

Exponering för arsenik, bly och kadmium vid vistelse på förorenade områden samt konsumtion

Författare:

Maria Brendler-Lindqvist, ST-läkare, AMM Uppsala

Martin Tondel, Överläkare, med.dr, AMM Uppsala

Mario Oliveira Sanca, Yrkes- och miljöhygieniker, AMM Uppsala

Linda Dunder, Miljötoxikolog, med.dr, AMM Uppsala



Innehållsförteckning

Sammanfattning	4
1. Inledning	5
1.1 Syfte och frågeställning	5
1.2 Bedömningsunderlag	6
1.3 Avgränsningar	6
2. Bakgrund	8
2.1 Historisk beskrivning av markföroreningar och gällande lokala riktlinjer	8
2.2 Hälsorisker med undersökta metaller	9
2.2.1 Arsenik	9
2.2.2 Bly	10
2.2.3 Kadmium	11
2.3 Undersökning av metallhalter i marken	12
2.3.1 Val av typområden och representativa halter	12
2.3.2 Resultat metallhalter i marken	13
2.4 Undersökning av metallhalter i bär och svampar	15
2.4.1 Urval av provtagningsområden, svampsorter och statistisk analys	15
2.4.2 Resultat metallhalter i bär och svamp	15
3. Exponeringsbedömning	18
3.1 Exponerade grupper	18
3.2 Exponeringsvägar	18
3.2.1 Intag av jord via munnen	18
3.2.2 Intag av växter och andra födoämnen	19
3.2.3 Övriga exponeringsvägar	19
3.3 Markanvändning	19
3.4 Val av markhalter av metaller för hälsoriskbedömning	20
3.5 Biotillgänglighet	21
3.6 Tillvägagångssätt för hälsoriskbedömningen	22
4. Hälsoriskbedömning	24
4.1 Långsiktiga hälsorisker från förorenad mark	24
4.2 Akuta hälsorisker från förorenad mark	25
4.3 Hälsorisker av intag av bär och svamp från grönområden	25
4.4 Osäkerheter	27
4.5 Slutsatser	28
5. Referenser	30

Sammanfattning

Faluns tusenåriga gruvdrift har medfört spridning av metaller i omgivningarna, vilket kan påverka invånarnas hälsa negativt. Syftet med denna miljömedicinska riskbedömning är att uppskatta hälsoriskerna av vistelse i grönområden och på gruvavfall i Falun, samt vid intag av egenplockad bär och svamp. Hälsoriskbedömningen fokuserar på metallerna arsenik, bly och kadmium och baseras på analys av metallhalter i mark, bär och svamp, samt en enkätundersökning av falubornas vanor och livsmedelsintag som genomförts inom BIOMET-projektet. Resultatet av de mätningarna visar att markhalter av arsenik och bly är förhöjda i flera områden jämfört med ett av gruvdriften opåverkat referensområde. För svamp varierade halterna betydligt beroende på svampsort och område där de plockats. För rimskivling, som hade de högsta halterna av arsenik och kadmium, överskreds EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i ungefär hälften av proverna, medan kantareller uppvisade lägst metallhalter. EU:s försäljningsgränsvärde för bly överskreds inte i någon av de undersökta svamparna. För arsenik saknas motsvarande gränsvärde för svamp. Metallhalter i bär var inte förhöjda jämfört med referensområdet.

Hälsoriskbedömningen visar att regelbunden vistelse i förorenade områden, samt långvarigt intag av egenplockad svamp, kan bidra till ökad kronisk exponering, särskilt för arsenik och bly, som kan ha en påverkan på hälsan. I gruvavfallet, samt i de mest förorenade områdena i Galgberget, är markhalterna av arsenik och bly så höga att risk för akut förgiftning inte kan uteslutas, särskilt för små barn. För svamp bedöms enstaka intag inte innebära någon hälsorisk, medan ett långvarigt, regelbundet intag från de mest förorenade områdena bör undvikas. Det gäller särskilt för känsliga grupper som barn och gravida. För arsenik är den primära effekt som använts i bedömningen av kronisk hälsopåverkan en ökad risk för hudcancer (skivepitelcancer) och för bly en försämrad kognitiv utveckling hos foster och små barn. Intag av bär från de undersökta områdena bedöms inte utgöra någon hälsorisk. Det ska dock betonas att hälsoriskbedömningen avser effekter på befolkningsnivå och att risken är låg för den enskilda individen.

Hälsoriskbedömningen bygger på undersökta prover, samt antaganden om bland annat vistelsetid och biotillgänglighet där den faktiska exponeringen kan variera beroende på faktorer i omgivningen eller hos individen. För Faluns invånare är det viktigt att känna till vilka områden som är mest förorenade samt vilka åtgärder som kan minska den egna exponeringen för hälsoskadliga metaller. Barn är särskilt känsliga, vilket kan motivera extra skyddsåtgärder. Vårdnadshavare bör även informeras om risken för akut förgiftning i de mest förorenade områdena. Slutsatserna från denna hälsoriskbedömning understryker behovet av att uppdatera de Faluspecifika riktvärdena och riktlinjerna kring lokal markanvändning. Det visar också på ett behov av översyn av Falu kommuns råd kring grönsaksodling och konsumtion av bär och svamp som plockats lokalt.

1. Inledning

Faluns tusenåriga historia av gruvdrift har satt omfattande spår i landskapet och lett till att metaller spridits i omgivande miljö vilket kan utgöra en risk för människors hälsa. Efter att gruvverksamheten upphörde i slutet av 1990-talet genomförde miljökonsultföretaget Kemakta Konsult AB en fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning på uppdrag av Falu kommun (Kemakta, 1998). Denna riskbedömning ledde fram till utarbetandet av platsspecifika riktvärden för markanvändning i Falun och råd till invånarna kring bland annat odling, bär- och svampplockning, som varit gällande sedan dess.

På senare år har ny kunskap om metallers påverkan på människors hälsa lett till sänkta hälsobaserade referensvärden för arsenik, bly och kadmium, vilket även medfört förändringar av de nationella riktvärdena för markanvändning och gränsvärden i dricksvatten. Mot bakgrund av detta påbörjades 2023 projektet *”Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering av metaller i befolkning”* (förkortning: BIOMET) som finansierats av Naturvårdsverket (diariennr. NV-10608-22). Syftet med BIOMET-projektet var att ta fram ett fördjupat kunskapsunderlag för att kunna göra en aktuell hälsoriskbedömning samt en översyn av de platsspecifika riktvärdena för Falu tätort. Projektet var ett samarbete mellan Falu kommun, Arbets- och miljömedicin i Uppsala (AMM), Statens geotekniska institut (SGI) och Region Dalarna. Det som utförts inom projektet är analys av metallhalter i jord och gruvavfall, metallanalys i svamp och bär, analys av oral biotillgänglighet för arsenik och bly, samt en enkätundersökning (godkänd av Etikprövningsmyndigheten, diariennr. 2023-04393-01) för att bland annat uppskatta befolkningens vanor vad gäller vistelse i områden med olika grad av förorening, samt intag av livsmedel.

1.1 Syfte och frågeställning

Syftet med denna rapport är att ta fram en miljömedicinsk hälsoriskbedömning av vistelse på förorenade områden och intag av bär och svamp i Falun med utgångspunkt i de undersökningar av metallhalter i gruvavfall och grönområden, samt metallhalter i bär och svamp som utförts inom BIOMET-projektet.

Rapporten besvarar den förfrågan som inkommit till AMM den 24/12/2023 från Emma Persson, projektledare Mark och anläggning, Miljö och samhällsbyggnadsförvaltningen, i Falu kommun om att ta fram en hälsoriskbedömning baserat på underlag från BIOMET-projektet. Bedömningen är tänkt som underlag för kommunens översyn av platsspecifika riktvärden och eventuell justering av råd kring bär- och svampplockning i Falu tätort. Hälsoriskbedömning avseende bär och svamp har önskats sättas i relation till jämförelsevärden enligt:

1/ Försäljningsgränsvärden enligt EU-förordningen 2023/915 (ersätter EG-förordning nr 1881/2006, EU 2021/1317 och 2021/1323 från den 2023-05-24)¹

2/ Livsmedelsverkets råd och rekommendationer.

¹ Kommissionens förordning (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R0915>

För hälsoriskbedömningen kommer tolerabelt dagligt intag (TDI) eller motsvarande hälsobaserade toxikologiska referensvärde (hädanefter kallat hälsobaserat referensvärde) fastställda av den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndighetens (EFSA) att användas, vilket är i överensstämmelse med Livsmedelsverkets riskvärdering för arsenik, bly och kadmium.

1.2 Bedömningsunderlag

Oliveira Sanca, M, Dunder, L, Tondel, M, Nordqvist, T och Persson, E. *Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark – en markundersökning i Falun och Enviken*, Arbets- och miljömedicin, Uppsala och Falu kommun.

Tiberg, C, Johansson, M, Ohlsson, Y. *Underlagsrapport 2: Oral biotillgänglighet. Oral biolöslighet av bly, arsenik och kadmium i jord från Falun och en jämförelse mellan två laboratoriemetoder för mätning av oral biolöslighet*, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Dunder, L. Oliveira Sanca, M. Tondel, M. Nordqvist, T, Hallberg, J. *Underlagsrapport 4: Enkätundersökning i Falun – en enkät om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor kopplat till metallexponering*. Arbets- och miljömedicin, Uppsala och Falu kommun.

Dunder, L och Persson, E. *Underlagsrapport 3: Metallhalter i bär och svamp i Falun och Enviken, Dalarnas län*, Arbets- och miljömedicin, Uppsala och Falu kommun.

Ovanstående rapporter ingår i slutrapporten för BIOMET-projektet: *Fördjupade undersökningar av förorenade områden, biotillgänglighet och exponering för metaller i befolkning*. Rapport nr 2/2025 som finns tillgänglig på AMM:s hemsida: <https://ammuppsala.se/wp-content/uploads/2025/07/nr-2-2025-BIOMET-fordjupade-undersokningar-av-fororenade-omraden-biotillganglighet-och-exponering-for-metaller-i-befolkning.pdf>.

I den löpande texten kommer rapporterna att refereras till med nummer och förkortad titel.

1.3 Avgränsningar

Denna rapport utgör en miljömedicinsk hälsoriskbedömning, vilket innebär att syftet är att bedöma hälsorisker för personer som bor eller vistas i Falun. Den är genomförd i enlighet med den metodik som används vid de Arbets- och miljömedicinska klinikerna där riskerna för akut och kronisk hälsopåverkan bedöms utifrån en direkt beräkning av den dos eller koncentration som individen kan exponeras för. Baserat på kännedom om de viktigaste exponeringsvägarna för metaller, lokala förhållanden i Falun och tillgängliga data, beaktas i hälsoriskbedömningen exponering från intag av jord via munnen, samt intag av bär och svamp. Exponering via egenodlade grönsaker på förorenade områden, dricksvatten eller egenfångad fisk ingår inte i denna hälsoriskbedömning då metallanalyser på dessa livsmedel inte ingått i undersökningen. De antaganden som ligger till grund för exponeringsbedömningen redovisas i avsnitt 3.

Hälsoriskbedömningen i denna rapport fokuserar på metallerna arsenik, bly och kadmium, eftersom dessa bedöms utgöra de största potentiella riskerna för Faluns invånare. Det är också metaller där ny kunskap under senare år har lett till sänkta hälsobaserade referensvärden. Undersökningarna i BIOMET-projektet visade på låga halter av krom, nickel och vanadin. För koppar och zink uppmättes höga värden i flera områden. Dessa metaller är dock essentiella, det vill säga nödvändiga

för kroppens normala funktion, och negativa hälsoeffekter uppträder först vid avsevärt högre exponeringar än de som uppmäts. För kvicksilver överskreds medelhalten riktvärdet för känslig markanvändning i ett av de undersökta grönområdena samt i gruvavfallstypen varp. I varp överskred även maxvärdet riktvärdet för mindre känslig markanvändning. De uppmätta nivåerna bedöms dock inte medföra risk för akuttoxiska effekter. Mot bakgrund av detta, samt de generellt låga medelhalterna, har ingen ytterligare bedömning av hälsoeffekter av kvicksilver gjorts i denna rapport.

Rapporten bedömer hälsorisker utifrån aktuella förhållanden, och beaktar inte eventuella framtida förändringar i markanvändning, klimat- och omgivningsfaktorer. En sådan risk är till exempel att förorenade fyllnadsmassor som idag är täckta eller oåtkomliga blottläggs och därmed ökar befolkningens exponering. Förändrad markanvändning, till exempel genom aktiviteter som innebär ökat utnyttjande av barn och ungdom, sportaktiviteter eller nybyggnation, kan också behöva föregås av separata riskbedömningar. Vidare ska noteras att rapporten enbart omfattar bedömning av risker för människors hälsa och inte inkluderar bedömning av risker för miljö eller naturresurser, såsom påverkan på ekosystem eller grundvatten.

2. Bakgrund

2.1 Historisk beskrivning av markföroreningar och gällande lokala riktlinjer

Gruvdriften i Falun inleddes omkring 1000-talet och pågick fram till 1992, då Falu gruva stängdes. Ursprungligen bröts koppar, men med tiden utvanns även zink, svavel, guld och bly. Den långvariga gruvdriften och metallutvinningen har lett till omfattande föroreningar i omgivningarna, dels genom deponering av gruvavfall och historiska lämningar av hyttor i området kring gruvan, dels genom atmosfäriskt nedfall från malmbearbetning, rostning och utsläpp från svavelsyrafabriken, vilket påverkat de omkringliggande grönområdena. Restmaterial efter utvinning och bearbetning har även använts som fyllnadsmaterial i stora delar av Falun (*Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark*).

I samband med att gruvverksamheten upphörde under 90-talet genomfördes en rad efterbehandlingsåtgärder för att rena miljön och minska påverkan på omgivningen. Även om åtgärderna minskade läckaget till omgivande miljö kvarstår föroreningar av hälsoskadliga metaller. Under perioden 1986 till 1998 genomfördes omfattande undersökningar och mätningar av metallhalter i mark, vatten och växtlighet. Resultaten från dessa låg till grund för en fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning genomförd av Kemakta Konsult AB som visade att halterna av vissa av de undersökta metallerna i delar av Falun överskred Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (Kemakta, 1998). Medelhalterna av arsenik, bly, kadmium och koppar överskred riktvärdena för känslig markanvändning (KM). För bly överskred medelhalterna även riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM). Dessa riktvärden är satta för att skydda människor, miljö och naturresurser utifrån olika scenarier för markanvändning. Med KM avses områden där föroreningarnas nivåer normalt inte begränsar markanvändningen. Sådan mark kan till exempel användas för bostäder, jordbruk, skolor och liknande. Med MKM avses områden där föroreningsnivåerna begränsar markanvändningen. Marken i dessa områden kan till exempel användas för kontor, handel, industri och trafikanläggningar (Naturvårdsverket, 2009a, s 139).

För att hantera situationen utarbetades platsspecifika, hälsobaserade riktvärden baserat på Kemaktas fördjupade hälsoriskbedömning. Med platsspecifika riktvärden menas värden som avviker från Naturvårdsverkets generella riktvärden gällande markanvändning. Sådana kan utarbetas när förutsättningarna för exponering och spridning avviker väsentligt från de generella scenarierna för KM och MKM och beräkningarna kan då anpassas till de förutsättningar som är specifika för området, såsom lokal markanvändning (Naturvårdsverket 2009a, s 53). För Falun utarbetades platsspecifika riktvärden för tre typer av markanvändning: bostadsmark, grönområden och verksamhetsmark. Tabell 1 ger en översikt av de platsspecifika riktvärdena för arsenik, bly och kadmium i Falun, samt Naturvårdsverkets generella riktvärden. Baserat på Kemaktas bedömning från 1998 utarbetade Falu kommun också specifika råd till invånarna gällande grönsaksodling, samt bär- och svampplockning i förorenade områden (Se Falu kommuns webbsida: ”Råd och riktlinjer för att minska hälsoriskerna”: <https://www.falun.se/bygga-bo--miljo/metaller-i-mark-och-vatten/rad-och-riktlinjer.html>).

Tabell 1. Platsspecifika riktvärden för arsenik, bly och kadmium i Falun samt generella riktvärden enligt Naturvårdsverket.

	Platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden för Falun (mg/kg TS)			Generella riktvärden enligt Naturvårdsverket (mg/kg TS) ¹	
	<i>Bostadsområde</i>	<i>Grönområde</i>	<i>Verksamhetsområde</i>	<i>KM</i>	<i>MKM</i>
Arsenik	50	100	100*	10	25
Bly	300	700	4000	50	180
Kadmium	3	3	250**	0,7***	2,5***

* Riktvärdet är satt lägre än det ursprungligen beräknade av försiktighetsskäl på grund av risk för akut förgiftning.

** Det beräknade hälsoriskbaserade riktvärdet är så högt att det redan vid lägre värden finns andra motiv (till exempel miljöskäl) att genomföra åtgärder.

*** Riktvärdena sänktes år 2025, dvs efter att BIOMET rapporten publicerades. Tidigare riktvärde för KM var 0,8 mg/kg TS och för MKM 12 mg/kg TS².

2.2. Hälsorisker med undersökta metaller

2.2.1 Arsenik

Människor exponeras för arsenik framför allt genom intag av mat och dricksvatten, men även från områden med förorenad mark. Metallen förekommer i organisk och oorganisk form, där det framför allt är oorganisk arsenik som påverkar hälsan negativt. Oorganisk arsenik kan orsaka akut förgiftning och kan beroende på dos ge övergående symtom eller vara dödligt. Dödlig dos för vuxna uppskattas till 1–2 mg/kg kroppsvikt. Studier rapporterar att övergående akuta symptom såsom irritation av slemhinnor, leverpåverkan och mag-tarmsymtom kan uppkomma vid ett engångsintag motsvarande 0,035–0,07 mg/kg kroppsvikt (White, 1999). Baserat på dessa studier har Naturvårdsverket angett 0,05 mg arsenik/kg kroppsvikt som tolerabel dos för akuta effekter, (TDAE)³. Detta kan ses som ett värde som inte bör överskridas och hälsoriskbedömningen vad gäller risk för akut arsenikförgiftning kommer att förhålla sig till denna nivå.

Hälsoeffekter vid långvarig exponering inkluderar förändrad pigmentering och förtjockning av huden, samt påverkan på inre organ som hjärta-kärl, lungor, njurar och lever (EFSA, 2024). Arsenik passerar moderkakan, och vid exponering hos foster och tidigt i barnets utveckling finns risk för bland annat neurologisk påverkan, hämmad tillväxt och försämrat immunförsvar (Riskwebben: Arsenik, IMM). Arsenik är även klassat som cancerframkallande (IARC, grupp 1) med ökad risk för cancer i lunga, urinblåsa samt i huden (skivepitelcancer) och möjligen finns även samband med cancer i lever och njure (EFSA, 2024). Arsenik lagras inte i kroppen, halveringstiden för utsöndring anges till 2–3 dagar (Ibid., s 15). Det finns ingen exponeringsgräns under vilken det med säkerhet kan sägas att negativ påverkan på hälsan inte förekommer. För sådana ämnen, dvs ämnen där det inte

¹ <https://www.naturvardsverket.se/4a3dbd/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/generella-riktvarden-for-fororenad-mark-2025.pdf> [hämtat den 25-12-05]

² Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad för kadmium, reviderad 2025.

<https://www.naturvardsverket.se/4a401b/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/kadmium-rev-2025.pdf>

³ Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad arsenik, reviderad 2025.

<https://www.naturvardsverket.se/4a4019/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik-rev-2025.pdf>

finns någon tröskeldos för negativ hälsopåverkan, använder sig den europeiska hälsomyndigheten EFSA inte av begreppet tolerabelt dagligt intag (TDI), utan istället fastställs ett hälsobaserat referensvärde utifrån en värdering av acceptabel risk. För oorganisk arsenik har EFSA satt det hälsobaserade referensvärdet till 0,06 µg/kg kroppsvikt/dag, vilket motsvarar 5 % riskökning för hudcancer (skivepitelcancer) jämfört med bakgrundsforekomsten. Detta värde bedöms också skydda mot flertalet andra hälsorisker (Riskwebben: Arsenik, IMM). Denna nivå innebär att medianexponeringen enbart från livsmedel för Sveriges befolkning, som för vuxna uppskattas till 0,07 µg/kg kroppsvikt och dag och för 4-åriga barn till 0,18 µg/kg kroppsvikt och dag, överstiger det hälsobaserade referensvärdet. Det finns således ett behov av att minska exponeringen, särskilt för barn. Omkring en tredjedel av den arsenik som den svenska befolkningen exponeras för bedöms komma från ris och risprodukter (Livsmedelsverket, 2015a). För att minska intaget har Livsmedelsverket formulerat särskilda råd rörande konsumtion av risprodukter för vuxna och barn (Livsmedelsverket, 2015b).

2.2.2 Bly

Bly är en metall som finns allmänt spridd i den omgivande miljön, framför allt som ett resultat av föroreningar från mänsklig aktivitet. Den huvudsakliga exponeringskällan för den svenska befolkningen är livsmedel, där bly finns i små mängder i de flesta födoämnen. Bly kan också finnas i dricksvatten från egen brunn. Tidigare var avgaser från blytillblandad bensin en betydande exponeringskälla, men sedan tillsättning av bly i bensin förbjöds på 1990-talet har blodblyhalten minskat succesivt i befolkningen (Strömberg U, et al., 2008).

De negativa hälsoeffekterna av kronisk exponering för bly inkluderar påverkan på nervsystem, blodbildningen i benmärgen, hjärta-kärl och njurar. Bly lagras i skelettet vilket innebär att även låga nivåer över lång tid kan påverka hälsan. För foster och små barn är hjärnan särskilt känslig för bly, och studier har visat att det redan vid låga exponeringsnivåer ses effekter på befolkningsnivå i form av sänkt intellektuell kapacitet (minskning av IQ). Bly passerar moderkakan, gravida och foster utgör därför särskilt känsliga grupper för blyexponering. Hos vuxna är de hälsoeffekter som kan uppstå vid de lägsta nivåerna av långvarig exponering främst en ökad risk för kronisk njursjukdom och förhöjt blodtryck (EFSA, 2010).

Liksom för arsenik finns för bly ingen undre gräns vid vilken negativa hälsoeffekter kan uteslutas. EFSA har fastställt ett hälsobaserat referensvärde vilket innebär att det dagliga intaget av bly inte bör överskrida 0,5 µg/kg kroppsvikt och dag, motsvarande en blodblyhalt på 12 µg/l. Studier på befolkningsnivå har visat att denna blodblyhalt hos 6-åriga barn motsvarar en sänkning av IQ med en IQ-enhet, vilket har bedömts vara en acceptabel hälsopåverkan. Det hälsobaserade referensvärdet på 0,5 µg/kg kroppsvikt och dag skyddar också mot hälsoeffekter hos vuxna, inklusive gravida (EFSA, 2010). Studier av svenska befolkningens matvanor visar att intaget av bly minskat över tid, och vuxnas dagliga intag ser nu ut att ligga betydligt under det hälsobaserade referensvärdet (Livsmedelsverket, 2024, s 120). Undersökningar av 1.5- och 4-åringar i Sverige visar dock att ca 10% fortfarande har blodblyhalter som kan innebära risk för negativa effekter. Barns exponering för bly bör därför minskas ytterligare (Livsmedelsverket, 2025).

Akut blyförgiftning på grund av engångsexponering är mycket ovanligt, däremot kan subakut förgiftning förekomma till följd av upprepade höga exponering. Symptom på förgiftning inkluderar illamående, kräkningar och magsmärtor, blodbrist, lever- och njurskador, samt påverkan på nerver.

Vid mycket höga nivåer uppstår konfusion, medvetslöshet och kramper. Någon tydlig dos vid vilken akuttoxicitet uppstår efter engångsintag av jord är dock svår att fastställa eftersom sådana fall är mycket sällsynta och påverkas av flera faktorer, bland annat i vilken kemisk form blyet förekommer, individens ålder och hälsa. Risk för allvarlig akut förgiftning vid intag av jord bedöms generellt som mycket liten och Naturvårdsverket har därför inte satt något värde för akuttoxicitet. Naturvårdsverket rekommenderar dock ändå att utvärdering av risk för akuttoxicitet bör utföras vid markhalter på 1000 mg bly/kg TS¹. Därför kommer hälsoriskbedömningen vad gäller risk för akut blyförgiftning att förhålla sig till denna nivå.

2.2.3 Kadmium

Kadmium är en skadlig metall som spridits i miljön genom bland annat gruv- och metallindustri, avfallsförbränning och konstgödsling av jordbruksmark. Livsmedel utgör den största exponeringskällan för den svenska befolkningen, framför allt från spannmålsprodukter, potatis och andra rotfrukter. Även om kadmiumhalterna i dessa livsmedel är relativt låga, blir det totala intaget högt över tid eftersom detta är baslivsmedel som konsumeras regelbundet. Livsmedel med särskilt höga halter av kadmium är inälvsmat, det bruna köttet på krabba och vild svamp, särskilt snöbolls- och kungschampinjon (Livsmedelsverket, 2017b). Tobaksrök är en annan betydande källa till kadmiumexponering, och rökare har ofta omkring dubbelt så höga kadmiumhalter i kroppen jämfört med icke-rökare. Upptaget av kadmium i kroppen ökar vid låga järnnivåer i blodet, därför är kvinnor särskilt sårbara eftersom järnbrist är vanligare i denna grupp. Vegetarianer är en annan grupp som kan vara extra exponerade på grund av kostens sammansättning.

Kadmium överförs inte till fostret i någon högre utsträckning, och går heller inte över i modersmjölken (Riskwebben: Kadmium, IMM, Livsmedelsverket, 2017a). Hälsoriskerna med kadmium är främst kopplade till ansamling i kroppen vid långvarig lågdosexponering, medan akut förgiftning är mycket ovanligt. Kadmium ansamlas i njurarna och påverkar njurarnas funktion. De främsta negativa hälsoeffekterna inkluderar njurskador och minskad bentäthet, vilket kan leda till ökad risk för frakturer. Kadmium är även klassat som cancerframkallande (IARC, grupp 1). Baserat på risken för njurskador har EFSA fastställt ett tolerabelt veckointag (TVI) på 2,5 µg/kg kroppsvikt per vecka, motsvarande 0,36 µg/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2009). Intaget av kadmium från livsmedel i Sverige ser ut att öka. I den senaste matkorgsundersökningen från Livsmedelsverket uppskattades det genomsnittliga kadmiumintaget till 1,6 µg/kg kroppsvikt och vecka, vilket motsvarar 64 % av TVI (Livsmedelsverket, 2024, s 119). Enligt beräkningar överskrider kadmiumintaget från livsmedel TVI hos 10 % av Sveriges barn (Livsmedelsverket, 2017b, s 30). Den lilla marginalen till TVI, samt det faktum att en del individer överskrider TVI, innebär att det är viktigt att minska exponeringen för kadmium. Livsmedelsverket rekommenderar därför att mat med särskilt höga halter ska undvikas, och för barn är rådet att helt avstå från att äta livsmedel med de högsta kadmiumhalterna (Livsmedelsverket 2017a, s 4).

¹ Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad för bly, reviderad 2025.

<https://www.naturvardsverket.se/4a406a/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/bly-rev-2025.pdf>

Vad gäller akut förgiftning av kadmium har symtom som illamående, magsmärtor och kräkningar beskrivits efter engångsintag på cirka 3 mg kadmium (Autrup, H. et al., 2003, s 475). Risken för allvarlig akut förgiftning efter intag via munnen av till exempel jord bedöms som mycket liten.¹

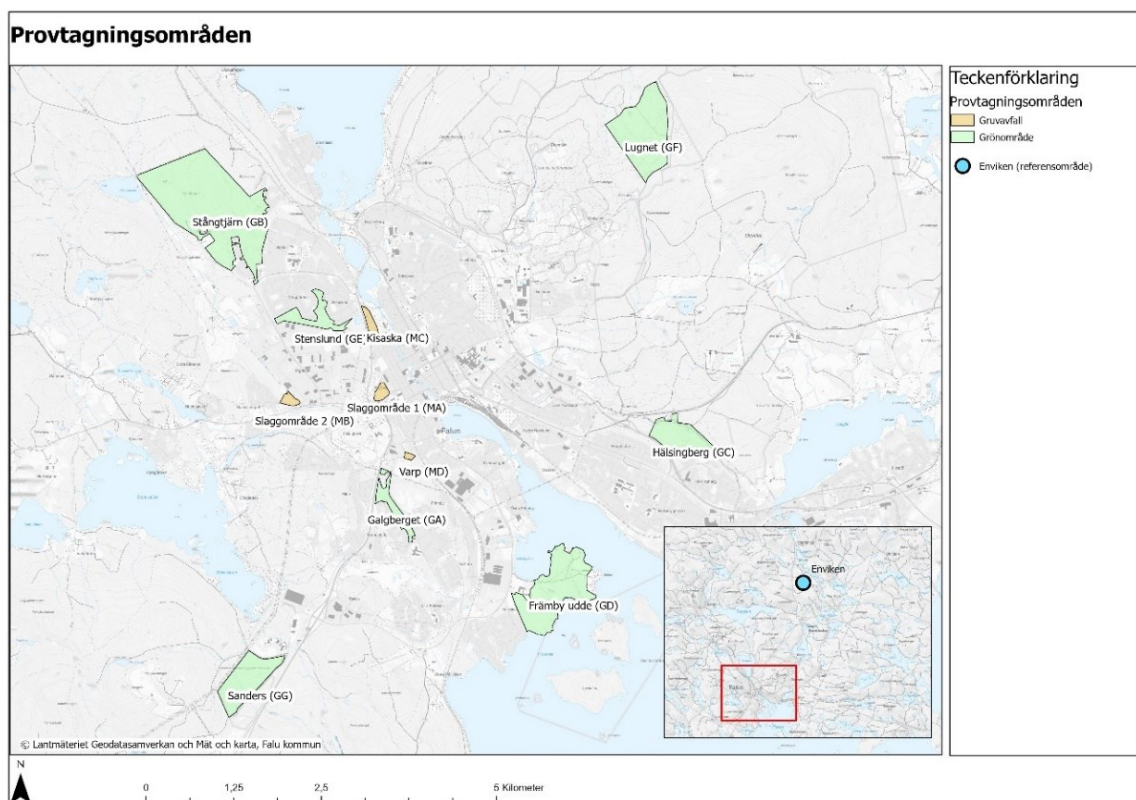
2.3 Undersökning av metallhalter i marken

2.3.1 Val av typområden och representativa halter

Inom BIOMET-projektet undersöktes metallhalter i jord från åtta grönområden och tre olika gruvavfallstyper (Figur 1). Gruvavfall undersöktes på fyra platser där avfallet ligger åtkomligt på markytan och därmed kan bidra till exponering. Prover togs av avfallstyperna slagg, kisaska och varp. Slagg är en förglasad restprodukt från rostning och smältning av malm i smältverken, medan varp utgör rester från den tidigare malmsorteringsprocessen. Kisaska är en restprodukt från svavelsyraproduktionen vid den tidigare svavelsyrafabriken, som var i drift från mitten av 1800-talet fram till 1993. Bland både slagg och varp förekommer både större och finkornigt material, medan kisaskan till sin struktur mer liknar sand. Kornstorleken och materialets fysikaliska egenskaper påverkar hur lätt metaller kan frigöras och spridas, men även hur tillgängligt materialet är för så kallad hand-till-mun-exponering. Detta är särskilt relevant vid riskbedömning av barns exponering, eftersom barn kan få i sig förorenat material genom direkt kontakt med mark eller genom att stoppa händer eller föremål i munnen. Avfallshögarna vittrar långsamt, och nederbörd i form av regn och snösmältning bidrar till successiv spridning av metaller i den närmaste omgivningen.

De grönområden som undersöktes valdes för att de frekvent besöks av Faluborna för rekreation och bär- och svampplockning. Vid urvalet av provtagningsområden beaktades även avståndet till gruvans epicentrum ”Stora stöten”, samt den förhärskande vindriktningen eftersom tidigare undersökningar visat att det atmosfäriska nedfallet var som högst närmast gruvan i riktning nordväst till sydost. De grönområden som undersöktes var Galgberget, Stångtjärn, Hälsingberg, Främby udde, Stenslund och Lugnet. Av dessa är Galgberget och Stenslund bostadsområden med en del mindre skogsområden, medan övriga områden framför allt är skogsbeklädda friluftsområden. Prover togs också från ett referensområde i Enviken utanför Falu tätort, som bedömdes opåverkat av gruvdrift eller andra metallutsläpp. Resultaten från metallanalyserna i mark samt i bär och svamp från Enviken används som jämförelse för att motsvara den bakgrundsexponering som personer kan ha utan påverkan från gruvbrytningen i Falun.

¹ Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad för kadmium, reviderad 2025.
<https://www.naturvardsverket.se/4a401b/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/kadmium-rev-2025.pdf>



Figur 1. Karta över provtagningsområden inom BIOMET-projektet.

För grönområden och slagghögarna genomfördes ett slumpmässigt urval av provtagningsrutor för att säkerställa en spridning av punkterna. Därmed kunde en representativ halt fastställas för varje område baserat på det statistiska medelvärdet inom området. För kisaska och varp genomfördes istället riktad provtagning, då dessa områden krävde visuell inventering i fält och därmed är de uppmätta halterna inte representativa för dessa båda områden.

Totalt analyserades 326 markprover för halter av arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, kobolt, krom, kvicksilver, nickel, vanadin och zink. Samtliga markprover togs ytligt (0–10 cm djup) då det är den jorden som människor kan komma i kontakt med och därmed mest relevant för en hälsoriskbedömning. Medelvärden och maxvärden räknades ut för vart och ett av de undersökta grönområdena, samt separat för de båda slaggområdena och för kisaska och varp. För en utförlig beskrivning av metod för provtagning och analys hänvisas till *Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark*.

2.3.2 Resultat metallhalter i marken

Resultaten av mätningarna inom BIOMET-projektet visade förhöjda halter av framför allt arsenik och bly, men även kadmium i förhållande till Naturvårdsverkets generella riktvärden, vilket motiverar att en hälsoriskbedömning görs. För grönområden jämförs resultaten av mätningarna med såväl KM som MKM, då kraven på markanvändning inte kan anses vara obegränsade som i scenariot för KM men då utnyttjandet av dessa områden är mer intensivt, framför allt för barn, jämfört med Naturvårdsverkets scenario för MKM. Resultaten från mätningarna av gruvavfallet jämförs med MKM.

Grönområden

Galgberget, Stenslund och Främby Udde hade de högsta uppmätta värdena av arsenik och bly (Tabell 2). För bly överskred medelhalterna i samtliga områden i Falun Naturvårdsverkets riktvärden för KM, och i Galgberget och Främby udde överskreds även riktvärdet för MKM. För kadmium låg medelvärdena från samtliga områden under riktvärdet för KM. Jämfört med halter av metaller i övriga Sverige hade referensområdet i Enviken lägre halter av de flesta undersökta metaller. Dock var kadmiumhalterna något högre och för bly var halterna ungefär fyra gånger högre än medianhalten för övriga län i Sverige. Dessa förhöjda halter är troligen inte relaterat till gruvverksamheten i Falun (*Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark*, s 27).

Tabell 2. Uppmätta medel- och maxvärden för metallhalter i provtagna grönområden inom BIOMET-projektet.

	Antal prov	Arsenik (mg/kg TS)		Bly (mg/kg TS)		Kadmium (mg/kg TS)	
		Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max
<i>Grönområden</i>	<i>N</i>						
Främby udde	30	8,9	21,9	275,5	903,0	0,3	0,9
Galgberget	30	47,4	286,0	676,7	2100,0	0,4	1,7
Hälsingberg	30	3,1	6,9	83,2	321,0	0,5	2,7
Lugnet	30	3,3	23,1	72,2	200,0	0,4	2,4
Sanders	30	2,9	11,7	102,9	226,0	0,4	2,8
Stenslund	30	19,0	84,3	240,7	517,0	0,4	3,5
Stångtjärn	30	6,2	13,3	149,5	508,0	0,3	1,1
Referensområde i Enviken	30	1,3	3,2	45,6	122,0	0,2	1,0

Halter som överstiger riktvärdet för KM (Arsenik: 10 mg/kg TS, Bly: 50 mg/kg TS, Kadmium: 0,70 mg/kg TS) är markerad med fet stil. Halter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för MKM (Arsenik: 25 mg/kg TS, Bly: 180 mg/kg TS, Kadmium: 2,5 mg/kg TS) är gråmarkerade.

Gruvavfall

I samtliga gruvavfallstyper uppmättes medelvärden av både arsenik och bly som överskred Naturvårdsverkets riktvärden för MKM (Tabell 3). Högsta uppmätta värde för arsenik var 235 mg/kg TS, vilket uppmättes i slaggområde 2. Högsta uppmätta värde för bly var 12 700 mg/kg TS och uppmättes i varp. För kadmium överskred inga av medelvärdena riktvärdet för MKM.

Tabell 3. Uppmätta medel- och maxvärden för metaller i vart och ett av de provtagna gruvavfallsområden, samt det sammanräknade totala medel och maxvärdet för samtliga provtagna gruvavfallstyper.

<i>Gruvavfall</i>	Antal prov	Arsenik (mg/kg TS)		Bly (mg/kg TS)		Kadmium (mg/kg TS)	
		<i>Medel</i>	<i>Max</i>	<i>Medel</i>	<i>Max</i>	<i>Medel</i>	<i>Max</i>
Slaggområde 1	30	112,4	207,0	2555	11600	1,6	3,0
Slaggområde 2	30	64,2	235,0	2957	8400	1,6	4,5
Kisaska	13	49,5	88,7	1399	2740	1,2	3,3
Varp	13	80,5	153,0	4791	12700	0,3	0,7
Alla avfallstyper	86	81,2	235,0	2858	12700	1,3	4,5

Halter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för MKM (Arsenik 25 mg/kg TS, Bly 180 mg/kg TS, Kadmium 12 mg/kg TS) är gråmarkerade.

2.4 Undersökning av metallhalter i bär och svampar

2.4.1 Urval av provtagningsområden, svampsorter och statistisk analys

Bär och svamp undersöktes från fyra av de grönområden i Falun som ingick i markundersökningen: Galgberget, Främby udde, Stenslund, och Lugnet, samt från referensområdet i Enviken. De bär som undersöktes var blåbär och lingon. Bär och svampar plockades så nära provtagningspunkterna för markproverna som möjligt och koordinatsattes för att möjliggöra analyser av sambandet mellan uppmätta metallhalter i marken och uppmätta halter i bär och svamp. Insamlingen fokuserade i första hand på kantareller (även kallade gula kantareller), som är en av de mest eftertraktade matsvamparna. När kantareller inte påträffades kompletterades insamlingen med trattkantarell och Karljohansvamp. Utöver dessa vanliga matsvampar inkluderades även rimskivling, då tidigare undersökningar visat att den tenderar att ta upp miljöföroreningar i högre grad än andra svampar. Kantarell var den enda svampsorten som påträffades i och kunde samlas in från samtliga områden.

Totalt analyserades 68 svampprover, 58 blåbärsprover och 57 lingonprover för metallerna arsenik, bly, kadmium, kvicksilver, koppar och zink. Laboratorieanalys gjordes av osköljda, färska livsmedel (uttryckt som per kg våtvikt). Då den använda analysmetoden inte skiljer mellan organisk arsenik och den mer toxiska oorganiska formen, representerar de uppmätta halterna den totala mängden arsenik. För en utförlig beskrivning av metod för provtagning, analys och resultat hänvisas till *Underlagsrapport 3: Metallhalter i bär och svamp i Falun och Enviken*.

2.4.2 Resultat metallhalter i bär och svamp

Tabell 4 presenterar det samlade medelvärdet av arsenik, bly och kadmium i blåbär och lingon insamlade från samtliga områden i Falun och från referensområdet i Enviken, samt den högsta uppmätta halten för varje bärsort. Halterna av metaller i blåbär och lingon var låga i de grönområden som undersöktes i Falun, och skilde sig inte från halterna i bären plockade i referensområdet i Enviken. Metallhalterna i bär skilde sig heller inte mellan de olika grönområdena i Falun. Uppmätta halter låg långt under EU:s försäljningsgränsvärden för bly och kadmium i bär och frukt. För bly är detta gränsvärde 0,10 mg/kg för övrig frukt (dvs annan frukt än tranbär, vinbär, fläderbär och frukt av smultronträd där gränsvärdet ligger på 0,20 mg/kg) och för kadmium är gränsvärdet 0,03 mg/kg för bär och små frukter. För arsenik saknas fastställt försäljningsgränsvärde i bär och svamp.

Tabell 4. Uppmätta medelvärden (mg/kg våtvikt) arsenik, bly och kadmium i blåbär och lingon från samtliga provtagna områden.

	Antal (N)	Arsenik (mg/kg)	Bly (mg/kg)	Kadmium(mg/kg)
Blåbär, Falun (alla områden)	46	0,0027	0,0051	0,0015
Blåbär, Referensområde i Enviken	12	0,0025	0,0050	0,0013
Lingon, Falun (alla områden)	45	0,0028	0,0076	0,0010
Lingon, Referensområde i Enviken	12	0,0025	0,0055	0,0010

För svamp påträffades generellt högre halter av alla metaller jämfört med metallhalter i bär. Detta är i linje med tidigare studier som visat att svampar tenderar att ta upp mer metaller ur marken än andra växter.

Tabell 5 presenterar medelvärdet av arsenik, bly och kadmium i samtliga provtagna svampar per område. För bly återfanns de högsta medelvärdena i Galgberget och Stenslund, vilket var förväntat med tanke på att dessa områden ligger närmast gruvan. För arsenik låg halterna högre i alla provtagna områden jämfört med referensområdet i Enviken och för kadmium uppmättes de högsta halterna i Främby udde och Lugnet. Metallhalterna varierade även betydligt mellan olika svampsorter där rimskivling innehöll högre halter av arsenik och kadmium jämfört med de andra sorterna, medan Karljohansvampen innehöll mer bly. På grund av dessa skillnader påverkas områdenas medelvärden av vilka svampsorter som ingår i analysen. För en tydlig överblick över metallhalter, såväl som fördelningen av svampsorter mellan områdena, hänvisas till *Underlagsrapport 3: Metallhalter i bär och svamp*, figur 2–4.

Tabell 5. Uppmätta medel och maxvärden (mg/kg våtvikt) av arsenik, bly och kadmium i samtliga provtagna svampar från vart och ett av de undersökta grönområdena.

Område	Antal	Arsenik (mg/kg)		Bly (mg/kg)		Kadmium (mg/kg)	
		Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max
Främby udde	11	0,10	0,32	0,02	0,03	0,40	1,20
Galgberget	14	0,01	0,02	0,09	0,54	0,05	0,11
Lugnet	11	0,02	0,09	0,02	0,04	0,31	1,16
Stenslund	15	0,01	0,04	0,05	0,13	0,04	0,07
Referensområde i Enviken	12	<0,01	<0,01	0,03	0,06	0,05	0,25

Fotnot: Rimskivling samlades enbart in från Främby udde och Lugnet. Den enda Karljohansvamp som samlades in för analys påträffades i Galgberget. Trattkantarell samlades enbart in från referensområdet i Enviken.

Kantareller var den enda svampsort som påträffades i och kunde samlades in från samtliga områden, och är också en svamp som är populär att plocka. I tabell 6 presenteras medel- och maxhalter av arsenik, bly och kadmium i kantareller från de olika områdena i Falun, samt från referensområdet i Enviken. För arsenik och bly är halterna i kantareller från Galgberget och Stenslund förhöjda jämfört med referensområdet i Enviken, medan det inte ses några skillnader mellan övriga områden och

referensområdet. För kadmium skiljer sig halterna inte nämnvärt varken mellan grönområden i Falun eller i jämförelse med referensområdet i Enviken.

Tabell 6. Uppmätta medel- och maxvärden (mg/kg våtvikt) av arsenik, bly och kadmium i samtliga provtagna kantareller från vart och ett av de undersökta grönområdena.

	Antal	Arsenik (mg/kg)		Bly (mg/kg)		Kadmium (mg/kg)	
<i>Område</i>	<i>N</i>	<i>Medel</i>	<i>Max</i>	<i>Medel</i>	<i>Max</i>	<i>Medel</i>	<i>Max</i>
Främby udde	3	<0,01	<0,01	0,02	0,03	0,04	0,05
Galgberget	13	0,01	0,02	0,05	0,10	0,04	0,07
Lugnet	8	<0,01	<0,01	0,03	0,04	0,04	0,11
Stenslund	15	0,01	0,03	0,05	0,13	0,04	0,07
Referensområde i Enviken	8	<0,01	<0,01	0,03	0,05	0,03	0,06

I förhållande till EU:s försäljningsgränsvärde i vild svamp överskreds försäljningsgränsvärdet för kadmium (0,50 mg/kg våtvikt) i fem av 11 prover av rimskivling, medan inga av de övriga svamparterna låg över detta gränsvärde. Endast en Karljohansvamp, insamlad från Galgberget, ingick i undersökningen. Denna svamp hade den högsta halten av bly (0,54 mg/kg våtvikt) bland de undersökta svamparna, men halten låg fortfarande under EU:s försäljningsgränsvärde för bly i vild svamp (0,80 mg/kg våtvikt). Det ska noteras att EU:s försäljningsgränsvärden gäller för sköljda livsmedel, medan analyserna i vår undersökning gjordes på osköljda svampar. En tidigare studie av metallhalter i svamp har visat att halterna kan skilja sig mellan sköljda och osköljda svampar (Mannerling, et al., 2022). Eftersom ingen sådan jämförande analys gjorts i denna studie, går det inte att uttala sig om huruvida halterna skulle ha påverkats av att svampen sköljdes. Generellt rekommenderas ändå att svampar sköljs och rensas från jord före intag, för att på så sätt minska exponeringen av metaller via rester av jord.

3. Exponeringsbedömning

3.1 Exponerade grupper

Denna miljömedicinska riskbedömning avser hälsoriskerna för invånarna i Falu tätort. Som en jämförelse görs även beräkningar av exponering baserat på markhalterna i referensområdet i Enviken. Barn utgör en särskilt känslig grupp eftersom de äter och dricker mer i förhållande till sin kroppsvikt än vuxna, samt att den pågående utvecklingen av organsystem innebär en extra sårbarhet för toxisk påverkan. Små barn har också en ökad risk att få i sig skadliga metaller i och med att de utforskar sin omgivning med hand-till-mun beteende, samt genom att de kryper och därmed exponeras mer för damm som kan innehålla skadliga kemikalier. Gravida är en annan känslig grupp, då många metaller, inklusive arsenik och bly, passerar moderkakan och därmed kan påverka fostrets utveckling.

Riskerna för akut och kronisk exponering skiljer sig mellan olika grupper i befolkningen. I den här hälsoriskbedömningen bedöms hälsoriskerna vid akut exponering för ett barn i åldern 1–2 år med en kroppsvikt på 10 kg. Hälsoriskerna vid kronisk exponering bedöms för två grupper:

a) en vuxen individ med en kroppsvikt på 70 kg och b) ett barn med en kroppsvikt på 15 kg, vilket motsvarar genomsnittsvikten för ett 3-årigt barn. Dessa antaganden följer de parametrar som Naturvårdsverket använder i sin riktvärdesmodell för exponerade grupper (Naturvårdsverket, 2009 b, s 116 och s 119). De exponeringsnivåer som beräknas för barn bedöms även ge skydd för gravida.

3.2 Exponeringsvägar

Hälsosofarliga ämnen kan komma in i kroppen genom intag av jord via munnen, hudupptag, intag av växter och andra livsmedel, dricksvatten samt inandning av damm och ångor. I avsnitten nedan beskrivs de antaganden rörande exponeringsvägar som denna hälsoriskbedömning baseras på.

3.2.1 Intag av jord via munnen

Oavsiktligt intag av små mängder jord kommer av att jordiga fingrar stoppas i munnen vid trädgårdsarbete eller lek och att damm i inom- och utomhusmiljön fastnar i mun och svalg. Uppskattning av dessa mängder kommer från långtidsstudier av befolkningar som lever i förorenade områden och utgör en genomsnittlig exponering per dag (USEPA, 2002). Den faktiska exponeringen för enskilda individer är beroende av hur marken används, både vad gäller vistelsetid och vilka aktiviteter som utförs, och kommer därmed att variera. Att enbart passera genom ett förorenat område innebär ingen betydande exponering, men vid längre vistelse kan viss oavsiktlig kontakt med jord inte undvikas. Småbarn exponeras generellt mer än vuxna till följd av intag av jord då de har ett naturligt beteende att stoppa jord, fingrar och olika föremål i munnen (Folkhälsomyndigheten 2005, s 69). Därutöver har en liten andel barn, uppskattningsvis ca 2 %, en benägenhet att äta större mängder av sådant som inte är livsmedel (pica-beteende) såsom jord, vilket innebär en ökad risk för förgiftning, inklusive akut sådan (Salari et al., 2025).

Mängden intag av jord i denna hälsoriskbedömning utgår från riktvärdesmodellens antaganden för KM. Enligt denna antas intag av jord via munnen för barn vara 120 mg/dag, vilket beräknats som ett sammanvägt genomsnittligt intag på 100 mg/dag, samt enstaka avsiktliga intag på 5 g jord/gång vid 10 tillfällen. Vuxnas intag av jord antas vara betydligt lägre och är satt till 50 mg/dag

(Naturvårdsverket 2009b, s 32–33). För akut exponering beräknas hälsoeffekterna av ett engångsintag på 5 g jord av ett barn i 1–2 årsåldern som väger 10 kg (Naturvårdsverket 2009b s 119).

3.2.2 Intag av växter och andra födoämnen

Intag av födoämnen från förorenade områden kan potentiellt utgöra ett betydande tillskott till exponeringen för hälsoskadliga metaller. I denna hälsoriskbedömning inkluderas endast exponering från egenplockade bär och svampar eftersom dessa är de enda livsmedel som provtagits inom ramen för BIOMET-projektet. Från enkätundersökningen som genomfördes bland invånare i Falun som del i projektet framkom att 39 % av de tillfrågade hade ätit bär plockade i grönområdena runt Falun, och 25 % hade ätit egenplockad svamp, vilket visar att detta är en möjlig exponeringsväg för en del av Faluns befolkning (*Underlagsrapport 4: Enkätundersökning*).

Enkäten visade även att 39 % av faluborna odlar frukt, bär eller grönsaker. Majoriteten av dessa angav dock att de använt köpt mull, kompost eller planteringsjord och alltså inte planerade direkt i den förorenade jorden (*Underlagsrapport 4: Enkätundersökning*). Omfattningen av konsumtionen av egenodlade livsmedel är svår att uppskatta och varierar kraftigt mellan olika individer. Dessutom varierar metallhalten mellan olika livsmedel. Eftersom inga livsmedel provtagits inom ramen för projektet, inkluderar hälsoriskbedömningen inte denna exponeringskälla. Exponering från egenfångad fisk och kräfter, som enligt enkäten kan vara en exponeringskälla för ca 5 % av befolkningen inkluderas heller inte i hälsoriskbedömningen (*Underlagsrapport 4: Enkätundersökning*).

3.2.3 Övriga exponeringsvägar

Mätningar i centrala Falun har generellt visa låga halter av partiklar och metaller i luften (Wängberg och Persson, 2010). Exponering via inandning av partiklar bedöms därför vara försumbar och inkluderas inte i denna hälsoriskbedömning. Detsamma gäller exponering genom hudupptag, som generellt är låg för metaller (Naturvårdsverket 2008). När det gäller dricksvatten uppskattas 99 % av Faluns befolkning vara anslutna till det kommunala vattennätet, varför denna exponeringskälla inte beaktas i hälsoriskbedömningen (*Underlagsrapport 4: Enkätundersökning*).

3.3 Markanvändning

Med utgångspunkt i de områden som valts för markanalyser inom projektet BIOMET kommer den aktuella hälsoriskbedömningen göras i förhållande till två typer av markanvändning: Grönområden och gruvavfallsområden. För **grönområden** antas en vistelsetid för barn och vuxna på 1/3 av tiden, dvs 122 dagar/år. Detta antagande är gjort utifrån att en del av grönområdena ligger i tät anslutning till bostadsområden och därmed innebär att en frekvent vistelse inte kan uteslutas vad gäller befolkningen i dessa områden. Från enkätundersökningen framkommer också att grönområden nyttjas i hög grad av faluborna. Bland de svarande uppgav 53 % att de besöker dessa områden minst en gång i veckan och ca 14 % av dessa att de besöker områdena dagligen. För **gruvavfallsområden** antas vistelsetiden vara 60 dagar/år för barn och vuxna. Detta är gjort med utgångspunkt i resultaten från enkätundersökningen som visade att en betydande del av Faluborna vistas regelbundet på gruvavfallshögarna. På frågan ”Hur ofta har du de senaste 8 månaderna vistats på slagghögarna (gruvavfallet) i Falu tätort?” svarade 52 % att de vistats där någon/några gånger per år, varav 15,5 % uppgav att de vistades där någon/några gånger per månad. En mindre andel (5 %) uppgav att de vistades på gruvavfallshögarna så mycket som någon eller några gånger per vecka och 1 % angav daglig vistelse på slagghögarna. (*Underlagsrapport 4: Enkätundersökning*). Antagandet om en

vistelsetid på 60 dagar/år, har tidigare använts i en miljö- och hälsoriskbedömning av förorenad mark vid ett före detta sågverk i Berstorp (Pettersson, M. et al., 2012). Denna vistelsetid användes för vistelse på spånupplag som i nämnda rapport beskrivs som ett strövområde med begränsat utnyttjande, vilket kan liknas vid hur en del av gruvavfallshögarna används av Falus befolkning.

Antagandet om vistelsetid i grönområden är i denna rapport detsamma som i Kemaktas hälsoriskbedömning från 1998 (Kemakta 1998), det vill säga att personen vistas i grönområden en tredjedel av tiden. När det gäller gruvavfallsområden skiljer sig dock antagandena något. För barn antas i denna rapport en vistelse på 60 dagar/år på gruvavfallet, jämfört med 40 dagar/år i verksamhetsområden, vilket i Kemaktas rapport inkluderade gruvavfallet. För vuxna antas i denna rapport en vistelse på 60 dagar/år på gruvavfallet, medan Kemaktas rapport utgick från en vistelsetid på 122 dagar/år i verksamhetsområden.

3.4 Val av markhalter av metaller för hälsoriskbedömning

Hälsoriskbedömningen avseende kronisk exponering baseras på medelvärdet av metallhalterna i marken i grönområden eftersom provtagningspunkterna valts ut slumpvis och därmed kan ses som representativa för hela det undersökta grönområdet. Däremot varierar medelvärdet kraftigt mellan områdena, vilket är förväntat med tanke på att de ligger på olika avstånd från gruvans centrum. Det är också rimligt att anta att olika individer framför allt väljer att vistas i ett eller några grönområden, till exempel beroende på närhet till bostaden. För att skapa överskådlighet har vi valt att utföra riskbedömning i relation till tre grönområden på olika avstånd från gruvan och med olika nivåer av föroreningar: **Galgberget**, **Stenslund** och **Stångtjärn**. Baserat på medelvärdet av blyhalterna i marken kan dessa områden sägas representera områden med hög, medel och låg halt av metallförorening, enligt nedan:

Hög (> 600 mg/kg TS bly): **Galgberget**

Medel (200 - 300 mg/kg TS bly): **Stenslund**, Främby udde

Låg (50–150 mg/kg TS bly): **Stångtjärn**, Hälsingberg, Sanders och Lugnet

Referens (<50 mg/kg TS bly): Referensområde i Enviken

När det gäller gruvavfallet består det av en blandning av olika avfallstyper, där individer som vistas i gruvavfallsområden kan antas exponeras för en blandning av samtliga av dessa avfallstyper. Vi har därför valt att utföra hälsoriskbedömningen i relation till ett samlat medelvärde för samtliga avfallstyper. Detta värde ska inte ses som representativt för ett specifikt geografiskt område, men kan ses som ett ”fiktivt” gruvavfallsområde som uppskattar den samlade exponeringen över tid vid vistelse på olika gruvavfallsområden, och olika platser inom dessa områden. En översikt över antaganden för kronisk exponering av metaller till följd av vistelse i förorenade områden ses i tabell 7.

Tabell 7. Antaganden för kronisk exponering av metaller till följd av vistelse i grönområden och gruvavfallsområden i Falun.

	Markanvändning	
	Grönområde	Gruvavfallsområde
Vistelsetid	122 dagar/år	60 dagar/år
Exponeringsväg	Oralt intag av jord	Oralt intag av jord
Statistiskt mått (representativa halter)	Medelvärde för tre utvalda grönområden (Galgberget, Stenslund och Stångtjärn) samt referensområde i Enviken	Sammanlagt medelvärde för samtliga provtagna gruvavfallstyper och områden i Falun

Vid bedömning av risk för akut förgiftning baseras hälsoriskbedömningen på den högsta uppmätta markhalten av respektive metall för de tre utvalda grönområdena. En motsvarande beräkning görs för den högsta uppmätta halten av respektive metall som påträffats i gruvavfallet.

3.5 Biotillgänglighet

Hur stor del av en metallförorening som når kroppens organ och således kan påverka hälsan, den s.k. biotillgängligheten, beror på en rad faktorer i både omgivningen och hos individen. Metallernas kemiska form, jordens sammansättning och pH-värde påverkar biolösligheten, dvs. vad som är tillgängligt för kroppen att absorbera, medan bland annat ålder, hälsa och näringsstatus påverkar själva absorptionen, dvs. hur mycket av den tillgängliga metallen som tas upp i mag-tarmsystemet och når blodbanan (biotillgängligheten). För att uppskatta metallernas biotillgänglighet i marken i Falun genomfördes, inom ramen för BIOMET-projektet, en studie av den orala biolösligheten där man genom kemiska analyser studerade den andel av metallerna som är tillgänglig för absorption från magsäck och tunntarm (*”Underlagsrapport 2: Oral biotillgänglighet”*). I analysen lakas jordprover i olika steg med artificiell saliv, magsaft och “galla/tunntarmsvätska” för att simulera utlakning i munhåla, mage och tunntarm.

Biolöslighetstester genomfördes på slumpvis utvalda markprover från både gruvavfallsområden och grönområden som ingick i projektet. De metaller som analyserades var arsenik och bly. Kadmium uteslöts eftersom halterna i marken var för låga för att kunna inkluderas i biolöslighetstesterna. Resultaten visade att biolösligheten var högst i jordproverna från grönområdena. För bly uppmättes en biolöslighet på 42–78 % i magsäcken och 8–16 % i tunntarmen, beroende på vilket grönområde provet kom ifrån. Det hälsobaserade referensvärdet för bly som används i denna hälsoriskbedömning baseras på studier av blyintag från mat och dryck, där man har antagit en biotillgänglighet på 50 % (*”Underlagsrapport 2: Oral biotillgänglighet”*; EFSA, 2010). De uppmätta biolösligheterna i Falun, som varierade mellan 8–78 %, visar att upptaget av bly från jord kan vara både högre och lägre än den nivå som antagits vid fastställandet av det hälsobaserade referensvärdet. Hur högt upptaget blir beror på vilket område i Falun jorden kommer från och om bio biolösligheten i magsäcken eller tunntarmen används i beräkningen.

För arsenik låg biolösligheten i prover i Falun mellan 10–23 % i magsäck och 11–28 % i tunntarm beroende på grönområde. För arsenik baseras det hälsobaserade referensvärdet på studier av exponering från framför allt dricksvatten, där biotillgängligheten är nära 100 %, samt intag av livsmedel (Kemakta, 2024, EFSA 2024). Biotillgängligheten vid intag av livsmedel varierar mellan olika födoämnen, men är troligtvis högre än vid intag av jord. Detta innebär att upptaget av arsenik från jord kan förväntas vara lägre än det upptag som antagits när det hälsobaserade referensvärdet fastställdes. Bedömningen av kroniska hälsorisker till följd av exponering av arsenik från jorden är därmed troligen en överskattning när intaget jämförs med det hälsobaserade referensvärdet för arsenik. Vid bedömning av risk för akut förgiftning vid intag av jord förorenad med arsenik antas i denna rapport 100 % biotillgänglighet, vilket är det antagande som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell¹.

Slutsatsen från delprojektet om biolöslighet av metaller från marken i Falun är att det i dagsläget är osäkert hur resultat av uppmätt biolöslighet i en platsspecifik riskbedömning av förorenade områden ska omvandlas biotillgänglighet som kan användas i hälsoriskbedömningar. En annan osäkerhet rör om bedömningen ska göras på biolösligheten i magsäck eller tunntarm. Dessa frågor kommer att studeras vidare inom ramen för det fortsatta projektet EXPONERAD?. På grund av osäkerheterna kring hur resultatet gällande uppmätt biolöslighet ska användas i bedömningen av hälsorisker kommer resultaten från analyserna av biolöslighet i Falun inte att inkluderas i den aktuella hälsoriskbedömningen.

3.6 Tillvägagångssätt för hälsoriskbedömningen

Exponeringsbedömningen i denna rapport görs för:

- a) Ofrivilligt intag av jord via munnen för barn och vuxna vid vistelse i grönområden, samt på gruvavfallet. Beräkningarna baseras på uppmätta medelhalter av arsenik, bly och kadmium i de tre utvalda grönområdena med hög, medel respektive låg blyhalt i undersökt jord, samt uppmätt medelhalt i det fiktiva gruvavfallsområdet. Den genomsnittliga dagliga exponeringen från ofrivilligt intag av jord vid vistelse i grönområden samt på gruvavfallet jämförs med den dagliga mängd som kan intas för barn och vuxna innan de hälsobaserade referensvärdena för respektive metall överskrids.
- b) Ett engångsintag av 5 g jord för ett barn på 10 kg. Beräkningarna baseras på uppmätta maxhalter av arsenik, bly och kadmium i de tre utvalda grönområdena, samt de maxhalter av metaller som uppmäts i gruvavfallet, vilket ska ses som ett värsta-fall-scenario för risk för akut förgiftning. Den beräknade exponeringen jämförs med de mängder av varje metall som är kända för att kunna orsaka akuta symptom.
- c) Exponering från intag av bär och svamp. Beräkningarna baseras på medelhalter av arsenik, bly och kadmium i prover av bär och svamp från de undersökta områdena. För blåbär och lingon baseras exponeringsbedömningen på det samlade medelvärde från samtliga provtagna områden. För svamp uppskattas exponeringen vid intag av svamp från en blandad

¹ Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad arsenik, reviderad 2025.

<https://www.naturvardsverket.se/4a4019/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik-rev-2025.pdf>

svampkorg, vilket beräknas på medelvärdet av metaller i samtliga svampar, oberoende av sort, från vart och ett av de provtagna områdena. En separat uppskattning av exponeringen vid intag av enbart kantareller görs också baserat på medelvärdet av metaller i kantareller från vart och ett av områdena. För att uppskatta det bidrag som exponering från bär och svamp utgör i förhållande till de hälsobaserade referensvärdena för hälsopåverkan beräknas den mängd som ett barn och en vuxen kan konsumera i genomsnitt per dag innan det dagliga hälsobaserade referensvärdet uppnås.

4. Hälsoriskbedömning

Nedan följer en uppskattning av den exponering för arsenik, bly och kadmium som faluborna utsätts för till följd av vistelse i grön- och gruvavfallsområden, samt av att äta bär och svamp plockat i grönområdena, samt en jämförelse med de nuvarande hälsobaserade referensvärdena.

4.1 Långsiktiga hälsorisker från förorenad mark

Beräkningar baserade på de uppmätta medelhalterna i marken (se tabell 2) visar att för både arsenik och bly innebär regelbunden vistelse på gruvavfall, men även i flera av grönområdena, en betydande exponering i förhållande till de hälsobaserade referensvärdena (Tabell 8). För arsenik överskrider barns beräknade genomsnittliga exponering det hälsobaserade referensvärdet vid regelbunden vistelse på gruvavfallet och Galgberget, där markhalterna av arsenik är ungefär likvärdiga. För bly överskrider barns beräknade genomsnittliga exponering det hälsobaserade referensvärdet med upp till tre gånger i grönområden med hög och medelhög förorening, och med mer än sju gånger vid vistelse på gruvavfall. Även vistelse i områden med den lägsta nivån av blyförorening innebär ett betydande tillskott. När det gäller kadmium däremot är markhalterna låga i samtliga undersökta områden och vistelse där bedöms inte medföra något betydande tillskott av kadmium. Utifrån detta bedöms den exponering falubor utsätts för vid regelbunden vistelse i förorenade områden innebära ett bidrag till den kroniska exponering som kan ha en långsiktig negativ påverkan på hälsan. Det är dock viktigt att understryka att bedömningen i denna rapport bygger på studier som beskriver hälsoeffekter på gruppnivå. Det innebär att det inte går att dra några slutsatser om huruvida en enskild individ som har eller har haft en exponering som överstiger de toxikologiska referensvärdena kommer att drabbas av ohälsa till följd av detta.

Tabell 8. Uppskattad genomsnittlig daglig exponering för metaller till följd av ofrivilligt oralt intag av jord vid vistelse i grön- och gruvområden för barn och vuxna.

Grad av förorening, typområde	Arsenik (µg/dag)		Bly (µg/dag)		Kadmium (µg/dag)	
	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen	Barn	Vuxen
Hög*	1,90	0,79	27,14	11,31	0,016	0,0067
Medel**	0,76	0,31	9,65	4,02	0,016	0,0067
Lågt***	0,25	0,10	5,60	2,50	0,012	0,0050
Referensområde i Enviken	0,052	0,022	1,8	0,76	0,008	0,0033
Sammanlagt gruvavfallsområde****	1,60	0,67	56,4	23,49	0,026	0,011
Hälsobaserat referensvärde	0,9	4,2	7,5	35	5,4	25

*Baserat på medelvärde i Galgberget.

**Baserat på medelvärde i Stenslund.

***Baserat på medelvärde i Stångtjärn.

****Baserat på samlat medelvärde av avfallstyper i gruvavfallet.

Fetstilt markerar att värdet överskrider den genomsnittliga dagliga exponeringen för barn och vuxna innan det hälsobaserade referensvärdena överskrids (TDI eller motsvarande).

4.2 Akuta hälsorisker från förorenad mark

För arsenik finns en risk för övergående akuta förgiftningssymptom vid intag på 0,05 mg/arsenik per kg kroppsvikt. För ett barn på 10 kg motsvarar detta ett intag på 0,5 mg arsenik, vilket uppnås vid intag av 5 g jord med halter på 100 mg arsenik/kg TS¹. Denna halt överskrids vad gäller uppmätt medelhalt i slaggområde 1 (112,4 mg/kg TS), samt för maxvärdena i Galgberget (286,6 mg/kg TS) och i gruvavfallet (153–235,0 mg/kg TS) (se tabell 2 och 3). I gruvavfallet var halterna i en betydande andel av proverna över 100 mg/kg TS. I slaggområde 1 överskreds halten i 15 av 30 prover, i slaggområde 2 i 4 av 30 prover och i varpen i 5 av 13 prover. I Galgberget var halterna 100 mg/kg TS i 2 av 30 prover. I de övriga grönområdena med lägre föroreningsgrad ligger uppmätta markhalter på nivåer som inte bedöms utgöra någon risk för akut arsenikförgiftning (Tabell 2).

När det gäller bly är akut förgiftning efter ett engångsintag mycket ovanligt och det är inte möjligt att fastställa vilken gräns som kan orsaka akuta symptom vid intag av förorenad jord. Naturvårdsverket bedömer dock att utvärdering av akut toxicitet bör utföras vid halter över 1000 mg/kg TS². Dessa markhalter överskrids kraftigt i gruvavfallet där maxhalten av bly ligger på 12 700 mg/kg TS i varp och 8400–11 600 mg/kg TS i slaggområdena (Tabell 3). I Galgberget uppmättes maxhalter på ca 2000 mg bly/kg TS, och även där finns därmed anledning att vara vaksam på förgiftning vid större intag, särskilt vid upprepade tillfällen. I övriga grönområden ligger maxhalten av uppmätt bly under 1000 mg/kg TS. Den största risken vid större engångsintag från blyförorenad mark utgörs dock av det tillskott detta innebär för exponeringen över tid då bly lagras i kroppen.

För kadmium har övergående symptom på akut förgiftning beskrivits efter engångsintag på ca 3 mg kadmium. För att komma upp i denna mängd kadmium vid ett engångsintag av 5 g jord skulle markhalten behöva vara minst 600 mg kadmium/kg TS. Eftersom maxhalten av kadmium i samtliga områden bara är 1 % av denna markkoncentration så bedömer vi att det inte finns någon risk för akut kadmiumförgiftning.

4.3 Hälsorisker av intag av bär och svamp från grönområden

Halterna av metaller i blåbär och lingon i de provtagna bären från samtliga områden i Falun skilde sig inte från referensområdet i Enviken (Tabell 4). Halterna var heller inte förhöjda jämfört med tidigare studier som undersökt normalt förekommande halter i svenska bär (Livsmedelsverket, 2016). Tabell 9 visar en beräkning av den genomsnittliga mängd bär som kan intas per dag innan det hälsobaserade referensvärdet (TDI eller motsvarande) uppnås, baserat på de uppmätta medelhalterna i bären Från Falun och referensområdet i Enviken (se tabell 4). Beräkningarna visar att en person kan äta stora mängder bär från dessa områden innan det hälsobaserade referensvärdet uppnås. Sammantaget bedöms det därför inte föreligga någon hälsorisk vid intag av egenplockade bär från de undersökta områdena i Falun.

¹ Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad arsenik, reviderad 2025.

<https://www.naturvardsverket.se/4a4019/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik-rev-2025.pdf>.

² Kemakta Konsult AB och IMM, Datablad bly, 2023.

<https://www.naturvardsverket.se/4a406a/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/bly-rev-2025.pdf>.

Tabell 9. Genomsnittlig mängd bär (g/dag) som kan intas innan det hälsobaserade referensvärdet (TDI eller motsvarande) överskrids för respektive metall. TDI och andra hälsobaserade referensvärden anger den maximala konsumtionen som i genomsnitt kan intas per dag för att skydda mot hälsoeffekter över en livstid.

	Arsenik		Bly		Kadmium	
	(g bär/dag)		(g bär/dag)		(g bär/dag)	
<i>Bärsort, område</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>
Blåbär, Falun samtliga områden	335	1561	1462	6822	3644	17007
Blåbär, Referensområde i Enviken	360	1680	1500	7000	4286	20000
Lingon, Falun samtliga områden	239	1117	983	4587	5151	24038
Lingon, Referensområde i Enviken	360	1680	1356	6329	5357	25000

Halterna av metaller i svamp varierade framför allt mellan olika svampsorter, men också till viss del mellan områden. Tabell 10 visar den mängd svamp som kan intas från en blandad svampkorg från olika områden innan TDI eller motsvarande hälsobaserade referensvärde uppnås, beräknat på medelvärdet av samtliga svampar insamlade från respektive område. För arsenik är det dagliga hälsobaserade referensvärdet 0,9 µg/dag för ett barn på 15 kg, vilket överskrids vid intag av en svampmacka med 100 g blandad svamp från samtliga områden i Falun. För kadmium är TDI 5,4 µg/dag för ett barn på 15 kg. Detta värde överskrids vid intag av en blandad svampmacka från Främby udde och Lugnet. För bly är motsvarande hälsobaserade referensvärdet 7,5 µg/dag för ett barn på 15 kg, vilket överskrids vid intag av en blandad svampmacka från Galgberget. De hälsobaserade referensvärdena för respektive metall för barn och vuxna framgår av tabell 8.

Tabell 10. Mängd svamp (g/dag) från en blandad svampkorg som kan intas innan det hälsobaserade referensvärdet (TDI eller motsvarande) överskrids för respektive metall. TDI och andra hälsobaserade referensvärden anger den maximala konsumtionen som i genomsnitt kan intas per dag för att skydda mot hälsoeffekter över en livstid.

	Arsenik		Bly		Kadmium	
	(g svamp/dag)		(g svamp/dag)		(g svamp/dag)	
<i>Område, blandade svampar</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>	<i>Barn</i>	<i>Vuxna</i>
Främby udde	9	44	435	2029	13	62
Galgberget	61	283	85	396	112	521
Lugnet	44	207	366	1708	17	81
Stenslund	63	295	144	674	142	664
Referensområde i Enviken	296	1381	219	1026	109	511

Metallhalterna är betydligt lägre om intaget begränsas till kantareller (Tabell 11). Vid intag av en svampmacka med enbart kantareller överskrider det hälsobaserade referensvärdet för arsenik för barn endast vid intag av svamp från Galgberget och Stenslund. För bly och kadmium kan en svampmacka med 100 g kantareller intas från samtliga områden utan att det hälsobaserade referensvärdet överskrider för barn eller vuxna.

Tabell 11. Mängd kantareller (g/dag) som kan intas innan det hälsobaserade referensvärdet (TDI eller motsvarande) överskrider för respektive metall. TDI och andra hälsobaserade referensvärden anger den maximala konsumtionen som i genomsnitt kan intas per dag för att skydda mot hälsoeffekter över en livstid.

	Arsenik		Bly		Kadmium	
	(g kantareller/dag)		(g kantareller/dag)		(g kantareller/dag)	
Område, kantareller	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Främby udde	241	1123	302	1413	133	622
Galgberget	63	295	140	651	124	579
Lugnet	251	1173	285	1331	150	698
Stenslund	63	295	144	674	142	664
Referensområde i Enviken	271	1265	230	1073	189	881

De hälsobaserade referensvärdena (TDI eller motsvarande) är definierade som ett genomsnittligt dagligt intag, som är satt för att skydda individen mot skadliga hälsoeffekter över en livstid. Enstaka intag av livsmedel med något förhöjda halter i förhållande till de hälsobaserade referensvärdena påverkar därmed inte hälsan, däremot ska upprepade intag av livsmedel med höga halter undvikas. Föroreningar av arsenik, bly och kadmium finns i hög grad i vår omgivning, inklusive i många livsmedel, och generellt gäller att det samlade intaget av dessa metaller bör minskas. Enligt Naturvårdsverket bör exponering från förorenad mark inte utgöra mer än hälften av det hälsobaserade referensvärdet. För vissa ämnen, där exponeringen från framför allt livsmedel redan ligger nära detta värde, bedöms marginalen för annan exponering vara ännu mindre. Detta gäller i synnerhet för bly och kadmium där Naturvårdsverket i riktvärdesmodellen bedömt att exponeringen från förorenad mark inte bör överstiga 20 % av det hälsobaserade referensvärdet. För barn överskrider denna rekommendation vid intag av såväl en blandad svampmacka med 100 mg svamp, som vid intag av 100 mg kantareller, från samtliga områden i Falun, inklusive från referensområdet i Enviken.

4.4 Osäkerheter

Hälsoriskbedömningen baseras på de jord, bär- och svampprover som undersökts inom BIOMET-projektet. Även om antalet prover är relativt stort och urvalet avsett att vara representativt kan halterna avvika från dem som förekommer i andra områden än de provtagna. Resultatet bör därför tolkas som bästa möjliga uppskattning utifrån tillgängliga provdata. Bedömningen av kroniska hälsorisker till följd av vistelse på gruvavfallet har utgått från ett sammanslaget medelvärde för samtliga avfallstyper. Den faktiska förekomsten och fördelningen av olika avfallstyper i gruvavfallet är dock inte är känd. Det är troligt att sammansättningen varierar betydligt mellan områden, vilket innebär att den faktiska exponeringen kan vara både högre och lägre än de beräknade nivåerna.

Ytterligare osäkerheter avser antaganden om hur ofta falubor vistas i grönområden och på gruvavfall. För en majoritet kan de antagna vistelsetiderna innebära en överskattning av den faktiska exponeringen, medan enkätdata visar att en mindre grupp vistas frekvent i dessa miljöer och därmed kan ha en högre exponering än vad som antagits i denna rapport. Även typen av aktiviteter påverkar exponeringsnivån, liksom metallernas biotillgänglighet. Tidigare studier har visat att sambandet mellan blyhalt i marken och halter av bly i blod är osäkert, vilket bekräftar att den faktiska exponeringen är svår att uppskatta (Barregård, 2010). Inom forskningsprojektet EXPONERAD?, som delvis bygger på data från BIOMET-projektet, genomförs analyser av metallhalter i blod och urin hos en grupp falubor. Resultaten från denna studie förväntas ge ytterligare kunskap om hur falubornas metallexponering påverkas av markföroreningar¹.

4.5 Slutsatser

Resultaten av hälsoriskbedömningen visar att regelbunden vistelse i förorenade områden i Falun, samt långvarigt och regelbundet intag av egenplockad svamp från dessa områden, kan innebära ett visst bidrag till den kroniska exponering som på sikt kan medföra negativa hälsoeffekter. Det ska dock betonas att hälsoriskbedömningen avser effekter på befolkningsnivå och att risken är låg för den enskilda individen.

De högsta markhalterna av metaller uppmättes i gruvavfallet samt i grönområdena Galgberget, Stenslund och Främby udde. Beräkningar visar att en regelbunden vistelse i dessa områden kan bidra till ökad exponering för arsenik och bly som på sikt kan innebära en negativ hälsopåverkan. Exponeringen påverkas av hur ofta och hur länge individer vistas i området, samt vilka aktiviteter som utförs. Att enbart passera genom ett förorenat område innebär ingen betydande exponering, men vid rekreationsaktiviteter som picknick, lek, sport och rastning av hund kan viss oavsiktlig kontakt med jord inte undvikas. I gruvavfallet är arsenikhalterna så höga att intag av små mängder finkornigt material kan innebära risk för akut förgiftning. Motsvarande risk kan även förekomma vid intag av jord från de mest förorenade delarna av Galgberget. Blyförgiftning kan inte helt uteslutas vid upprepat intag av större mängder jord eller finkornigt material från gruvavfallet och Galgberget. Risken för akut förgiftning är störst för små barn på grund av deras benägenhet att stoppa jord i munnen.

Metallhalterna i svamp varierade betydligt mellan olika svampsorter, med lägst halter i kantareller. För kantareller plockade i de minst förorenade områdena skilde sig halterna av arsenik och bly inte från referensområdet, medan halterna var något högre i de mest förorenade områdena. För rimskivling, som hade de högsta halterna av arsenik och kadmium, överskreds EU:s försäljningsgränsvärde för kadmium i ungefär hälften av proverna. EU:s försäljningsgränsvärde för bly överskreds inte i någon av de undersökta svamparna. De uppmätta halterna av arsenik, bly och kadmium i svamp insamlad i Falun bedöms inte vara på en sådan nivå att enstaka intag har någon betydelse för hälsan. Att däremot plocka och förvara svamp för regelbundet intag under året kan däremot bidra till en något ökad total exponering. Barn och gravida bör undvika att äta svamp från de mest förorenade områdena, Galgberget och Stenslund, mer än vid enstaka tillfällen. De bör också

¹ Länk till information om det pågående (2024-2027) projektet EXPONERAD?: <https://www.sgi.se/forskning-och-utveckling/forskning/forskning-renare-mark/exponerad>

avstå från rimskivling från alla områden. Detta eftersom den allmänna exponeringen för arsenik, bly och kadmium redan är hög i förhållande till hälsobaserade referensvärden, vilket gör att ytterligare exponering bör undvikas när det är möjligt. Undersökningar av blåbär och lingon visade att metallhalterna inte skilde sig från halterna i referensområdet i Enviken eller från normalt förekommande halter i svenska bär i tidigare studier. Baserat på dessa undersökningar bedöms det inte finnas någon hälsorisk med att äta egenplockade bär från de undersökta grönområdena i Falun.

Effektiv riskkommunikation och tydlig information till invånarna i förorenade områden är essentiellt för att minska hälsoriskerna. För Faluns invånare är det viktigt att känna till vilka områden som är mest förorenade samt vilka åtgärder som kan minska den egna exponeringen för hälsoskadliga metaller. Barn är särskilt känsliga, vilket kan motivera extra skyddsåtgärder. Vårdnadshavare bör även informeras om risken för akut förgiftning i de mest förorenade områdena.

5. Referenser

- Autrup, H. Bonde, J.P, Rasmussen, K och Sigsgaard, T. (ed). (2003). Miljø- og arbejdsmedicin. 2 udgåva, 2 upplaga 2004. FADL's Forlag. Århus.
- Barregård, L (2010) ”Miljömedicinsk bedömning av blykontaminerad mark i Nol.” Arbets- och miljömedicin. Sahlgrenska Universitetssjukhuset.
- Folkhälsomyndigheten (2005). ”Miljöhälsorapport 2005”. Edita Nordstedts Tryckeri.
- Dunder, L och Persson, E. ”Underlagsrapport 3: ”Metallhalter i bär och svamp i Falun och Enviken, Dalarnas län”, Arbets- och miljömedicin, Uppsala och Falu kommun.”
- Dunder, L. Oliveira Sanca, M. Tondel, M. Nordqvist, T, Hallberg, J. ”Underlagsrapport 4: Enkätundersökning i Falun – en enkät om boendemiljö, yrke, livsstil och kostvanor kopplat till metallexponering.”
- EFSA (2009). ”Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food”. *EFSA Journal* 2009; 7:980. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.980>
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) (2010). “Scientific Opinion on Lead in Food”. *EFSA Journal* 2010; 8:1570. DOI: [10.2903/j.efsa.2010.1570](https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570).
- EFSA (2024). “Update of the risk assessment of inorganic arsenic in food”. *EFSA Journal* 2024; 22: e8488. DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8488>
- Falu kommun. ”Råd och riktlinjer för att minska hälsoriskerna”. <https://www.falun.se/bygga-bo--miljo/metaller-i-mark-och-vatten/rad-och-riktlinjer.html> [Hämtad: 251010]
- Livsmedelsverket (2015a) Sand, S, Concha, G och Abramsson, L. ”Oorganiskt arsenik i ris och risprodukter på den svenska marknaden. Del 2 – Riskvärdering”. Livsmedelsverkets rapportserie nr 16/2015.
- Kemakta (2024). Jansson, K. Jones, C. Jonsson, K. “Biotillgängligheten av metaller i marken på glasbruksområden”. Rapport Kemakta konsult 2024-19.
- Kemakta (1998). Jones, C. Elert, M. Christiansson, Å. “Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning avseende Falu tätort.” Kemakta konsult AB.
- Kemakta konsult AB och Institutet för miljömedicin (IMM), (2011, reviderad 2025) ”Datablad för arsenik”. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4a4019/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik-rev-2025.pdf> [Hämtad: 250925]
- Kemakta konsult AB och Institutet för miljömedicin (IMM), (2023). ”Datablad för bly”. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4a406a/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/bly-rev-2025.pdf> [Hämtad: 250925]

Kemakta konsult AB och Institutet för miljömedicin (IMM) (2014, reviderad 2025). ”Datablad för kadmium”. Naturvårdsverket.

<https://www.naturvardsverket.se/4a401b/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/kadmium-rev-2025.pdf> [Hämtad: 250925]

Livsmedelsverket (2016). Jorhem, L. et al. ”Frukt, bär, grönsaker och svamp – Metaller i livsmedel – fyra decenniers analyser”. Rapport 10 – 2016.

Livsmedelsverket (2017a). Kristersson, M. ”Kadmium i livsmedel. Riskhanteringsrapport”. Rapport 15, del 1 – 2017.

Livsmedelsverket (2017b). Glynn, A. ”Kadmium i livsmedel. Riskvärderingsrapport”. Rapport 15, del 2 – 2017.

Livsmedelsverket (2024) ”The Swedish Market Basket Study 2022. Per capita analyses of nutrients and toxic compound in market baskets and assessment of benefit”. Livsmedelsverkets rapportserie nr 8/2024.

Livsmedelsverket (2025) Lignell S, Bjermo H. ”Contaminants in blood and urine from children in Sweden – Results from the national dietary survey Riksmaten Young Children”. Livsmedelsverkets rapportserie nr 01/2025.

Mannerling, A-C, Klasson, M och Månsson, J. (2022) ”Metaller i bär och svamp vid Zinkgruvans samhälle, Örebro län – En miljömedicinsk riskbedömning”. Diarienummer 22RS5931-2. Arbets- och miljömedicin, Region Örebro län.

Naturvårdsverket (2008). ”Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden”. Rapport 5859.

Naturvårdsverket (2009a). ”Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Del 2”. Rapport 5977.

Naturvårdsverket (2009b). ”Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Del 3”. Rapport 5976.

Oliveira Sanca, M, Dunder, L, Tondel, M, Norqvist, T och Persson, E. ”Underlagsrapport 1: Metallhalter i mark – en markundersökning i Falun och Enviken”, Arbets- och miljömedicin, Uppsala och Falu kommun.

Pettersson, M, Jones, C, Yesilova, H och Broms, S. (2012) ”Huvudstudie för förorenad mark vid f.d. sågverk i Bestorp, Linköpings kommun.” Kemakta Konsult AB.

Strömberg U, Lundh T, Skerfving S. (2008) ”Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: the declining trend continues in the petrol-lead-free period 1995-2007”. Environmental Research. 107(3), pp 332-335.

Tiberg, C, Johansson, M, Ohlsson, Y. ”Underlagsrapport 2: Oral biotillgänglighet. Oral biolöslighet av bly, arsenik och kadmium i jord från Falun och en jämförelse mellan två laboratoriemetoder för mätning av oral biolöslighet”, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Riskwebben. "Arsenik". Institutet för miljömedicin. <https://ki.se/imm/miljomedicinsk-riskbedomning/riskwebben/arsenik> [Hämtad: 25-09-25]

Riskwebben. "Kadmium". Institutet för miljömedicin. <https://ki.se/imm/miljomedicinsk-riskbedomning/riskwebben/kadmium> [Hämtad: 25-09-28]

Salari, N. et al. (2025). "Global prevalence of eating disorders in children: a comprehensive systematic review and meta-analysis". Italian Journal of Pediatrics, 51(1):107

USEPA (2002). "Exposure Factors Handbook for children", EPA-600-P00-002B, National Center for Environmental Assessment, US EPA, Washington DC.

White, J (1999) "Hazards of short-term exposure to arsenic contaminated soil". Office of Environmental Health Assessment Services, Washington State Department of Health.

Wängberg, I och Persson, K. "Partikelmätningar i Falun 2010". IVL Svenska Miljöinstitutet.