043