

PM BAKGRUNDSHALTER I LERA I UPPSALA KOMMUN

1 Inledning

Stadsbyggnadsförvaltningen vid Uppsala kommun tar fram riktvärden för förorenad mark i Uppsala, hädanefter kallade Upp-RV. Som en del av arbetet utreds de naturliga bakgrundshalterna i lera i Uppsala kommun samt vilka risker dessa halter kan innebära för människa och miljö.

2 Bakgrundshalter i lera

Metaller i lerjordar kan ha både antropogent och naturligt ursprung. I åkermark kan förorening till exempel komma från användning av konst- och stallgödsel, spridning av slam och atmosfärisk deposition (Eriksson m.fl, 2005). Om förorenande verksamhet har funnits på eller i anslutning till platsen kan denna ha bidragit med metallförorening. Den största källan till metaller i lerjord är dock modern materialet. Modern materialets ursprung avgör hur höga metallhalter det innehåller (Eriksson m.fl, 2017). Leran skapades av inlandsisen och transporterades med smältvatten i isälvar innan den avsattes i lugna sjöar eller hav ofta långt från ursprungsberget. Morän å sin sida utgörs av eroderat berg och gamla jordarter som avsatts vid inlandsisens kanter och därmed i högre grad påverkats av den lokala berggrunden (SGU, 2020). Leran har därmed ofta ett annat ursprung än närliggande morän, vilket betyder att metallhalterna ofta skiljer sig. Metaller anrikas i ler, genom att de ersätter kaliumjoner i lermineralen vid jordmånsbildningen. Detta är särskilt tydligt för kadmium och bly (Eriksson m.fl, 2005). Samma metaller anrikas också i järn- och manganutfällningar.

Glacial lera, dvs lera som bildats under isens avsmältning, är ofta varvig, med ett ljusare, mer grovkornigt vår och sommarskikt och ett mörkare, mer finkornigt vinterskikt. Glacialleran i Mälardalen innehåller ofta kalk som transporterats av smältvattnet från kalkstensområden i Bottenhavet (SGU, 2020). Leror som bildats efter avsmältningen, s.k. postglaciala leror, är inte varviga. Ofta överlagras de postglaciala lerorna glaciala leror.

Djupa jordlager (i åkermark generellt under plogsulan¹) är normalt relativt opåverkade av tillförsel utifrån och metaller i denna jord kan antas ha naturligt ursprung (Eriksson m.fl, 2005).

2.1 Vetenskapliga studier av metallhalter i lera och gröda

SLU har genomfört en yttäckande rikskartering av åkermark i tre omgångar; 1988-1995, 2001-2007 och 2011-2017. Matjord (0-20 cm u my²) och alv³ (40-60 cm u my) provtas och analyseras för en rad parametrar, däribland kornstorleksanalys och analys av spårelementen As, Pb, Cs, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mn, Mo, Ni, Se, Sr, V och Zn⁴. Det senaste omdrevet presenteras i Eriksson (2021). En fördjupad utvärdering av spårelementen Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni och Zn gjordes i Eriksson m.fl.

¹ Plogsulan är den packade zon som finns på brukade jordar direkt under plöjningsdjupet. Plogsulan är normalt hårt packad, med låg vattengenomsläpplighet och få makroporer.

² cm u my: centimeter under markytan

³ Alv är den del av markprofilen som ligger under matjorden, men ovan den opåverkade C-horisonten. På plöjd åkermark avgränsas alv och matjord av plogsulan. Alven i åkermark bedöms av Eriksson (2021) som opåverkad av föroreningstillförsel.

⁴ Arsenik, bly, cesium, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, mangan, molybden, nickel, selen, strontium, vanadin och zink

(2017). Utvärderingen visade på naturligt förhöjda halter av Co, Cr, Cu, Ni och Zn i styva lerjordar och högre halter i östra Svealands lerjordar än på andra platser i Sverige. De kunde se ett visst samband mellan metallhalter i marken och halter i gröda (vintervete, vårkorn och havre ingick i studien), men korrelationen var inte tydlig för enskilda metaller.

Studien visar alltså att de styva lerjordar som omger Uppsala naturligt har högre metallhalter än andra jordar.

2.2 Metallernas biotillgänglighet och rörlighet

Hur biotillgängliga och rörliga metaller är beror i stor utsträckning på miljöfaktorer och markförhållanden som pH, redoxpotential, innehåll av organiskt material och lerinnehåll (NV, 2009a, 2009c).

- Ett lågt **pH** innebär förenklat en högre vätejonskoncentration (H^+). Vätejonerna konkurrerar med positivt laddade metalljoner om bindningsytor i marken och metallerna blir vid lågt pH mer rörliga och tillgängliga för markorganismer och växter⁵. Uppsalas lerjordar är kalkrika och håller ett högt pH (medelvärde av prover från Västra Librobäck och Södra Gunsta är 7,4). Det innebär att metallerna blir mindre rörliga och tillgängliga upptag i markorganismer och växter.
- **Redoxpotentialen** i en jord påverkar förekomstformen för metaller och järn-/manganoxider. Om syretillgången är begränsad kan redoxpotentialen sjunka, vilket gör att järn- och manganoxider löses upp och därmed frisätter bundna metaller. I lerjordar kan redoxförhållandena variera mycket inom korta intervall. Grundvatten som kapillärt sugs upp i jorden ovan grundvattenytan kan innebära att redox ovan grundvattenytan sänks.
- **Organiskt material** bidrar med en stor mängd bindningsytor i marken, vilket betyder att ett stort innehåll av organiskt material minskar metallernas biotillgänglighet och rörlighet (se t.ex. Eriksson m.fl., 2005). Halten organiskt material kan variera kraftigt mellan olika jordar, men är generellt högst i yttlig jord. I SLUs rikskartering av åkermark (Eriksson, 2021) var halten organiskt material 8,3 % i matjorden i Uppsala kommun (i alven undersöktes inte organisk halt). I vilken form det organiska materialet föreligger påverkar rörligheten (om det finns mycket löst organiskt material (DOC) kan metallerna spridas bundna till detta och om det finns mycket humusämnen blir metallerna mer immobiliserade), se t.ex. Eriksson et al, 2005.
- Ett stort **lerinnehåll** innebär att det finns många små partiklar i marken och att andelen ytor därmed blir större. Det påverkar precis som det organiska materialet metallernas biotillgänglighet och rörlighet genom att metallerna kan binda in till lerytorna. Ju högre lerinnehållet är desto mindre rörliga är metallerna. I Uppsalas styva lerjordar är lerinnehållet >40 % (Söderström och Piikki, 2016), vilket innebär att det finns gott om bindningsytor. Lerjordar har normalt låg permeabilitet vilket leder till liten transport av vatten, och därmed föroreningar, i mättad zon. I omättad zon (framför allt ovan den kapillära lyftzonen⁶) kan vattentransport ske i makroporer (t.ex. torksprickor eller rotkanaler). Om marken utgörs av åkermark med plogsula är transporten genom denna normalt försumbar.

Samtliga ovan nämnda faktorer utom möjligtvis redoxpotentialen innebär alltså att metaller i Uppsalas lerjordar är mindre rörliga än genomsnittet. De är också mindre tillgängliga för upptag i

⁵ Gäller inte halvmetallen arsenik, se nedan

⁶ Den kapillära lyftzonen, capillary fringe, är marken direkt ovan grundvattenytan, där grundvatten fyller porerna genom kapillär lyftkraft. Den kapillära lyftzonen är mäktigare i finkorniga jordar, såsom leror.

växter och markorganismer. Uptag i magtarmkanalen hos människa är en komplicerad process som påverkas av magsäckens sura miljö, vilken kan frisätta metaller. Därmed är det inte lika säkert att Uppsalalerans egenskaper påverkar biotillgängligheten.

2.3 Riktvärden för förorenad mark

I Sverige beräknas generella riktvärden för förorenad mark med hjälp av en modell framtagen av Naturvårdsverket (NV, 2022). Indata och antaganden i modellen kan till viss del anpassas för att ta fram platsspecifika riktvärden.

De generella riktvärdena är framtagna för en normaltät jord (t.ex. silt- och sandjordar och silt-/sandmoräner) med 2 % organiskt kol (TOC) och ett pH mellan 5 och 7 (NV, 2009a, 2009c). Jordegenskaperna porositet, vattenhalt, lufthalt, halt organiskt kol och densitet går att justera i modellen för att simulera en annan jordart (t.ex. en lerjord), men för metaller påverkar denna justering endast hur modellen beräknar ångtransport⁷. Ekvationerna som beräknar spridning och annan exponering än genom ångtransport inkluderar inte några jordegenskaper. pH går inte att justera i modellen.

Spridningsmodulen i modellen är en kraftigt förenklad fördelningsmodell och har ingen transportmodul. Det antas att källtermen är oändlig, att utlakningen är konstant och styrs av jämförviktsförhållande mellan jord och porvatten och att ingen fastläggning eller nedbrytning sker. Detta ger en konservativ bedömning av spridning till yt- och grundvatten.

För att kunna justera de parametrar som påverkar ämnens biotillgänglighet och rörlighet i lera krävs mer fördjupade utredningar. Nedan beskrivs de parametrar som ingår i modellen och möjligheten till att justera dessa.

2.3.1 Fördelningsfaktor (K_d -värde)

Fördelningsfaktorn mellan jord och porvatten (K_d -värdet), som används i modellen för att beskriva metallers löslighet, är framtagen genom empiriska studier (ett stort antal laktester på svenska förorenade jordar) och konservativt satt till 10-percentilen av data (dvs 90 % av jordarna har högre K_d -värde och lakar alltså mindre än det generella K_d -värdet) (SGI, 2015). Vid beräkning av riktvärden påverkar K_d -värdet exponering av människor genom intag av dricksvatten samt skydd av yt- och grundvatten. Förhållandet är proportionellt, dvs. ett halverat K_d -värde ger ett halverat riktvärde. K_d kan justeras för individuella ämnen. Fördelningsfaktorn kan bestämmas genom lakförsök eller fältförsök. Exempel på lämpliga lakförsök föreslås i NV, 2006a. På tunga lerjordar är det komplicerat att genomföra lakförsök och eftersom lakningen är diffusionsstyrd lämpar sig inte de skak- och perkolationstest som används på mer genomsläppliga jordar. Lakningen kan istället bestämmas med någon typ av diffusionstest, men den metod (NVN 7347) som föreslås i ovan nämnda rapport har dragits tillbaka. Alternativt kan försök genomföras i fält, t.ex. genom att lerans porvatten sugas ut och analyseras, möjligtvis med en sugkopslysometer.

2.3.2 Biotillgänglighet

Föroreningars biotillgänglighet via olika exponeringsvägar till människa (f_{bio_or} , f_{bio_du} , f_{bio_veg} , f_{bio_inh}), antas generellt vara 100 %, men kan justeras för individuella ämnen. Som utgångspunkt krävs någon typ av biotillgänglighetstester, t.ex. UBM-test⁸ för oral biotillgänglighet och växtupptagstester).

Vid beräkning av riktvärden påverkar respektive biotillgänglighetsfaktor endast den aktuella

⁷ För organiska ämnen inkluderas TOC i spridningsberäkningarna, vilket har betydelse för exponering genom intag av dricksvatten och växter, samt skydd och grund- och ytvatten

⁸ Unified Barge Method, ett oralt biotillgänglighetstest som ska simulera utlakningen i mag-tarmkanalen. Validerad för arsenik, kadmium, bly och antimon.

exponeringsvägen (oral biotillgänglighet påverkar exponering genom intag av jord, biotillgänglighet hudupptag påverkar exponering genom hudupptag och biotillgänglighet växtupptag påverkar exponering genom intag av växter). Förhållandet är omvänt proportionellt, dvs en halverad biotillgänglighet ger ett dubblerat riktvärde för den aktuella exponeringsvägen.

2.3.3 Växtupptagsfaktorn (BCF)

Växtupptagsfaktorn, BCF för växter, visar förhållandet mellan halten i grödan (separata växtupptagsfaktorer finns för skott och rot) och halten i jord. I Naturvårdsverkets modell används generella värden, för metaller hämtade från holländska RIVM, baserade på empiriska data (SGI, 2015), men i själva verket är växtupptaget både plant- och platsspecifikt.

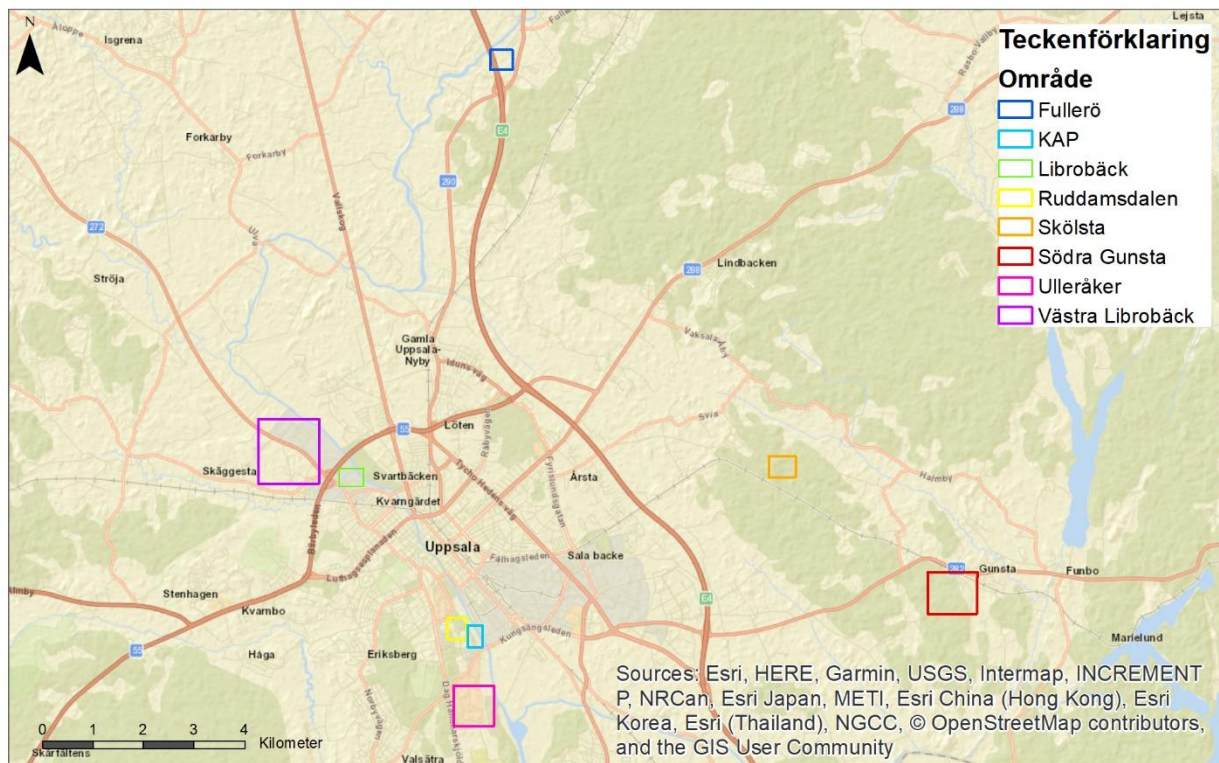
Upptag i växter kan också uppskattas genom att extrahera metaller med DTPA eller EDTA, två organiska ämnen som bildar mycket starka komplex med katjoner och därmed för över dessa i lösning (metoden nämns t.ex. i NV, 2006b). Ingen standardiserad metod finns.

Vid beräkning av riktvärden påverkar biokoncentrationsfaktorn exponering genom intag av växter. Förhållandet är inte direkt proportionellt, men en lägre BCF ger ett högre riktvärde.

Biokoncentrationsfaktorn kan undersökas genom att provta gröda och korresponderande jord, men sambandet kan vara svagt (se t.ex. Eriksson et al, 2017). Den varierar med olika grödor och olika växtdelar.

3 Uppmätta halter i lera i Uppsala kommun

För att utreda de naturliga bakgrundshalterna i lerjorden i Uppsala har en sammanställning av tidigare uppmätta metallhalter i naturlig lerjord genomförts. Provtagningar från områden som redovisas i Figur 1 har ingått i sammanställningen. Dessutom har data från SLUs rikskartering för Uppsala kommun sammanställts.



Figur 1. Områden som har ingått i sammanställning av uppmätta halter i lera i Uppsala kommun.

Information om varje område har sammanställts och redovisas i Tabell 1 samt i punktlista nedan.

Tabell 1. Områden som ingår i sammanställningen

Område	Antal prover	Provtagningsdjup	Bedömd jordart	Referens
Fullerö	6 st	0,4–3 m	Torrskorpelera	WSP, 2022a
KAP	1 st	1,7 m	Lera	WSP, 2021
Librobäck	7 st	0,3–1,5	Mullhaltig lera	Ramböll, 2021
Ruddamsdalen	9 st	0,3–0,4 m	Lera	WSP, 2022b
Skölsta	14 st	0,5–2,5 m	Sandig lera	Tyréns, 2022
Södra Gunsta	44 st	0,4–2,5 m	Sandig torrskorpelera	WSP, 2022c
Ulleråker	5 st	0,2–4,4 m	Lera	Sweco, 2022
Västra Librobäck	26 st	0,5–6 m	Siltig torrskorpelera/lera	WSP, 2022d

- **Fullerö** ligger cirka 7 km norr om Uppsala. Området består av jordbruksmark. Provtagningen genomfördes under mars 2022 med hjälp av grävmaskin. Totalt 6 prover från Fullerö ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,4–3 m u my. Jorden utgjordes av torrskorpelera. (WSP, 2022a)
- **KAP** ligger i sydvästra delen av centrala Uppsala, strax väster och söder om Fyrisån respektive Studenternas IP. Området består av en gräsmatta. Provtagningen genomfördes under mars och juni 2021 med hjälp av grävmaskin. Totalt 1 prov från KAP ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet var 1,7 m u my och jorden bestod av lera. (WSP, 2021)
- **Librobäck** ligger i den nordvästra delen av Uppsala tätort. Området utgörs av grönområde längs Librobäcken respektive Fyrisån. Provtagningen genomfördes under maj och juni 2019 med hjälp av grävmaskin respektive borrhandsvagn. Totalt 7 prover från Librobäck ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,3–1,5 m u my. Jorden bestod huvudsakligen av mullig lera. (Ramböll, 2020)
- **Ruddamsdalen** ligger i sydvästra delen av centrala Uppsala, strax väster om Fyrisån och Studenternas IP. Området sträcker sig i nord-sydlig riktning och består av diket samt gräsyta. Provtagningen genomfördes under januari 2022 med hjälp av grävmaskin. Totalt 9 prover från Ruddamsdalen ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,3–0,4 m u my och jorden utgjordes av lera. (WSP 2022b)
- **Skölsta** är beläget cirka 5 km nordost om Uppsala. Området består av skogsområden och jordbruksmark. Provtagningen genomfördes under december 2021 med hjälp av grävmaskin. Totalt 14 prover från Skölsta ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,5–2,5 m u my. Jorden utgjordes huvudsakligen av sandig lera. (Tyréns, 2022)
- **Södra Gunsta** är beläget cirka 1 mil öster om Uppsala. Området består framförallt av skog och grönområden. Provtagningen genomfördes under våren 2022 med skruv på borrhandsvagn. Totalt 44 prover från Södra Gunsta ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,4–2,5 m u my och jorden utgjordes huvudsakligen av sandig torrskorpelera. (WSP, 2022c)
- **Ulleråker** är beläget i södra delen av Uppsala mellan Fyrisån och Dag Hammarsköljds väg. Området utgörs av en grönyta (möjligtvis jordbruksmark) där inga tidigare eller pågående industriella verksamheter finns kända. Provtagningen genomfördes under hösten 2021 med skruv på borrhandsvagn. Totalt 5 prover från Ulleråker ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,2–4,4 m u my. Jorden bestod av lera. (Sweco, 2022)
- **Västra Librobäck** ligger cirka 2 km nordväst om Uppsala. Området består av skogsområden och jordbruksmark. Provtagningen genomfördes under mars 2022 med hjälp av skruv på borrhandsvagn. Totalt 26 prover från Västra Librobäck ingår i aktuell sammanställning. Provtagningsdjupet varierade från 0,5–6 m u my och jorden bestod framförallt av siltig torrskorpelera/lera. (WSP, 2022d)

Endast de prover som i fältanteckningarna bedömdes vara naturligt lermaterial har tagits med i aktuell sammanställning. Naturliga lerprover som direkt överlagras av fyllning har dock exkluderats

då dessa bedöms kunna vara påverkade av fyllningen (antingen genom inblandning av fyllningsjord eller lakning av eventuell förorening i fyllningen. För att lerprover överlagrade av fyllning ska vara representativa för naturlig lerjord bedöms det att lertjockleken ovan provet ska vara minst 1 meter under fyllningen. De lerprover som inte uppfyller detta har inte inkluderats i denna sammanställning.

Utöver områdena listade ovan har underlag från Östra Librobäck och Årsta även studerats. Resultat från dessa områden har dock inte inkluderats i sammanställningen pga. en eller flera av nedanstående anledningar:

- Proverna var tagna inom områden som bedöms vara påverkade av olika verksamheter.
- Proverna utgörs av fyllning och inte av naturlig lerjord.
- Lertjockleken under fyllning underskrider 1 m.
- Okänd jordart.

Ovanstående urvalsprocess har inneburit att 112 metallanalyser av lera kunnat inkluderas i datasammanställningen. Det finns fler leranalyser utförda i Uppsala kommun. Det är möjligt att inkludera fler prover och att justera urvalet, men för denna PMas huvudsakliga syfte (att bedöma naturliga bakgrundshalter i Uppsala kommun) har detta urval bedömts tillräckligt.

För att utvärdera de naturliga bakgrundshalterna i Uppsalas lerjord har i föreliggande utredning metallanalyser från samtliga områden beskriva ovan sammanställts statistiskt. Analysresultat som ligger till grund för den statistiska sammanställningen redovisas i Bilaga 1. Följande parametrar har beräknats:

- Antal prover
- Antal >rapporteringsgräns
- Min
- Max
- Viktat medelvärde
- Viktat medianvärde
- Viktad 90-percentil
- Viktad CV (variationskoefficient)

Medelvärde beskriver ett genomsnittligt värde av en datamängd. **Medianvärdet** är det mittersta värdet i datasetet. **90-percentil** är det värdet i en datamängd där 90 % av datamängden underskrider värdet medan resterande 10 % överskrider. **Variationskoefficient, CV**, beskriver variationen i halldata, desto högre värde desto större variation i uppmätta halter. Som vägledning för att bedöma om proverna inom de olika områdena representerar liknande jordtyp används föreslagen tolkning som anges i Naturvårdverkets rapport 5888 (NV, 2009b):

- CV <0,5 – Mycket liten variation i data, homogen datamängd.
- CV 0,5–1 – Måttlig variation i data, relativt homogen datamängd.
- CV 1,5–2 – Stor variation i data, heterogen datamängd.
- CV 2–3 – Mycket stor variation i data, mycket heterogen datamängd.
- CV >3 – Extremt stor variation i data, extremt heterogen datamängd.

Viktning har genomförts för medelvärde, medianvärde, 90-percentil och CV för att kompensera för skillnader i antalet prover från respektive område. Vid viktning antas att varje ingående område har lika stor vikt. Inledningsvis beräknades de tre parametrarna separat för varje område. För att erhålla ett viktat värde adderades samtliga värden från varje område och dividerades sedan med antalet områden. För KAP där endast ett prov ingår i sammanställningen var det inte möjligt att beräkna medelvärde, 90-percentil och CV för området. De viktade parametrarna representerar därför statistik från 7 av 8 områden. Observera att vid sammanställningen har halter under rapporteringsgräns justerats till halva rapporteringsgränsen.

Resultat av den statistiska sammanställningen redovisas i Tabell 2. Samtliga data redovisas i Bilaga 1. I tabellen redovisas även Naturvårdsverkets generella nationella bakgrundshalt, vilken är baserad på 90-percentilen av uppmätta bakgrundshalter i infraktionen (<0,063 mm) i morän Sverige⁹ (NV, 2009a). Dessutom redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning. Jämförelse med nationell bakgrundshalt och generella riktvärden görs bara för att illustrera halter, inte för att bedöma risker.

Tabell 2. Sammanställning av metallanalyser i lera i Uppsala kommun samt färgklassning mot nationell bakgrundshalt och generella riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning (avser normaltät jord). Klassning i denna tabell görs endast för att illustrera halterna. Enhet: jämförvärden mg/kg TS

Ämne	Antal prover (n)	Antal > rapp. gräns (n)	Min (mg/kg TS)	Max (mg/kg TS)	Viktat medelvärde (mg/kg TS)	Viktat median-värde (mg/kg TS)	Viktad 90-perc (mg/kg TS)	Viktad CV (-)	NV nationell bakgrund	Generella riktvärden	
										KM	MKM
As	112	112	0,50	19	5,9	5,7	8,6	0,35	10	10	25
Ba	112	112	30	510	124	120	165	0,32	80	200	300
Pb	112	112	8,3	53	20	20	26	0,25	50	50	400
Cd	112	73	0,045	0,66	0,18	0,15	0,28	0,5	0,2	0,8	12
Co	112	112	5,3	59	16	16	20	0,26	10	15	35
Cu	112	112	3,5	66	30	28	39	0,30	30	80	200
Cr	112	112	13	94	48	50	60	0,23	30	80	150
Hg	112	42	0,0055	0,22	0,041	0,039	0,049	0,31	0,1	0,25	2,5
Ni	112	112	7,8	58	33	33	41	0,25	25	40	120
V	112	112	20	108	54	57	66	0,22	40	100	200
Zn	112	112	32	165	94	92	116	0,23	250	250	500

Den statistiska sammanställningen av metallhalter i lera visar på en mycket låg variation i halter (CV<0,5). Detta tyder på en homogen datamängd och att data är normalfördelad. En låg variation i metallhalter är typiskt för en icke-förorenad jord som istället brukar visa på minst en relativt stor variation i halter (CV>1). Median och medelvärdena är ungefär lika stora vilket visar på normalfördelade data, vilket normalt är fallet för naturliga bakgrundshalter.

⁹ Med undantag för:

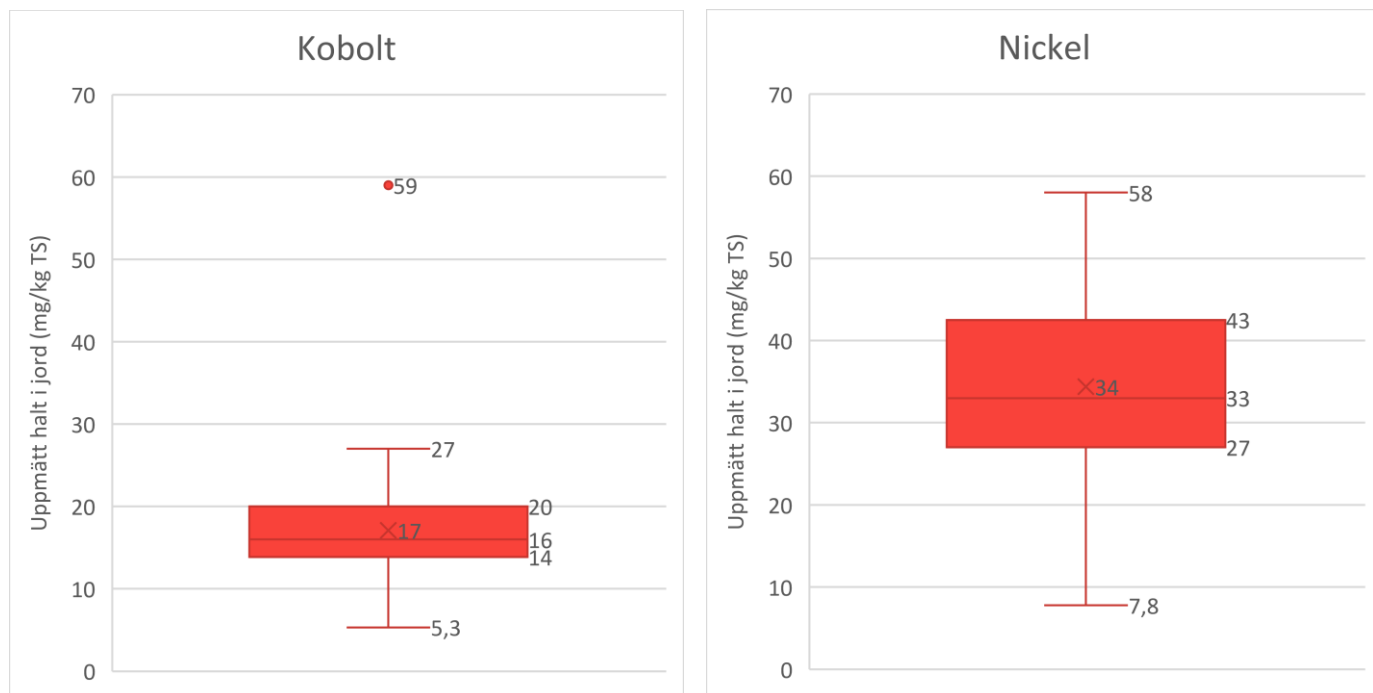
- arsenik, där ett lägre värde än 90-percentil använts eftersom den naturliga bakgrundshalten av arsenik varierar kraftigt i landet.
- kvicksilver, där data istället är hämtade från SLUs kartering av halter i jordbruksmark
- antimon där en annan extraktionsmetod använts (NV, 2009a)

I Figur 2 illustreras haltfördelningen i låddiagram (boxplot) för kobolt respektive nickel, de två ämnen vars viktade 90-percentiler överskrider generella riktvärden för KM.

I låddiagrammen är medelhalt redovisad med "x" och median med horisontellt streck "inne" i lådan. Boxens övre och undre gräns representerar 75- respektive 25-percentilen, således finns 50% av värdena "i" lådan. Outliers är indikerade som en punkt ovanför eller under stapeln. Data som överskrider eller underskrider skillnaden mellan 75:e och 25:e percentilen med en faktor 1.5 x bedöms av Excel vara outliers. Staplarna visar min- och maxhalter utan outliers inkluderade.

För kobolt kan det observeras att hälften av uppmätta halter varierar mellan 14 (25-percentil) och 20 (75-percentil) mg/kg TS, att jämföras med generellt riktvärdet för KM på 15 mg/kg TS. Medelvärdet och medianen (50-percentil) ligger på 17 respektive 16 mg/kg TS. Det kan även ses i figuren att en halt bedöms vara ett extremvärde, dvs. ett värde som avsevärt avviker från datamängden (59 mg/kg TS), uppmätt i yttlig lera från Södra Gunsta. Detta värde har exkluderats från de statistiska beräkningarna.

För nickel varierar hälften av uppmätta halter mellan 27 och 43 mg/kg TS, att jämföras med generellt riktvärdet för KM på 40 mg/kg TS. Medelvärdet och medianen ligger på 34 respektive 33 mg/kg TS. Inga extremvärden bedöms förekomma.



Figur 2. Låddiagram för kobol- och nickelhalter som ingår i aktuell sammanställning.

I Tabell 3 redovisas resultat från rikskarteringen i Uppsala kommun (Eriksson, 2021). Av 98 analyserade matjordsprover och 25 prover av alven översteg medel- och 90-percentilvärdena för kadmium, kobolt, krom, nickel och vanadin den nationella bakgrundshalt som används av Naturvårdsverket vid beräkning av riktvärden (NV, 2009a). Medelhalten kobolt i alven tangerade KM, men översteg inte. 90-percentilerna av kobolt och nickel i alv samt av kobolt i matjord översteg KM. Halterna är i samma storleksordning som den ovan redovisade sammanställningen.

Tabell 3. Medelhalter i Uppsala kommun, från rikskarteringen, i jämförelse med nationell bakgrundshalt och generella riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning. Jämförelsen görs endast för att illustrera halter, inte för att bedöma risker

	Medel i Uppsala kommun		90-percentil i Uppsala kommun		NV nationell bakgrund	Generella riktvärden	
	Matjord	Alv	Matjord	Alv		KM	MKM
As	4,6	5,4	6,5	8,2	10	10	25
Cd	0,28	0,21	0,4	0,3	0,2	0,8	12
Co	11,4	14,3	16	18	10	15	35
Cr	41	49	58	62	30	80	150
Cu	29	30	41	41	30	80	200
Hg	0,039	0,012	0,063	0,016	0,1	0,25	2,5
Ni	26	34	37	43	25	40	120
Pb	21	21	27	26	50	50	180
V	51	59	71	74	40	100	200
Zn	92	104	123	130	250	250	500

4 Upptag i växter

För att bedöma hur stort upptaget är i växter (säd och raps) analyserades, som del av detta projekt, gröda från Västra Librobäck i norra Uppsala. Området ska exploateras och leran hade sedan tidigare analyserats avseende metaller. Fem samlingsprov av gröda togs ut, varav två korn, två vete och ett raps. Säden analyserades utan skal och av rapsen analyserades endast fröna, detta för att representera den del av växten som människor äter (analyspaket *M-4 Metaller i biota* på ALS). Proverna togs ut i anslutning till tidigare jordprover (se WSP, 2022d), vilka visat på halter av kobolt över generellt riktvärde för KM, samt i ett enskilt prov arsenik och nickel över samma riktvärde (Tabell 4). Halter i jord presenteras i Tabell 4 och halter i gröda i Tabell 5.

Tabell 4. Uppmätta halter i jord vid Västra Librobäck, i jämförelse med Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning. Enhet mg/kg torrsubstans

Provpunkt	Jordart*	Djup (m)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
22W002_1	sisamuLet	0-0,5	5,8	<0,2	14	48	27	0,012	27	18	78
22W002_6	siLe	2,5-3,0	6,5	0,21	18	49	25	<0,017	35	18	90
22W002_7	siLe	3,0-4,0	7,8	<0,2	16	46	26	<0,018	34	18	87
22W005_2	sisaLet	0,3-1,0	5,6	0,2	12	36	18	<0,011	25	16	57
22W009_5	sasiLe	2-2,5	7,1	0,23	19	44	29	<0,013	35	17	80
22W009_7	sasiLe	3,0-4,0	4,6	0,22	15	42	32	<0,013	30	16	71
22W016_3	siLet	1,0-1,5	7,5	0,26	20	59	43	<0,013	39	20	100
22W016_5	Le	2,0-2,3	11	0,24	22	62	63	<0,014	51	26	130
22W020_1	sasiLet	0-0,5	5,3	0,35	16	45	32	0,027	31	19	96
22W020_5	siLe	2,0-2,6	5,5	<0,2	16	47	32	<0,013	32	18	79
KM			10	0,8	15	80	80	0,25	40	50	250
MKM			25	12	35	150	200	2,5	120	180	500

*si: siltig sa: sandig mu:mullig Le:ler Let: torrskorpelera

Tabell 5. Metallhalter i gröda från Västra Librobäck. Enhet: mg/kg torrsubstans

Provpunkt_sädesslag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
22W002_Korn	<0,08	0,0137	0,00658	<0,03	5,75	<0,01	0,161	<0,04	28,4
22W005_Korn	<0,08	0,00737	<0,005	<0,03	3,99	<0,01	0,0641	<0,04	25,7
22W009_Vete	<0,08	0,0382	0,00608	<0,03	2,77	<0,01	0,522	<0,04	14
22W016_Raps	<0,08	0,0422	0,0381	<0,03	2,88	<0,01	0,651	<0,04	40,3
22W020_Vete	<0,08	0,0292	0,00951	<0,03	3,81	<0,01	0,133	<0,04	15,4

För att bedöma hur upptaget i säd respektive raps från Uppsalalera förhåller sig Naturvårdsverkets generella värden (se avsnitt 2.3) beräknades en platsspecifik bioupptagsfaktor (BCF) enligt ekvationen:

$$BCF_{Uppsalalera\ säd/raps} = \frac{c_{jord}}{c_{gröda}}$$

Denna jämfördes sedan med den generella bioupptagsfaktorn för ovanjordsgröda, BCF_{stem_d} .

Resultaten, som presenteras i Tabell 6, visar att växtupptagsfaktorn i sädeskorn respektive raps från den tunga lerjorden vid Librobäck för alla ämnen utom zink är mindre än den generella växtupptagsfaktorn. För kobolt och nickel, vilka är de ämnen som generellt uppmäts i förhöjda halter i lerjordar i Uppsala är den platsspecifika växtupptagsfaktorn mindre än 25 % av det generella värdet. Ingen tydlig skillnad kunde ses mellan korn, vete och raps, men för alla växter var växtupptagsfaktorn tydligt lägre än den generella (undantag zink).

Tabell 6. Platsspecifika bioupptagsfaktorer för korn, vete och raps, provtagna i Västra Librobäck, Uppsala, i jämförelse med Naturvårdsverkets generella bioupptagsfaktor för ovanjordsgröda. Blå: <25 % av NV BCF, Grön > 25 % av NV BCF, gul >50 % av NV BCF, aprikos >75 % av NV BCF och orange >100 % av NV BCF. Arsenik, krom, kvicksilver och bly uppmättes generellt inte i halter över rapporteringsgräns vilket innebär att det inte är möjligt att beräkna en korrekt växtupptagsfaktor. Därmed redovisas inga värden.

	Korn	Korn	Vete	Raps	Vete	NV BCF _{stem-d}
	22W002	22W005	22W009	22W016	22W020	
As	Generellt under rapporteringsgräns, ingen växtupptagsfaktor redovisas					0,17
Cd	0,10	0,037	0,17	0,17	0,13	0,25
Co	0,0004	0,0002	0,0004	0,0018	0,0006	0,12
Cr	Generellt under rapporteringsgräns, ingen växtupptagsfaktor redovisas					0,011
Cu	0,22	0,22	0,091	0,054	0,12	0,27
Hg	Generellt under rapporteringsgräns, ingen växtupptagsfaktor redovisas					0,43
Ni	0,0050	0,0026	0,016	0,015	0,0042	0,069
Pb	Generellt under rapporteringsgräns, ingen växtupptagsfaktor redovisas					0,018
Zn	0,33	0,45	0,19	0,35	0,18	0,28

5 Riktvärden med justerade markegenskaper

För att preliminärt bedöma om de naturligt förhöjda halterna i leran i Uppsala innebär någon risk har riktvärden för kobolt och nickel beräknats med Naturvårdsverkets modell, men med justerade indata enligt nedan:

- **Fördelningsfaktorn (K_d)** justeras baserat på resultat från ett examensarbete vid SLU där K_d -värde för kobolt och nickel i lerjordar i Uppsala kommun bestämdes genom skaktest i 0,01 M CaCl_2 -lösning (Sadeghi, 2020). Resultat från skaktest överskattar utlakningen från lerjordar, eftersom tidsfaktor och transporthastighet/hydraulisk konduktivitet inte kan inkluderas, men kan ses som ett "värsta scenario". Eftersom endast sex skaktest genomfördes används det lägsta uppmätta K_d -värdet, vilket för nickel var $>5000 \text{ kg/l}$ och för kobolt $>10\,000 \text{ kg/l}$, dvs > 16 resp 33 gånger högre än det generella K_d -värdet. Fördelningskoefficienter bestämdes även baserat på den geokemiskt aktiva fraktionen (benämnda K_{acc}), dessa var i samma storleksordning som K_d -värdena, vilket indikerar att dessa är en god uppskattning av fördelningen.
I NV, 2006b anges uppskattade ungefärliga K_d -värden för olika jordar med hänsyn till pH, lerhalt och organiskt kol. Som mest ges exempel för en jord som har 20 % lerinnehåll, vilket är betydligt lägre än i de styva lerjordarna i Uppsala kommun. För såväl kobolt som nickel anges ändå ett K_d -värde $>1000 \text{ kg/l}$, vilket indikerar att värdena från Sadeghi är rimliga.
- **Humana biotillgängligheten** justeras inte då inget säkert underlag för justering har lokaliserats.
- **Växtupptagsfaktorn** för skott (ovanjordsgröda) justeras med utgångspunkt i uppmätta halter i gröda och jord, se kapitel 4. Högsta uppmätta växtupptagsfaktorn används för att inte riskera underskatta risken.
- **Jord- och grundvattenparametrar** som densitet, halt organiskt kol, vattenhalt och andel porluft justeras inte eftersom detta inte påverkar riktvärdena (för metaller påverkar jordegenskaper endast ångtransport, se avsnitt 2.3, och varken nickel eller kobolt betraktas som flyktiga).

I Tabell 7 redovisas framräknade riktvärden i jämförelse med Naturvårdsverkets generella värden. Hälsoriktvärdena påverkas av fördelningsfaktorn och växtupptagsfaktorn och är cirka två gånger högre än generella riktvärden. Delriktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten påverkas av fördelningsfaktorn och är drygt 30 respektive drygt 15 gånger större än generella värdet. I Naturvårdsverkets modell kan inte några anpassningar av delriktvärden för markmiljön göras, vilket innebär att markmiljöriktvärdet inte påverkas av justeringarna. I verkligheten påverkas dock även markekosystemen av lägre biotillgänglighet. Naturvårdsverket anser att miljön får antas vara anpassad till de naturliga förutsättningar som finns på en plats (se avsnitt 3.2.4 i NV, 2009a) och därmed bedöms det inte utgöra någon risk om naturliga bakgrundshalter överstiger markmiljöriktvärdet.

Det generella riktvärdet för kobolt styrs av hälsorisker och för nickel av skydd av grundvatten. Justeringarna gör dock att dessa delriktvärden blir högre än det ojusterade riktvärdet för skydd av markmiljö vilket gör att markmiljöskyddet styr det justerade riktvärdena.

Tabell 7. Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) samt riktvärden med anpassningar för Uppsalalera (PSRV_{Uppsalalera}) för kobolt och nickel. I tabellen redovisas delriktvärden för hälsa, markmiljö, skydd av grundvatten och skydd av ytvatten. Grå cell visar vilket delriktvärde som styr det sammanvägda riktvärdet.

	Hälsa	Markmiljö	Spridning		Sammanvägt riktvärde
			Skydd av GV	Skydd av YV	
Kobolt					
KM	15	20	22	240	15
PSRV _{Uppsalalera}	33	20	720	8000	20
Ratio	2,3	1	33	33	1,3
Nickel					
KM	140	70	43	1200	40
PSRV _{Uppsalalera}	270	70	720	20000	70
Ratio	1,9	1	17	17	1,8

Uppmätta naturliga bakgrundshalter i Uppsalalera understiger generellt de justerade riktvärdena vilket innebär att de naturliga bakgrundshalterna inte innebär någon risk för vare sig hälsa eller miljö.

5.1 Andra ämnen

Beräkningar har endast gjorts för nickel och kobolt, eftersom det är för dessa ämnen indata har funnits. Det är också de ämnen som generellt uppmäts i förhöjda halter i Uppsalalera. Andra metaller¹⁰ fungerar dock på samma sätt som dessa och tillgänglighet och spridning påverkas av samma markegenskaper. Därmed bedöms resultaten kunna extrapoleras också till andra metaller som uppmäts i förhöjda halter i Uppsalalera.

Ett undantag är arsenik, där det generella riktvärdet är uppjusterat till bakgrundshalt (beräknade risker är lägre än nationellt bakgrundsvärde). Här har dock Naturvårdsverket gjort bedömningen att en uppjustering till bakgrundshalt ska göras. Därmed bör en förhöjd bakgrundshalt av arsenik inte föranleda någon åtgärd.

¹⁰ Halvmetallen arsenik är delvis ett undantag, då denna uppträder som anjon och därmed i större grad frisätts vid höga pH.

6 Osäkerheter och känslighetsanalys

Riktvärden för nickel och kobolt anpassade för Uppsalaleran har beräknats med två anpassningar av indata; K_d -värde och växtupptagsfaktor. Nedans diskuteras osäkerheter med respektive parameter, samt en känslighetsanalys av hur stor påverkan ett felaktigt uppskattat värde har för det beräknade justerade riktvärdet.

K_d -värde har hämtats från ett examensarbete där skakförsök har gjorts på sex prover av Uppsalalera. Detta innebär osäkerheter, både på grund av fåtal prover och eftersom skakförsök inte är lämpliga för att bedöma utlakning från lerjordar utan sannolikt överskattar utlakningen. K_d -värdena förefaller dock vara i samma storleksordning som värden rapporterade i NV, 2006b. Osäkerheterna kan minskas genom att undersöka halterna i lerans porvatten och på så vis få fram ett platsspecifikt K_d -värde. En känslighetsanalys har genomförts, vilken visar att även om det sanna K_d -värdet för nickel är 10 % av det uppmätta (500 l/kg) så påverkas inte det sammanvägda riktvärdet (delriktvärdet för markmiljö kommer iaf styra riskerna). För kobolt kan K_d -värdet justeras ned till det generella värdet (300 l/kg) utan att det sammanvägda riktvärdet påverkas, eftersom riktvärdet styrs av intag av växter, vilket i sin tur påverkas av växtupptagsfaktorn, som har konstaterats vara lägre än generellt antagande (med avseende på upptag i säd och raps).

Växtupptagsfaktorn (BCF för växter) har betydelse för riktvärdet för kobolt. Att denna är högre i Uppsalaleran än vad som antas för generella riktvärden kan ses både i fält (för säd och raps, se kapitel 4) och i teori (kapitel 2). En känslighetsanalys har gjorts även av denna som visar att om växtupptagsfaktorn för kobolt är tio gånger högre än den som uppmäts i fält (0,018 istället för 0,0018) blir det hälsoriskbaserade riktvärdet ca 94 % av beräknat. Detta påverkar inte det sammanvägda riktvärdet eftersom detta styrs av risker för markmiljön. Dataunderlaget är här relativt begränsat vilket innebär att det finns osäkerheter. Dessa har till viss del hanterats genom att maximal uppmätt växtupptagsfaktor använts i beräkningarna.

Biotillgängligheten har inte justerats eftersom inga säkra data har lokaliserats. Därmed har den antagits vara 100 %. Detta är sannolikt en överskattning av den sanna biotillgängligheten och en osäkerhet i beräkningen av riktvärden.

Sammantaget bedöms osäkerheterna med de beräknade riktvärdena för kobolt och nickel i Uppsalalera vara små, trots relativt osäkra indata.

Motsvarande riktvärden skulle kunna beräknas även för andra ämnen som uppmäts i förhöjda bakgrundshalter i Uppsalaleran. För detta krävs dock indata i form av lerspecifika K_d -värden, biotillgängligheter och/eller växtupptagsfaktorer.

7 Sammanfattning och slutsatser

Metaller finns naturligt i marken, och förekomsten varierar med modernmaterial och jordmån. Lerjordar innehåller naturligt högre halter av metaller än morän och Uppsalas tunga lerjordar innehåller högre halter än genomsnittliga lerjordar. En sammanställning av 116 analyser av naturlig lerjord i Uppsala har visat på 90e percentilvärden av kobolt och nickel som överstiger det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM). För kobolt överstiger även medel- och medianvärden KM. Samma mönster kan ses från vetenskapliga studier av metallhalter i lera. Detta visar att lerjordarna i Uppsala kommun generellt har naturligt förhöjda bakgrundshalter av metaller.

Generella riktvärden för förorenad mark är inte anpassade för lerjordar, utan är utvecklade för en normaltät jord, såsom silt- och sandjordar eller silt/sandmoräner. I leror finns betydligt fler bindningsytor, vilket gör metallerna mer immobiliserade och svårtillgängliga för upptag. Dessutom är pH-värdet i Uppsalas kalkrika lerjordar högre än i t.ex. moräner, vilket även det gör att metaller blir mindre tillgängliga för upptag och spridning.

Den modell som använts för att ta fram Naturvårdsverkets generella riktvärden tar inte hänsyn till jordegenskaper när metallriktvärden beräknas (undantag för föråldring av kvicksilver). Det innebär att den inte på ett enkelt sätt kan anpassas efter lerjordar.

Riktvärden som är bättre anpassade till Uppsalaleran har tagits fram för kobolt och nickel genom att fördelningsfaktorn (K_d) och växtupptagsfaktorn justerats. Detta har resulterat i riktvärden som är 1,3 – 2 gånger högre än de generella värdena och därmed också högre än vad som generellt uppmäts i Uppsalaleran. Detta innebär att de naturliga bakgrundshalterna av kobolt och nickel i Uppsalaleran inte innebär någon risk för människa eller miljö.

Trots att beräkning endast har gjorts för nickel och kobolt bedöms detta kunna extrapoleras även till andra metaller och riskerna med naturligt förhöjda halter av andra metaller i Uppsalalera bedöms heller inte innebära någon risk. En säkrare bedömning kan göras om K_d -värden och växtupptagsfaktorer bättre anpassade till Uppsalaleran tas fram.

De lerspecifika justeringarna påverkar delriktvärden för hälsorisker och skydd av grund- och ytvatten, men inte delriktvärdet för skydd av markmiljön. Även för markmiljön påverkas dock riskerna med förhöjda metallhalter av hur tillgängliga metallerna är, och motsvarande höjning av delriktvärdet för markmiljö torde vara rimlig, även om modellen inte kan simulera detta. Naturvårdsverket anser också att miljön får antas vara anpassad till de naturliga förutsättningar som finns på en plats (se avsnitt 3.2.4 i NV, 2009a). Därmed behöver inte risker för markmiljön kopplade till förhöjda bakgrundshalter bedömas. Detta innebär att den verkliga risken med metaller i Uppsalaleran i själva verket sannolikt är mindre än vad som beräknats här.

I Tabell 8 redovisas förslag på lokala bakgrundshalter för Uppsalalera. Dessa är baserade på medelvärde av 90percentilerna av data från 112 jordprover tagna inom Uppsala kommun samt alvprover från SLUs rikskartering i Uppsala kommun. För jämförelse redovisas även Naturvårdsverkets nationella bakgrundsvärden samt generella jämförvärden för KM och MKM.

Den lokala bakgrundshalten i Uppsalalera är högre än nationell bakgrundshalt för barium, kadmium, kobolt, koppar, krom, nickel och vanadin. Den är även högre än generellt jämförvärde för KM för kobolt och nickel. De lokala bakgrundshalterna föreslås användas i framtida beräkning av Upp-RV för lera istället för de nationella, i enlighet med Naturvårdsverkets vägledning.

Tabell 8. Lokala bakgrundshalter för lera i Uppsala kommun. För jämförelse redovisas även nationella bakgrundsvärden och generella riktvärden

	Bakgrund Uppsalalera	NV nationell bakgrund	Generella riktvärden	
			KM	MKM
As	8,4	10	10	25
Ba	170	80	200	300
Pb	26	50	50	180
Cd	0,29	0,2	0,8	12
Co	19	10	15	35
Cu	40	30	80	200
Cr	61	30	80	150
Hg	0,033	0,1	0,25	2,5
Ni	42	25	40	120
V	70	40	100	200
Zn	120	250	250	500

8 Referenser

Albertsson Wikland K, Luo ZC, Niklasson A och Karlberg J Acta Paediatr 91: 739-754, 2002. Tillväxtkurvor

Eriksson, Nilsson och Simonsson, 2005. Wiklanders Marklära

Eriksson, Dahlin, Sohlenius, Söderström och Öborn, 2017. Spatial patterns of essential trace element concentrations in Swedish soils and crops. Geoderma Regional 10 (2017) 163-174

Eriksson, 2021. Tillståndet i svensk åkermark och gröda – Data från 2011-2017. Ekohydrologi 168, Uppsala 2021. [PDF] Tillgänglig på: https://pub.epsilon.slu.se/23486/1/eriksson_j_210514.pdf [2022-08-17]

Gustafsson, J.P. Pechova, P. Berggren, D. 2003. Modeling Metal Binding to Soils: The Role of Natural Organic Matter. Environmental Science and Technology, 37:2767–2774,

NV – Naturvårdsverket, 2006a. Laktester för riskbedömning av förorenade områden. Huvudrapport och underlagsrapport 1a. Rapport 5535

NV – Naturvårdsverket, 2006b. Metallers mobilitet i mark, Rapport 5536

NV – Naturvårdsverket, 2009a. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976

NV – Naturvårdsverket, 2009b. Provtagningsstrategier för förorenad jord. Rapport 5888.

NV – Naturvårdsverket 2009c. Riskbedömning av förorenade områden En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977

NV – Naturvårdsverket 2009d. Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden. Rapport 5895

NV – Naturvårdsverket, 2022. Riktvärden för förorenad mark [online]. Tillgänglig på: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/> [2022-09-13]

Ramböll, 2020. Översiktlig miljöteknisk markundersökning, grönområden i Librobäck. Uppdragsnummer: 1320039436. Reviderad: 2021-03-25.

Sadeghi, 2020. Cobalt and nickel concentrations in the Uppsala clay deposits – solubility and risk assessment. Master Thesis in Soil Science 2020:22

SGI, 2015. Kvalitetssäkring av ämnesdata för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark. SGI publikation 15 utgåva 2

Sweco, 2022. Markteknisk undersökningsrapport/geoteknik. Uppdragsnummer: 30019625. Daterad: 2022-05-20.

Söderström och Piikki, 2016. Digitala åkermarkskartan – detaljerad kartering av textur i åkermarkens matjord. Kartan tillgänglig på: <https://gis->

slu.maps.arcgis.com/apps/StorytellingSwipe/index.html?appid=e55d28b98d2241e0a6c91ae42073b52f# [2022-09-27]

Tyréns, 2022. Jordprovtagning Skölsta Et6. Uppdragsnummer: 321578. Reviderad: 2022-02-11.

WSP, 2021. Miljöteknisk markundersökning och förenklad riskbedömning inom del av KAP-området. Kronåsen 2:1 i Uppsala kommun. Uppdragsnummer: 10312703. Daterad: 2021-08-27.

WSPa, 2022. PM Miljöteknisk markundersökning. Dagvattenledning S Fullerö. FULLERÖ 21:57. Uppdragsnummer: 10329208. Daterad: 2022-04-22.

WSPb, 2022. Miljökontroll Ruddams- och Geijersdalen. Rapport ännu ej framtagen. Uppdragsnummer: 10331862.

WSPc, 2022. PM Markmiljö. Södra Gunsta, Etapp 2_3, Uppsala kommun. Uppdragsnummer: 10330518. Daterad: 2022-08-19.

WSPd, 2022d. Miljöteknisk markundersökning, Västra Libroback, Uppsala kommun. Uppdragsnummer: 10326583. Daterad: 2022-05-31.

Uppsala 2024-03-27

WSP Sverige AB

Hanna Almqvist

Worada Boonraksasat



Område	Provets märkning	Djup (m)	Bedömd jordart	pH	TOC beräknat % TS	Glödförlust % TS	Torrsubstans %	Arsenik	Barium	Bly	Kadmium	Kobolt	Koppar	Krom	Kviksilver	Nickel	Vanadin	Zink	
Fullerö	22W01	0,4-1	Let	mg/kg TS			77,6	6,2	190	18	0,22	19	40	58	0,021	39	60	97	
	22W02	1-2	Let	mg/kg TS			74,4	5,3	150	16	< 0,20	16	31	48	0,015	32	51	76	
	22W03	0,4-1	Let	mg/kg TS			80,9	4,7	120	13	< 0,20	13	25	37	0,012	25	43	61	
	22W03	2-3	Let	mg/kg TS			78,7	3,6	110	13	< 0,20	12	22	35	0,014	23	39	58	
	22W04	1-2	Let	mg/kg TS			80	7,5	160	17	< 0,20	16	35	51	< 0,012	33	59	85	
KAP	21W05	1-2	Let	mg/kg TS			75,6	9,1	200	23	0,25	20	53	55	0,017	38	59	100	
Librobäck	21W09	1,3-1,7	Le	mg/kg TS			54,6	6,2	96	17	< 0,20	17	25	51	< 0,017	34	58	96	
	Libro_19R04:1	0-0,5	muLe	mg/kg TS				2,55	60	53,4	0,315	7,77	22,1	26	0,216	15,1	25,9	80,5	
	Libro_19R06:1	0-0,5	muLe	mg/kg TS				5,2	69,5	20,8	0,187	13,6	39,7	36,5	<0,2	28,1	33,5	91,9	
	Libro_19R06:3	1-1,5	Let	mg/kg TS				3,56	81	17,5	<0,09	13,3	28,2	37,7	<0,2	30	34,3	85	
	Libro_19R08:1	0-0,5	muLe	mg/kg TS				4,13	87	34,4	0,205	13,8	25,3	36,4	<0,2	25,6	35,9	111	
	Libro_19R10:1	0-0,5	muLe	mg/kg TS				3,26	90,1	34,3	0,213	16,1	26,2	31,3	<0,2	25,5	34,5	107	
Ruddamsdalen	19W05 #1	0-0,3	muLet	mg/kg TS				3,39	119	26,3	0,31	13,3	25,5	37,3	<0,20	25,4	41	107	
	19W05 #2	0,3-0,8	Let	mg/kg TS				<1,00	87,4	16,6	0,12	11	25,2	39,3	<0,20	26,3	42,2	80,3	
	22W1.2 (0-28)	0-0,3m	Le	mg/kg TS		1,4	2,4	65,5	4,3	150	16	< 0,20	16	30	49	< 0,014	33	60	77
	22W2.0-50	0-0,3m	Le	mg/kg TS				70,3	4,4	140	15	< 0,20	15	30	44	0,015	30	49	73
	22W3.50-100	0-0,3m	Le	mg/kg TS		4,7	8,2	47,3	6,8	82	21	0,23	19	36	55	< 0,020	39	64	96
	22W4.100-150	0-0,3m	Le	mg/kg TS		4	7	45,6	7,3	85	19	0,26	20	32	55	< 0,020	38	63	100
	22W5.150-200	0-0,3m	Le	mg/kg TS		3,5	6,1	45,6	5,2	69	17	< 0,22	14	27	44	< 0,020	30	51	80
	22W6.200-250	0-0,3m	Le	mg/kg TS		1,5	2,6	68,4	4,2	120	15	< 0,20	13	25	36	< 0,014	24	42	63
	22W7.250-300	0-0,3	Le	mg/kg TS		3,5	6,1	58,1	6,9	110	22	< 0,20	17	34	54	< 0,016	33	60	94
Skölsta	22W8.300-347	0-0,3	Le	mg/kg TS		4,5	7,9	43,1	8,8	97	24	0,35	22	39	59	< 0,021	45	70	120
	22W9. 0-25	0-0,4	Le	mg/kg TS		1,5	2,6	65,3	4,2	130	15	< 0,20	15	26	43	0,014	30	48	72
	21T02	0-0,5	grsaLe	mg/kg TS		1,84	3,16	80,8	2,84	66,3	14,2	<0,100	9,64	6,39	34,2	<0,050	17,4	44,1	58,6
	21T02	0,5-1,0	grsaLe	mg/kg TS		0,88	1,52	84,7	2,77	64,3	8,53	<0,100	6,5	10,4	24,4	<0,050	12,2	37,9	41
	21T03	0-0,5	samuLe	mg/kg TS				76,5	8,11	111	20,5	<0,100	18,7	16,3	57,4	<0,050	26,3	69,5	94,3
	21T03	0,5-1,0	sale	mg/kg TS				74,7	7,06	150	21	<0,100	19,4	33,1	72,8	<0,050	45,4	83,8	121
	21T03	1,0-2,5	grsaLe	mg/kg TS				85,4	3,14	44,5	8,35	<0,100	5,32	12,1	20,3	<0,050	11,8	28,8	40,7
	21T04	0-0,5	grsaLe	mg/kg TS		2,04	3,52	76,8	5,05	80	14,4	<0,100	10,3	18	40,5	<0,050	22,4	51,4	68,4
	21T04	0,5-1,0	sagrLe	mg/kg TS		1,36	2,34	79,1	3,87	66,7	11,3	<0,100	8,63	18,8	33,4	<0,050	20,9	43,8	60,6
	21T05	0-0,5	muLe	mg/kg TS				76,7	7,72	133	19,3	0,132	17	20,7	61,8	<0,050	31,5	66,6	98,5
	21T05	0,5-1,0	Le	mg/kg TS				75,6	12,2	139	18,4	0,107	14,9	26,5	61	<0,050	36,5	73,8	98,1
	21T05	1,0-2,5	Le	mg/kg TS				68,8	11,6	264	21,7	0,19	23	53	94,1	<0,050	57,3	108	157
	21T06	0-0,5	muLe	mg/kg TS				72	10,2	173	24,8	0,176	20,9	34	70,8	<0,050	34,8	80,1	106
	21T06	0,5-1,0	Le	mg/kg TS				72,8	7,74	186	20,5	<0,100	17,8	37,7	72,2	<0,050	46,6	80	118
21T06	1,0-2,5	Le	mg/kg TS				69,7	9,62	217	19,9	0,187	18,7	42	74,7	<0,050	47,2	86,1	126	
Södra Gunsta	21T07	0-0,5	grsaLe	mg/kg TS		2,46	4,24	76,9	3,24	29,9	10,2	<0,100	5,71	3,53	22	<0,050	10	43	35,8
	22W01_1	0-0,5	grsaLet	mg/kg TS	7,3	4,7	8,3	75,2	6,5	130	22	< 0,20	19	35	60	0,022	36	70	100
	22W01_3	1-1,5	saLet	mg/kg TS				79,4	6,2	170	18	0,26	19	35	62	0,012	41	62	89
	22W05_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS				75	5,9	130	27	0,19	25	20	44	0,054	36	45	76
	22W05_2	0,5-1	saLet	mg/kg TS	8,3	1,9	3,4	77,9	5,6	150	17	0,23	19	32	59	0,012	40	59	83
	22W09_1	0-0,4	saLet	mg/kg TS	6,2	4	7,1	72	7,4	100	23	0,2	21	20	51	0,018	28	68	77
	22W10_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS				72,5	7,8	170	22	< 0,20	27	31	72	0,027	48	76	97
	22W10_2	0,5-1,0	saLet	mg/kg TS				75	6,1	150	24	0,084	22	29	49	0,018	55	44	88
	22W10_3	1-1,45	saLet	mg/kg TS	7,9	1,7	2,9	74,8	6,5	130	21	< 0,20	22	36	55	0,015	43	55	93
	22W13_2	0,5-1	sisagrLe	mg/kg TS				60,4	18	150	24	0,22	23	29	64	0,015	47	74	100
	22W13_3	1-1,4	Le	mg/kg TS				66,9	4,4	140	18	< 0,20	18	29	58	0,016	43	65	88
	22W16_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS				83,9	7,6	140	22	0,29	15	33	55	0,022	30	61	85
	22W16_3	1-1,5	(si)(sa)Le	mg/kg TS	8,1	2,1	3,7	62,8	10	250	23	0,31	26	54	87	0,019	53	92	130
	22W20_2	0,5-1	saLet	mg/kg TS	7,7	2,1	3,6	71,1	18	290	26	0,51	27	64	65	< 0,013	56	74	130
	22W25_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS				75,3	8,8	160	23	0,27	16	35	61	0,021	36	67	94
	22W28_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS				76,1	8,1	140	22	0,23	17	49	64	0,017	37	66	95
	22W28_3	1-1,5	Le	mg/kg TS				66,4	6,9	180	21	0,23	21	42	66	0,014	45	63	100
	22W36_1	0-0,5	saLet	mg/kg TS	6,7	2,7	4,8	77,5	7,8	130	21	0,26	15	34	54	0,017	31	59	86
	22W38_1	0-0,5	Mu/saLet	mg/kg TS	7,2	2,8	4,9	81,3	6,1	120	20	0,26	14	31	46	0,014	26	51	92
	22W38_2	0,5-1	saLet	mg/kg TS				79	2,9	120	19	0,16	11	29	37	0,011	30	25	82
	22W38_3	1-1,5	saLet	mg/kg TS				66	7,1	200	22	0,19	18	32	52	0,011	45	50	91
	22W38_5	2-2,5	sasiLe	mg/kg TS				53,4	9,5	240	21	0,28	24	52	81	< 0,017	50	84	130
	22W40_4	1,5-2	saLet	mg/kg TS				69	9,4	190	27	0,18	20	38	49	0,013	50	46	110