

RAPPORT

Huvudstudie Strömbergshyttan f.d. glasbruk
Riskbedömning

Framställd för:

Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Insänd av:

Golder Associates AB

Lilla Bommen 6

411 04, Göteborg, Sverige

031-700 82 30

20373143

2022-03-14



Distributionslista

SGU

Länsstyrelsen i Kronobergs län

Lessebo kommun

Innovativ Sanering, Glasrikekommunerna

Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING	6
2.0	GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK	6
3.0	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	8
4.0	HISTORIK	8
5.0	OMRÅDESBESKRIVNING	9
5.1	Geologi och hydrogeologi	11
5.2	Ytvattenrecipient	11
5.3	Övriga skyddsvärden	11
6.0	FÖRORENINGSSITUATIONEN	12
6.1	Bruksområdet.....	12
6.2	Utfyllnadsområdet	14
6.3	Utfyllnadsområde nordväst	15
6.4	Recipient	15
7.0	LAKBARHET OCH BIOTILLGÄNGLIGHET	16
7.1	Sekventiella lakningar	16
7.2	UBM	18
8.0	PROBLEMBESKRIVNING	20
8.1	Potentiellt beaktansvärda föroreningar	20
8.2	Skyddsobjekt.....	21
8.3	Spridningsvägar	22
8.4	Exponeringsvägar	22
8.5	Konceptuell modell.....	22
9.0	FÖRORENINGSSPRIDNING	24
9.1	Utlakning från jord till grundvatten	24
9.2	Från sediment till ytvatten	24
9.3	Övriga spridningsvägar	25
9.4	Potentiell framtida spridning.....	25
10.0	RISKBEDÖMNING	27
10.1	Representativa halter	27

10.2	Hälsorisker landområde	29
10.2.1	Effektanalys kroniska hälsoeffekter	29
10.2.2	Riskkaraktärisering - Kroniska hälsoeffekter	32
10.2.3	Akut toxicitet (arsenik).....	33
10.2.4	Korttidsexponering	35
10.2.5	Byggnadsmaterial	36
10.3	Hälsorisker recipient.....	36
10.3.1	Ytvatten	36
10.3.2	Sediment.....	37
10.3.3	Biota	39
10.4	Miljörisker landområde	40
10.4.1	Markmiljö.....	40
10.4.2	Större djur	41
10.5	Miljörisker recipient	41
10.5.1	Ytvatten	41
10.5.2	Sediment.....	42
10.5.3	Biota	43
11.0	OSÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR	44
12.0	SAMLAD BEDÖMNING	45
12.1	Spridningsrisker	45
12.2	Hälsorisker	46
12.2.1	Vistelse inom bruksområdet	46
12.2.2	Vistelse inom utfyllnadsområdet.....	47
12.2.3	Nyttjande av recipienter för rekreation.....	47
12.3	Miljörisker	47
12.4	Måluppfyllnad	48
13.0	REFERENSER	50
TABELLFÖRTECKNING		
Tabell 1: Uppskattad biotillgänglighet (%) baserat på sekventiella lakningar steg 1 – 3		18
Tabell 2: Biotillgänglighet (%) enligt UBM (upptag i tarm "gastric-intestinal")		18

Tabell 3: Jämförelse biotillgänglighet (%) sekventiella lakningar och UBM på jord från utfyllnadsområdet	19
Tabell 4: Dimensionerande föroreningar	20
Tabell 5: Statistik över föroreningshalter i jord, bruksområde (mg/kg TS)	28
Tabell 6: Statistik över föroreningshalter i jord, utfyllnadsområde (mg/kg TS).....	28
Tabell 7: Uppmätta maxhalter i jord, utfyllnadsområde NV (mg/kg TS)	28
Tabell 8: Relevanta scenarioparametrar	30
Tabell 9: Envägskoncentrationer, scenario 1 (mg/kg TS)	30
Tabell 10: Envägskoncentrationer scenario 2 (mg/kg TS)	31
Tabell 11: Envägskoncentrationer, scenario 3 (mg/kg TS)	31
Tabell 12: Representativa halter och tillämpliga riktvärden för jord inom bruksområdet (mg/kg TS).....	32
Tabell 13: Representativa halter och tillämpliga riktvärden för jord, utfyllnadsområden (mg/kg TS).....	32
Tabell 14: Riktvärden akuttoxicitet för arsenik (mg/kg TS).....	34
Tabell 15: Akuta risker med avseende på arsenik (halter i mg/kg TS).....	34
Tabell 16: Risk för korttidseffekter från bly och kadmium (mg/kg TS).....	35
Tabell 17: Risker byggnadsmaterial (mg/kg TS)	36
Tabell 18: Riskkaraktärisering hälsa ytvatten (µg/l).....	37
Tabell 19: Riskkaraktärisering hälsa sediment, vuxna (mg/kg kroppsvikt och dag).....	38
Tabell 20: Riskkaraktärisering hälsa sediment, barn (mg/kg kroppsvikt och dag)	38
Tabell 21: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)	39
Tabell 22: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS).....	40
Tabell 23: Ytvatten (µg/l), halter redovisade från uppströms läge till nedströms.	41

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening.	6
Figur 2: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken (illustration av T. Hammar, 2004).	7
Figur 3: Översiktskarta.....	9
Figur 4: Översiktlig bild över delområdena (ungefärlig utbredning). Lägena för den f.d. glasbruksbyggnaden samt för den bostadslänga som ligger inom bruksområdet är utmärkta.	10
Figur 5: Föroreningsutbredning inom bruksområdet, baserad på uppmätt maxhalt i respektive provpunkt, oavsett djup.	13
Figur 6: Föroreningsutbredning utfyllnadsområde.....	14
Figur 7: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (massor från utfyllnadsområdet).	16
Figur 8: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (sediment från Kvarnsjön).....	17
Figur 9: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (glasavfall från utfyllnadsområdet).....	17
Figur 10: Konceptuell modell. Potentiella spridningsvägar redovisas i form av streckade linjer.....	23

BILAGOR

BILAGA A

Situationsplan

BILAGA B

Platsspecifika riktvärden

1.0 INLEDNING

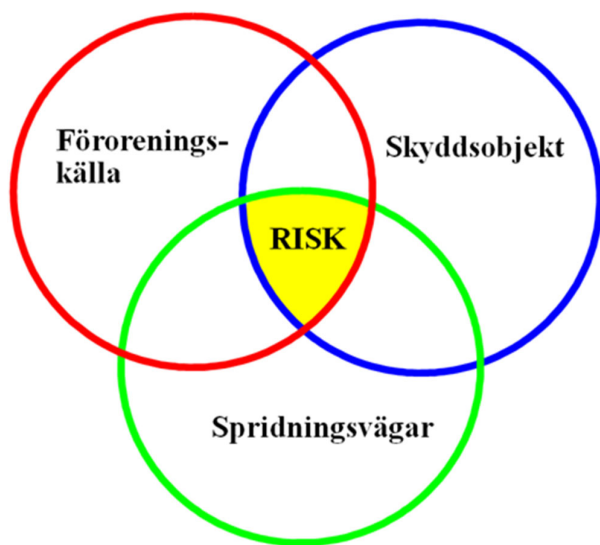
Golder Associates AB (Golder) har fått i uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) att genomföra en huvudstudie omfattande det tidigare glasbruket i Strömbergshyttan, lokaliserat mellan tätorterna Hovmantorp och Lessebo, i Lessebo kommun.

Föreliggande rapport utgör en miljö- och hälsoriskbedömning över det undersökta området, vilken främst baseras på resultaten från de undersökningar som utförts av Golder under 2021. Även resultaten från tidigare utförda undersökningar av landområdet (FB Engineering 2006 och Geo Innova 2007) respektive recipienten (Ekologgruppen 2007) har beaktats. Arbetet har utförts och redovisats enligt Naturvårdsverkets riktlinjer och kvalitetsmanual för statligt bidragsfinansierat arbete. Objektet har tidigare ingått i det s.k. Glasbruksprojektet, och är klassat som riskklass 1 enligt MIFO-metodiken.

Målsättningen med riskbedömningsrapporten är att ge en sammanfattande bild av föroreningsituationen och av eventuell pågående spridning samt att utreda huruvida några risker för negativa effekter på människors hälsa eller miljön föreligger utifrån dagens markanvändning. En översiktlig bedömning görs med avseende på hur riskbilden kan komma att förändras i ett framtida perspektiv. För en mer heltäckande bild av föroreningsförekomsten hänvisas till Fältrapporten (Golder, 2022).

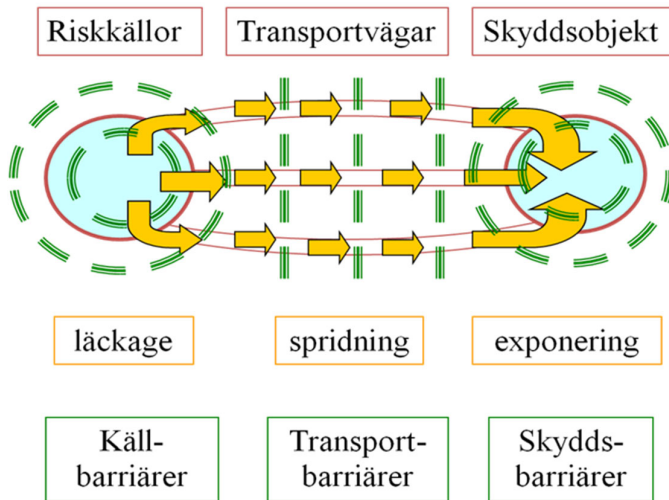
2.0 GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK

Risk uttrycks vanligen som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på skyddsobjekt, exempelvis människors hälsa eller miljön (NV, 2009a, 2009b). För att ett förorenat område skall utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där ett skyddsobjekt kan exponeras (se Figur 1). För att en risk skall föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till en negativ effekt på skyddsobjektet. Enbart förekomsten av en förorening innebär således inte automatiskt en risk för negativ påverkan. Enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsvägledning (NV, 2009b) utförs en riskbedömning om avstämning mot bakgrundshalter eller andra tillämpliga jämförvärden indikerar att ett område är förorenat.



Figur 1: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening.

Även om det finns en föroreningskälla, ett skyddsobjekt och en spridningsväg däremellan kan det finnas olika former av barriärer som förhindrar eller begränsar skyddsobjekts exponering för föroreningen och därmed förhindrar att det föreligger någon risk för skyddsobjektet, se Figur 2.



Figur 2: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken (illustration av T. Hammar, 2004).

NV:s riskbedömningsmetodik utgörs av följande fyra moment:

- I **problembeskrivningen** identifieras och karaktäriseras de föroreningar som bedöms vara relevanta för riskbedömningen, liksom potentiella spridnings- och exponeringsvägar samt relevanta skyddsobjekt. Problembeskrivningen sammanfattas i en konceptuell modell som illustrerar hur potentiellt miljö- och hälsoskadliga ämnen från det förorenade området kan spridas till och exponera skyddsobjekten.
- I **exponeringsanalysen** beräknas eller uppskattas den representativa halt eller dos som skyddsobjekten exponeras eller kan komma att exponeras för. Den representativa halten är den halt som innebär den mest relevanta beskrivningen av föroreningssituationen (exponeringen) i ett område utan att risken underskattas. Beräkning av representativ halt görs vanligen med hjälp av statistisk bearbetning av analysresultat. Även faktorer som biologisk tillgänglighet, nedbrytbarhet och ackumulation kan inkluderas i exponeringsanalysen.
- I **effektanalysen** bestäms den föroreningshalt alternativt dos under vilken risken för negativa effekter bedöms som acceptabel. I en förenklad riskbedömning representerar vanligen riskbaserade jämförelsekriterier gränsen för negativa effekter. Dessa kriterier kan vara generella eller platsspecifika riktvärden för jord, dricksvattenkvalitetskriterier, riktvärden för skydd av akvatiskt liv etc. Dessa kriterier utgör då acceptabla risknivåer. I en fördjupad riskbedömning utförs ytterligare beräkningar och/eller modelleringar för att kvantifiera risken.
- **Riskkaraktäriseringen** omfattar en utvärdering av negativa miljö- och hälsoeffekter som kan orsakas av exponering från ett förorenat område och baseras i en förenklad riskbedömning vanligen på en jämförelse mellan representativa halter i olika medier eller en beräknad exponering och riskbaserade jämförelsekriterier. Vidare utreds eventuella osäkerheter som identifierats under arbetet med riskbedömningen.

3.0 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

Riskbedömningen har sin utgångspunkt i så kallade övergripande åtgärds mål, vilka anger vilken risknivå som ansatts vara acceptabel inom området. Inom ramen för glasrikesprojektet har gemensamma övergripande åtgärds mål avseende markanvändning, skydd av hälsa och miljö samt skydd mot spridning till omgivningen tagits fram. Dessa mål redovisas nedan, med viss anpassning till de förhållande som råder vid Strömbergshyttan:

- F.d. glasbruksområdet ska i framtiden kunna nyttjas på liknande sätt som det gjort hittills, dvs för både boende och för industriell och/eller kommersiell verksamhet.
- Föroreningar i byggnader, jord/fyllnadsmassor, grundvatten, sediment och ytvatten inom glasbruksområdet, och som härrör från den f.d. glasbruksverksamheten, ska inte innebära olägenheter eller oacceptabla risker för människors hälsa (såväl boende, yrkesverksamma som besökare) eller miljö.
- Spridningen av föroreningar från glasbruksområdet och den f.d. glasbruksverksamheten ska inte ge upphov till någon olägenhet eller oacceptabla risker för människors hälsa eller miljön till följd av förorening av mark, inom- eller utomhusluft, ytvatten, grundvatten och vattentäkter i glasbruksobjektets omgivning.
- Områdets kulturmiljövården ska vägas in vid planeringen av eventuella åtgärder.

4.0 HISTORIK

Nedan ges en kort beskrivning av den historiska verksamheten inom området (baserad på informationen i SGUs förfrågningsunderlag).

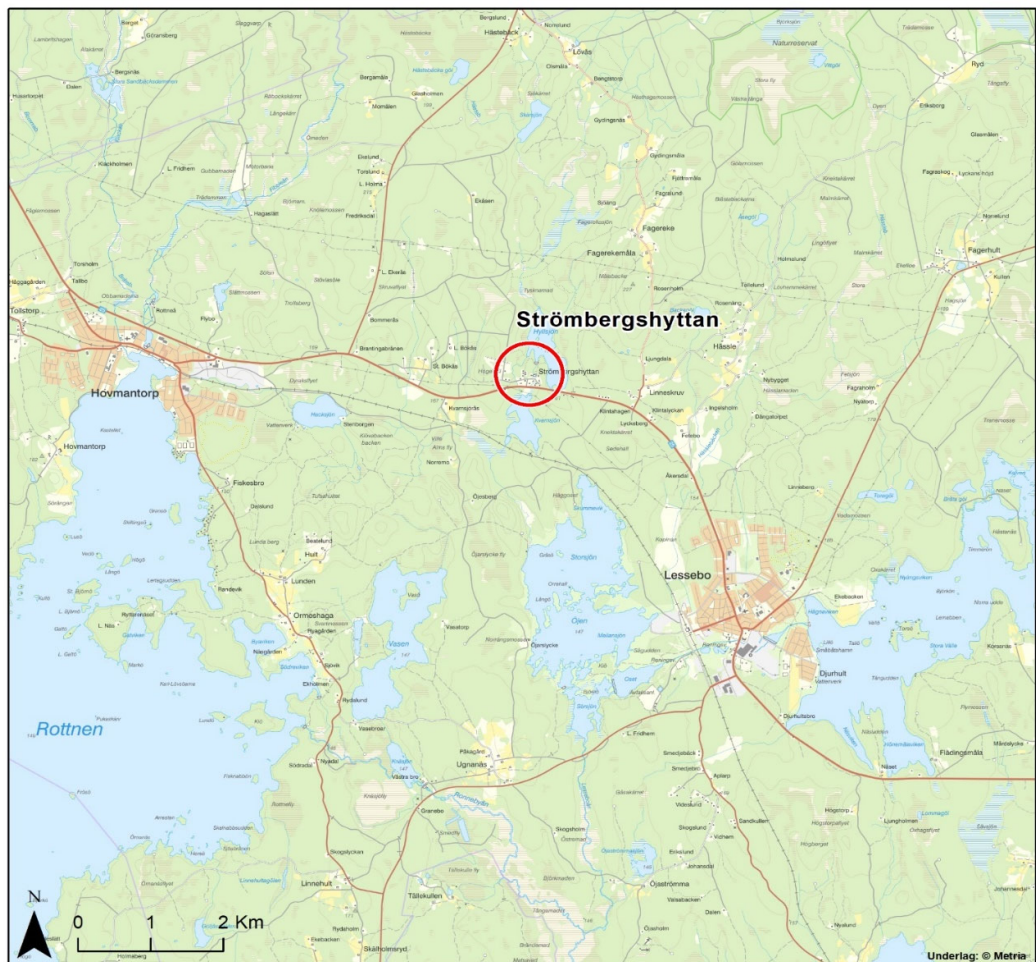
Lindfors glasbruk, som bruket ursprungligen hette, anlades 1876 och fick senare namnet Strömbergshyttans glasbruk i samband med ett ägarbyte 1933. Driften pågick fram till 1979 med ett flertal avbrott, och mellan 1907-1910 samt 1921-1929 låg produktionen nere helt. Efter ägarbytet var verksamheten lönsam fram till dess att hyttan brann 1973. Hyttan byggdes upp igen, men verksamheten blev inte lika lönsam som den en gång varit och lades ner 1979. Efter nedläggningen såldes eller skrotades all maskinell utrustning i glasbruket, och lokalerna har därefter använts för försäljning och lager. Idag bedrivs ingen verksamhet i den tidigare glasbruksbyggnaden.

Området är beläget nedanför en uppdämning av den å som rinner genom glasbruksområdet, från Hyllsjön. Vattnet drev en turbin som i sin tur drev slip, kross och kvarn. Från 1914 drev vattnet även en generator som alstrade ström till glasbruket. Den elektriska utrustningen finns kvar, liksom delar av transmissionsanordningen samt kvarn- och slipstenar.

Vid glasframställningen användes bly för att glaset skulle bli formbart vid smältningen, och arsenik för att ta bort luftbubblor ur glaset. Dessa ämnen har efter hand ersatts av barium och zink, respektive antimon. När glasbruket var i drift tippades skärv, slipsand och annat glasbruksavfall både runt om bruket och i ett utfyllnadsområde vid Kvarnsjöns strandkant. Det finns enligt uppgifter ingen deponerad mängd inom glasbruksområdet. Kasserad mängd samlades upp och smältes i gamla deglar innan den deponerades vid Kvarnsjön. Utfyllnadsområdet användes mellan 1930 och 1975 och kvittblivningen har i huvudsak bestått av glasbruksavfall innehållande arsenik och blymönja. Avfallet har tippats ända ut mot Kvarnsjön.

5.0 OMRÅDESBESKRIVNING

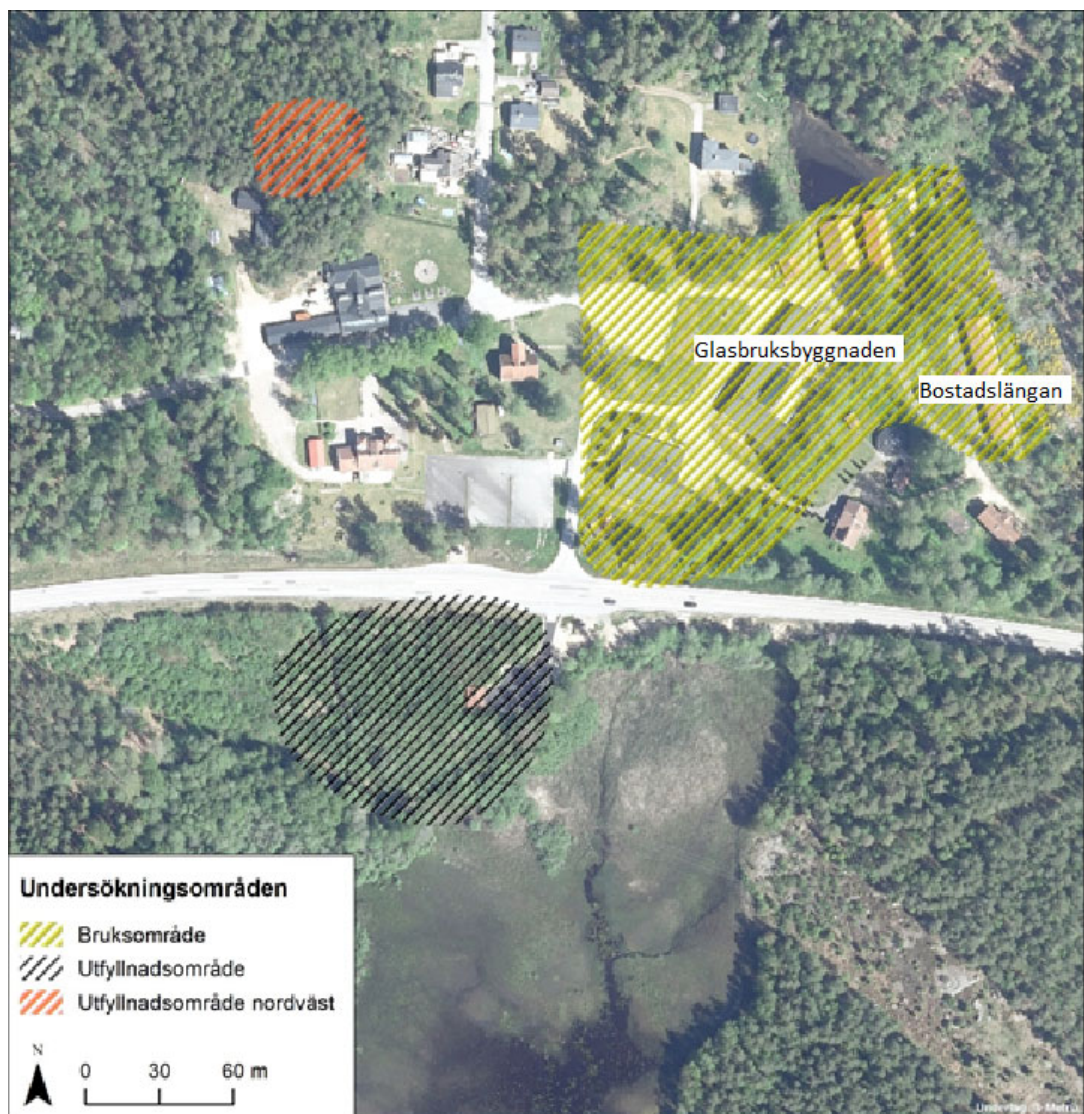
Det före detta glasbruket ligger mellan tätorterna Hovmantorp och Lessebo, i Lessebo kommun, se ungefärligt läge i Figur 3.



Figur 3: Översiktskarta

Glasbruksverksamheten bedrevs primärt inom fastigheten Linneskrub 1:63, som tillsammans med mindre delar av flera närliggande fastigheter utgör det så kallade "bruksområdet". Som beskrivs ovan användes området mellan riksväg 25 och Kvarnsjön (del av fastigheten Linneskrub 1:56) som utfyllnadsområde, där avfall från glasbruket dumpades. Denna del av undersökningsområdet benämns "utfyllnadsområdet" i föreliggande rapport. Nordväst om hyttan ligger en miljöverkstad, och enligt uppgift ska skogspartiet norr om denna i mindre utsträckning ha nyttjats som utfyllnadsområde. Detta område kallas nedan "utfyllnadsområde nordväst".

De tre delområdena redovisas i Figur 4 nedan.



Figur 4: Översiktlig bild över delområdena (ungefärlig utbredning). Lägena för den f.d. glasbruksbyggnaden samt för den bostadslänga som ligger inom bruksområdet är utmärkta.

Marken omkring hyttan utgörs av gräsbeväxta och asfalterade ytor. Området har varit ett populärt turistmål, framför allt under sommarhalvåret, men på grund av den under åren 2020 och 2021 pågående pandemin har dock samtliga verksamheter inom bruksområdet och i närheten tvingats att slå igen.

Enligt uppgift skall dock affärsverksamhet åter bedrivas i byggnaden söder om den gamla glasbruksbyggnaden, som även tidigare nyttjats för café- och affärsverksamheter. En annan byggnad har tidigare brukats som vandrarhem, och själva glasbruksbyggnaden nyttjades tidigare som butik för second hand-möbler. Utfyllnadsområdet i söder är svårtillgängligt och överväxt med sly och gräs, vilket gör att området inte inbjuder allmänheten till att vistas där.

Norr, väster och öster om hyttan finns privata bostadshus (där en bostadslänga ligger inom den östra delen av bruksområdet), runt om bostäderna finns skogsmark. Väster om hyttan ligger även ett värdshus, som i dagsläget inte är öppet. Omedelbart uppströms glasbruksområdet finns en fördämning av den å som rinner från Hyllsjön.

5.1 Geologi och hydrogeologi

Enligt SGU:s jordartskarta utgörs den naturliga jordarten inom området av morän, medan jorden inom utfyllnadsområdet består av morän samt, närmast Kvarnsjön, torv (SGU kartvisare, 2021).

Den naturliga jord som påträffades i samband med utförda undersökningar utgjordes i bruksområdet i huvudsak av siltig, sandig morän eller grusig sand. I ett par provpunkter noterades ett lager med gyttja eller dy ca 1,5 – 2,5 m u my (meter under markytan). I utfyllnadsområdet återfanns grusig sand, ibland med inslag av silt eller dy. Ingen torv noterades i samband med schakten inom utfyllnadsområdet. Fyllningen inom bruksområdet utgjordes generellt av stenig sand, i vissa punkter med inslag av glas, och i utfyllnadsområdet noterades främst sand, uppblandad med glas.

Öster om bostadslängan ligger berget mycket ytligt, varefter djupet ökar mot väster inom bruksområdet. I samband med borring noterades stopp mot berg (eller block) i enstaka punkter, på ett djup om ca 0,7 – 1,9 m u my. I de flesta provpunkter stoppades borringen vid ca 3 m u my (i naturlig jord), utan att stöta på berg eller block. Vid schaktning i utfyllnadsområdet gjordes enstaka observationer av berg ca 1,8 – 3,5 m u my.

I SGUs kartvisare anges att jorden är normalgenomsläpplig, förutom torven norr om Kvarnsjön som beskrivs som tät. Uttagsmöjligheterna i grundvatten inom undersökningsområdet är enligt SGUs karta små till måttliga. De slugtester som utförts inom både bruksområdet och utfyllnadsområdet indikerar genomsläpplig till normaltät jord (med K-värden i storleksordningen 1E-05 till 1E-07 m/s). Grundvattnets övergripande flödesriktning bedöms baserat på området topografi och nivåmätningar av grundvattenytan vara riktad söderut, mot Kvarnsjön.

Närmaste grundvattenförekomst är enligt VISS den 0,13 km² stora sand- och grusförekomsten Dädesjöåsen, som är belägen drygt 3 km västerut, mot Hovmantorp (se Figur 1). Inga dricksvattenbrunnar finns i närområdet enligt SGUs brunnsarkiv.

5.2 Ytvattenrecipient

Det undersökta området ligger mellan två sjöar, Hyllsjön i norr (uppströms) och Kvarnsjön i söder. Dessa båda sjöar binds samman av två olika vattendrag, varav ett går igenom bruksområdet, på hyttans östra sida, och därefter ut i Kvarnsjön (söder om riksvägen) och det andra, Fagerekeån, går ca 150 – 200 m väster om bruksområdet. Fagerekeån är närmaste beslutade ytvattenförekomst enligt VISS. Vattendraget som rinner igenom bruksområdet är ingen identifierad ytvattenförekomst, och inte heller Hyllsjön och Kvarnsjön, vilka dock är upptagna i VISS som "övrigt vatten".

Vattenförekomsten Fagerekeån är ca 18 km lång, och rinner genom morän och torviga marker i Ronnebyåns avrinningsområde. VISS anger åns ekologiska status som måttlig och att den kemiska ytvattenstatusen uppnår ej god, pga kvicksilver och kvicksilverföreningar samt bromerad difenyleter. För dessa ämnen/ämnesgrupper har en nationell klassificering gjorts för alla vattendrag där mätdata saknas, på grund av förväntade förhöjda halter orsakade av storskalig atmosfärisk deposition.

VISS anger även att en betydande påverkan från punktkällor kan förväntas, på grund av två förorenade områden (riskklass 1 enligt MIFO) i närheten av vattenförekomsten, vilka är glasbruksområdet och utfyllnadsområdet (anges som deponi i VISS).

5.3 Övriga skyddsvärden

Utöver ovan nämnda skyddsvärda vatten finns inga andra identifierade skyddsvärden (naturresevat, riksintressen, övriga skyddsområden etc) i närområdet enligt Naturvårdsverkets databas Skyddad Natur.

6.0 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Nedan redovisas en övergripande bild av föroreningssituationen i respektive delområde och i recipienten, medan mer detaljerad information finns längre fram i rapporten, under själva riskbedömningsdelen. De medier som provtagits är jord, byggnadsmaterial, grundvatten, ytvatten, sediment, porvatten och biota (vattenlevande evertebrater och kräftor). För kompletta analysresultat och närmare information kring uppmätta halter och observationer i fält hänvisas till Fältrapporten (Golder, 2022). Provpunkternas läge anges i situationsplanen i BILAGA A.

Uttag av jordprover för analys utfördes antingen genom skruvborrning eller genom grävning (schaktning med maskin eller handgrävning). De uttagna proverna analyserades med avseende på metaller, och enstaka prover även med avseende på PFAS. Av fältrapporten framgår att samtliga PFAS-halter var lägre än använda lågriskjämförvärden, och PFAS i jord beaktas därmed inte vidare i riskbedömningen¹. Analys av semivolatila och volatila organiska ämnen skulle enligt provtagningsplanen ha utförts om indikationer (såsom lukt) noterades i samband med fältarbetet, men analysen utgick då så inte var fallet.

I Fältrapporten jämförs uppmätta halter i olika medier med lågriskjämförvärden, för att bedöma om området är förorenat eller inte. Halter som nedan beskrivs som förhöjda överskrider dessa jämförvärden:

- För jord används Naturvårdsverkets (NV) generella riktvärden för jord, vilka finns framtagna för känslig och mindre känslig markanvändning (NV-KM respektive NV-MKM). NVs riktvärden har även använts för byggnadsmaterial, då generella jämförvärden för detta medium saknas.
- Uppmätta halter i grundvatten har i första hand klassificerats enligt tillståndsklasserna i SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten. För ämnen som inte är upptagna i SGUs rapport (främst barium och antimon) har alternativa jämförvärden använts, i form av dricksvattenkvalitetskriterier (från i första hand svenska livsmedelsverket och i andra hand från WHO (världshälsoorganisationen)).
- De uppmätta halterna i ytvatten har jämförts mot miljökvalitetsnormer (MKN) samt Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen i ytvatten (HVMFS 2013:19).
- Som jämförvärde för sediment har i första hand miljökvalitetsnormer använts, och i andra hand jämförvärden från norska miljödirektoratet (Miljödirektoratet, 2020).
- Halter i kräftkött har jämförts med jämförs med EU-gemensamma gränsvärden för främmande ämnen i livsmedel, får de metaller där sådana finns framtagna (EG 1881/2006).

6.1 Bruksområdet

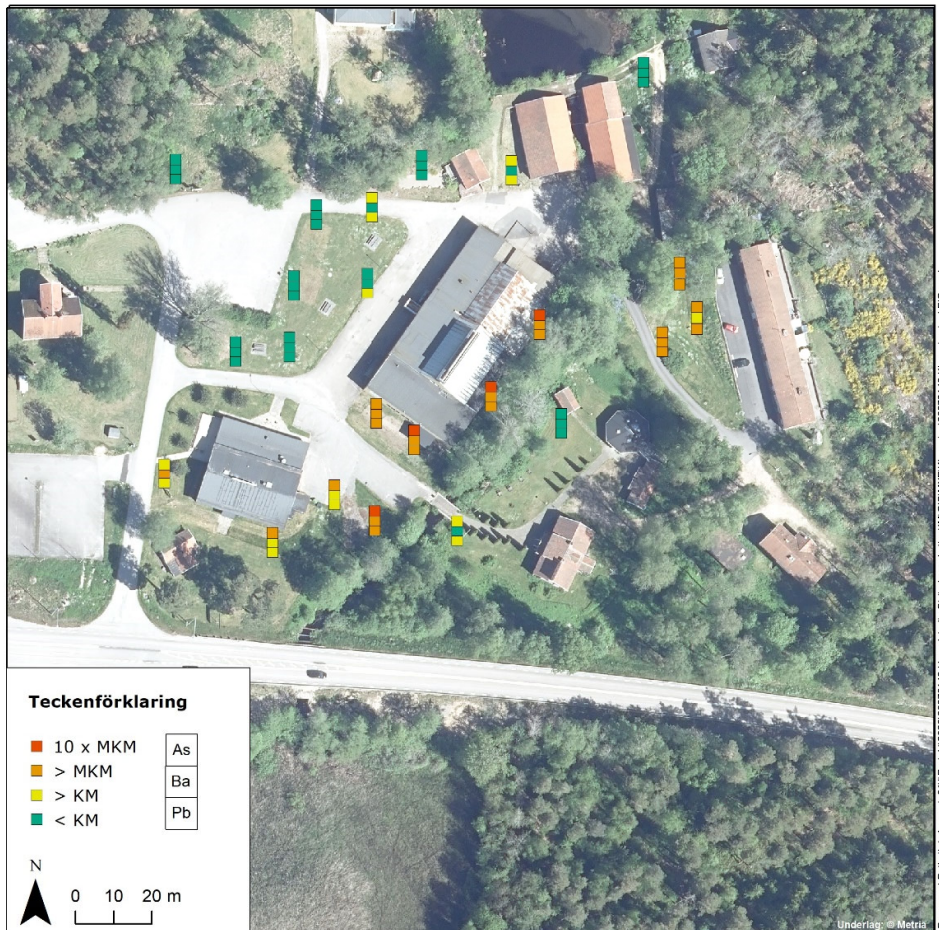
Till bruksområdet hör det tidigare verksamhetsområdet, vilket inkluderar marken kring glasbruksbyggnaden, se Figur 4. Området är drygt 20 000 m² och utgörs utöver bebyggelse av asfaltsbelagda och gräsbevuxna ytor samt vattendrag. Även den bostadslänga som ligger öster om den fd glasbruksbyggnaden har inkluderats i bruksområdet.

I Figur 5 nedan redovisas föroreningssituationen med avseende på arsenik, barium och bly inom bruksområdet. Dessa ämnen är de som föreligger i mest förhöjda halter i förhållande till använda jämförvärden, och mest utbrett inom området. I de provpunkter där analys utförts på olika djup redovisas den högsta halten i figuren.

Glasrester har främst påvisats vid byggnadens östra sida, i slänten väster om bostadslängan samt i slänten ner mot vattendraget, på den västra sidan. Förhöjda föroreningshalter av arsenik, barium, bly och i mindre

¹ Denna jämförelse är gjord mot SGIs preliminära riktvärden för jord (SGI, 2015). Efter SGIs rapport publicerades har EU tagit fram nya, lägre, riktvärdena för PFAS i livsmedel vilka sannolikt kommer innebära att SGIs riktvärden för jord sänks.

utsträckning även zink har främst uppmätts söder och öster om den gamla glasbruksbyggnaden, i både yttlig och mer djupliggande jord, samt i slänten väster om bostadslängan (där endast yttlig jord analyserats) och i slänten ner mot vattendraget. Ställvis förekommer även andra metaller (antimon, kadmium och koppar) i halter över NV-KM. I samtliga dessa lägen är även halterna av arsenik, barium och bly förhöjda.



Figur 5: Föroreningsutbredning (arsenik, barium, bly) i jord inom bruksområdet, baserad på uppmätt maxhalt i respektive provpunkt, oavsett djup.

Halterna i grundvatten inom bruksområdet är generellt lägre än använda jämförvärden (SGU klass V eller dricksvattenkvalitetskriterium för ämnen som inte ingår i SGUs bedömningsgrunder), med undantag för att något förhöjda halter av bly påvisats i två rör (norr (20GVSk3) och sydost (20GVSk7) om huvudbyggnaden) samt av arsenik i ett rör i söder (GA222GV, endast vid provtagningen i september 2021). Provpunkternas läge framgår av BILAGA A.

Resultaten pekar därmed inte på någon beaktansvärd pågående spridning av föroreningar från jord till grundvatten. I stort sett alla analyser på jord inom bruksområdet har utförts på fyllnadsjord, och eventuell förorening i underliggande naturlig jord är därmed inte känd. Att föroreningarna tycks binda hårt till partiklar (se vidare i avsnitt 7.0) och inte spridas via grundvattnet indikerar dock att ingen spridning till mer djupliggande, naturlig jord är att förvänta.

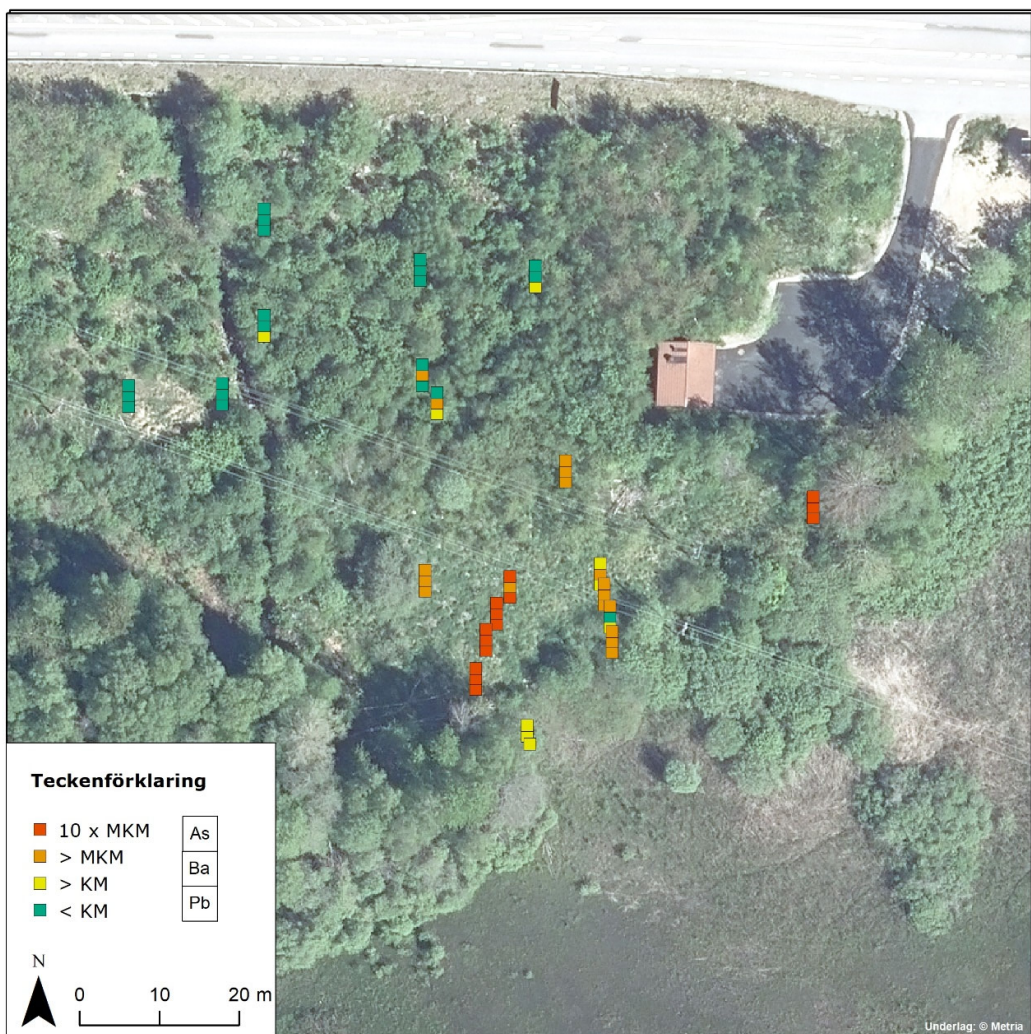
Analys av metaller i byggnadsmaterial från källarvåningen visar på halter av arsenik och bly över Naturvårdsverkets generella riktvärden för jord.

6.2 Utfyllnadsområdet

Delområdet omfattar utfyllnadsområdet söder om riksväg 25, se Figur 4. Området är ca 8 000 m² och omges av slyskog i norr och väst och av Kvarnsjön i söder. I den norra delen ligger en mindre asfalterad yta samt ett pumphus som brukas av Lessebo kommun. Pumphusets vattenledningar korsar den norra änden av utfyllnadsområdet och går därefter vidare västerut. Inom området finns snårig växtlighet och en hel del skräp (glas, betong, tegel) har noterats i yttlig jord.

Inom delområdet har stora mängder glasavfall noterats, främst i den södra delen närmast Kvarnsjön. Kraftigt förhöjda halter av arsenik, barium och bly (Figur 6), samt även zink, har uppmätts, liksom enstaka halter av kobolt och koppar. Provtagning har utförts ner till ca 1 m u my, och höga halter har uppmätts i hela jordprofilen. De allra högsta halterna har generellt uppmätts ca 0,5 m u my. Utfyllnadsmassornas mäktighet bedöms vara ca 1 – 2 m, vilket innebär att alla analyser har utförts på fyll.

I den norra delen av delområdet, där provtagning utförts i handgrävda gropar, har inget glasavfall observerats och föroreningshalterna är förhållandevis låga (Figur 6).



Figur 6: Föroreningsutbredning (arsenik, barium, bly) i utfyllnadsområdet, baserad på uppmätt maxhalt i respektive provpunkt, oavsett djup.

Kraftigt förhöjda halter av arsenik, barium, bly och antimon har uppmätts i ett av grundvattenrören inom området (20GL9, se BILAGA A). I övriga grundvattenrör inom utfyllnadsområdet är halterna betydligt lägre, med endast enstaka halter av bly över använt jämförvärde (dock betydligt lägre än i 20GL9).

Detta innebär att föroreningsspridningen från jord till grundvatten förefaller ske, men bara mycket lokalt. Halterna och haltskillnaderna mellan rören är ungefär desamma oavsett provtagningsomgång, och även vid tidigare utförda undersökningar har höga metallhalter uppmätts i enbart 20GL9 (FB Engineering 2006, Geo Innova 2007).

Vid jordprovtagningen i samband med installationen av två av de äldre grundvattenrören (20GL9 och 20GL11) uppmättes höga halter i jord i 20GL9, dock ännu högre i 20GL11, där grundvattenhalterna genomgående varit betydligt lägre. Båda rören är installerade i naturlig jord (där grundvattnet finns), med få spår av glas. En genomgång av de kemisk-fysikaliska parametrarna (se Fältrapporten) visar inte heller på några avvikelser i 20GL9 i förhållande till övriga grundvattenrör.

6.3 Utfyllnadsområde nordväst

Utöver de båda huvudsakliga delområdena som beskrivs ovan uttogs även några jordprover genom handgrävning inom ett mindre område nordväst om bruksområdet, som utifrån erhållen information skulle kunna vara ett utfyllnadsområde. Glas och skrot påvisades i en provpunkt (av totalt fyra), där även utförda analyser visade på förhöjda metallhalter i förhållande till NVs generella riktvärden. Halterna var dock betydligt lägre än de som uppmätts i de två andra delområdena. I övrigt utgjordes marken av fyllnadsmassor i form av sand och grus.

6.4 Recipient

Ytvatten uppströms, inom och nedströms undersökningsområdet (totalt sex provpunkter) har analyserats vid fyra tillfällen (april, juni, augusti och september 2021). I syfte att få en heltäckande bild av föroreningssituationen har både filtrerat och ofiltrerat vatten från stickprovtagning analyserats, och dessutom har passiv provtagning utförts. Provpunkternas placering redovisas i situationsplanen i BILAGA A och kompletta resultat i Fältrapporten (Golder, 2022).

Generellt visar resultaten från stickprovtagningen att metallhalterna i ytvatten är låga till måttligt höga i samtliga provpunkter, och inget tydligt tillskott av föroreningar från undersökningsområdet indikeras. Då halter av främst arsenik och koppar, men även bly och vid enstaka tillfällen även zink och kadmium, har uppmätts i halter över använda jämförvärden har dessa dock inkluderats i riskbedömningen. Den passiva provtagningen visar genomgående på låga föroreningshalter, långt under använda jämförvärden.

Sedimentprovtagningen, som utfördes i april 2021, visar kraftigt förhöjda halter av främst arsenik, barium och bly i provpunkten i vattendraget inom bruksområdet. Halterna i övriga provpunkter, även nedströms, är generellt låga men med enstaka uppmätta halter av bly och zink över använt jämförvärde. Tidigare utförd sedimentundersökning (Ekologgruppen 2007), som omfattade ett större antal provpunkter i nedströms belägna Kvarnsjön, visade dock på mer kraftigt förhöjda metallhalter, av framför allt arsenik och bly. Högst halter uppmättes i norr, nära utfyllnadsområdet. Även halterna i ytvatten, av främst bly, var högre än vid nu utförda provtagningar.

I samband med analysen av sedimentprover analyserades även porvatten. De uppmätta halterna av de glasbrukstypiska metallerna var högre än i ytvatten, både i uppströms och nedströms provpunkter. De högsta halterna uppmättes i provpunkten inom bruksområdet, med kraftigt förhöjda sedimenthalter.

Slutligen har analys av metallhalter i kräfta och bottenlevande evertebrater (trollsländor, sötvattengråsuggor och snäckor) utförts, av Golder respektive Pelagia. Dessa visade på något högre halter av framför allt bly i nedströmsprov jämfört med uppströms.

7.0 LAKBARHET OCH BIOTILLGÄNGLIGHET

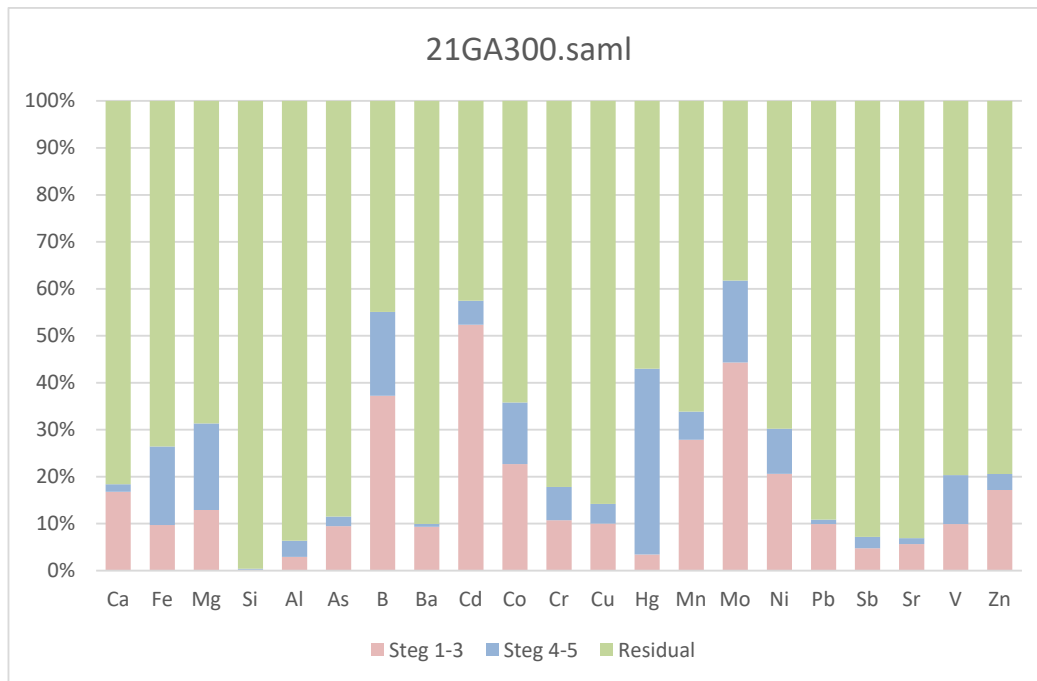
I syfte att utreda markens geokemiska egenskaper (och potentiell förorenings-spridning från undersökningsområdet) samt hur tillgängliga föroreningarna är för upptag i levande organismer har sekventiella lakförsök och UBM-test (biotillgänglighetstest) utförts. En utvärdering av för riskbedömningen relevanta resultat redovisas nedan, för kompletta resultat hänvisas till Fältrapporten.

7.1 Sekventiella lakningar

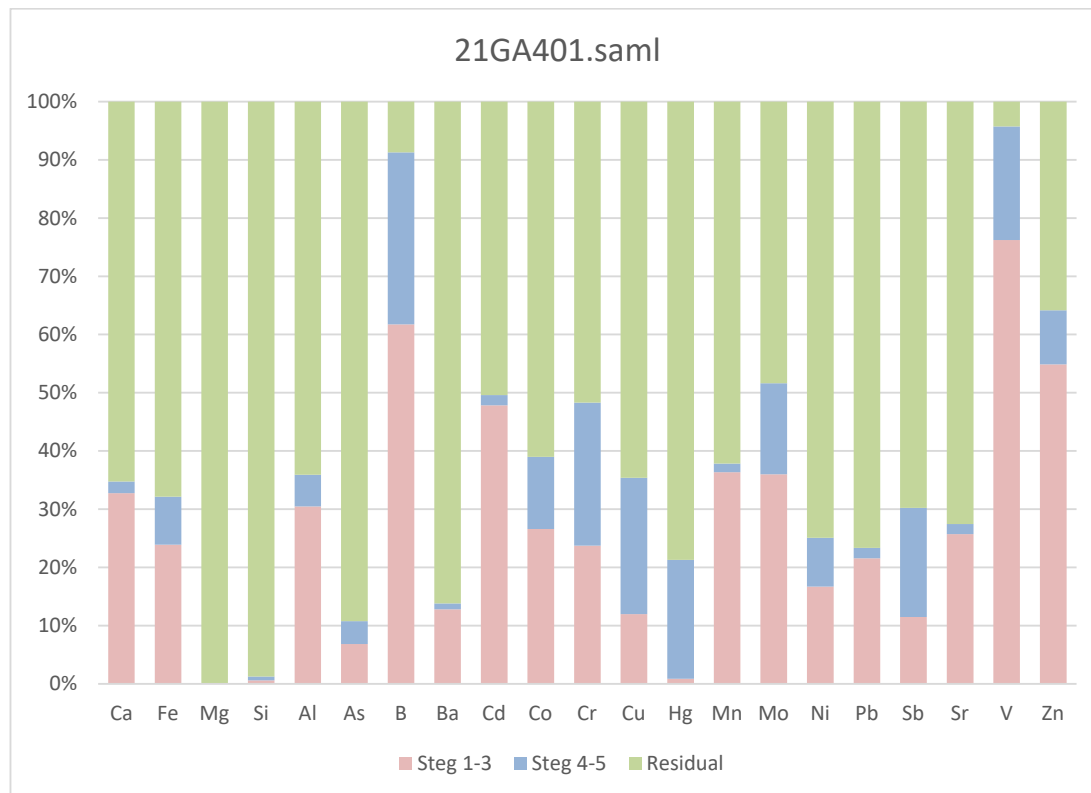
För att studera olika materials lakningsegenskaper och för att undersöka om hur olika materials metallinnehåll föreligger i de olika materialens matriser har sekventiella lakförsök utförts på olika typer av material från utfyllnadsområdet och från sediment i Kvarnsjön. De sekventiella lakningarna har utförts i fem olika steg, där olika kemikalier tillsatts i varje steg, för att motsvara utlakningen av ämnen fastlagda i olika material.

Som framgår av fältrapporten visar resultaten generellt på låg lakbarhet. Merparten av metallinnehållet återfinns i residualfasen efter genomförd sekventiell lakning, vilket innebär att det inte lakats ut under något av de fem stegen. Av de material som testats är lakbarheten generellt störst i sediment och lägst i glasavfallet. För typiska glasbruksföroreningar som föreligger inom området (så som arsenik, barium och bly) är lakbarheten låg i samtliga prover, och nästan obefintligt i glasmaterialaet.

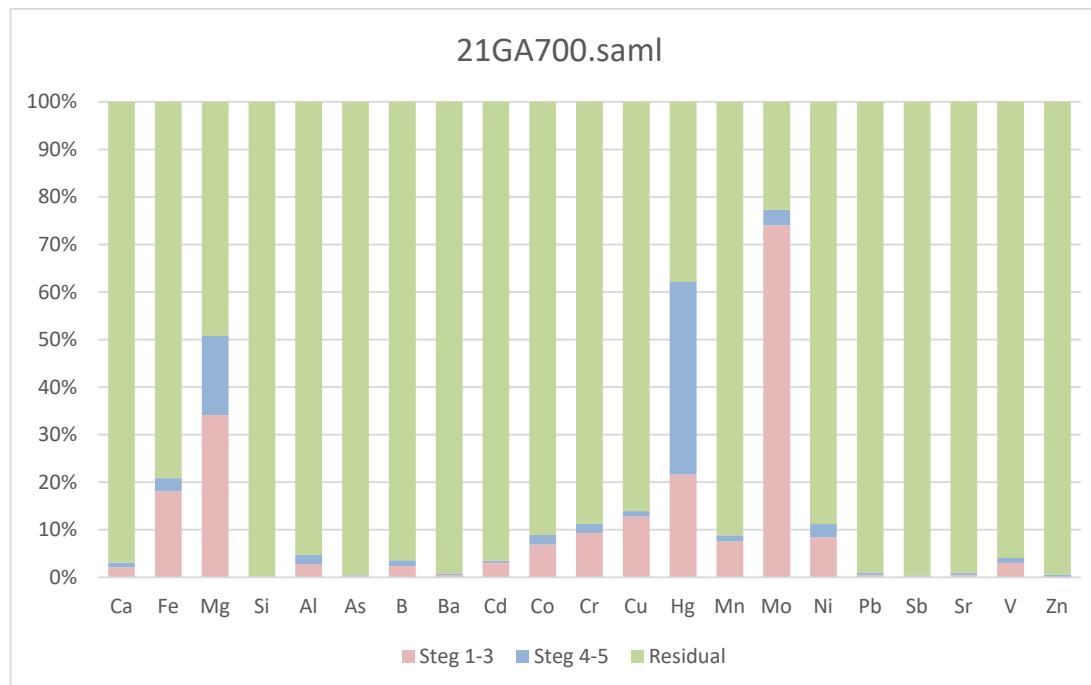
De tre första lakstegen kan användas för att uppskatta andelen av ett ämne som är biotillgänglig i respektive matris, som ett komplement till utförda biotillgänglighetstester (se nedan). I figurerna nedan redovisas resultaten med avseende på metallernas teoretiska biotillgänglighet utifrån resultatet av det sekventiella lakförsökets tre första steg (presenteras som rosa stapel).



Figur 7: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (massor från utfyllnadsområdet).



Figur 8: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (sediment från Kvarnsjön).



Figur 9: Potentiell biotillgänglighet från sekventiell lakning (glasavfall från utfyllnadsområdet).

Av figurerna ovan framgår att biotillgängligheten baserat på de sekventiella lakningarna är förhållandevis låg, för de relevanta ämnena. Resultaten redovisas även som procentsatser i tabellen nedan:

Tabell 1: Uppskattad biotillgänglighet (%) baserat på sekventiella lakningar steg 1 – 3

	Fyllnadsjord	Sediment	Glasavfall
Antimon	4,8	11	0,2
Arsenik	9,4	6,8	0,4
Barium	9,3	13	0,5
Bly	9,9	22	0,5
Kadmium	52	48	3
Kobolt	23	27	6,9
Koppar	10	12	13
Kviksilver	3,4	0,9	22
Zink	17	55	0,5

Resultaten indikerar att biotillgängligheten för de ämnen som föreligger i mest förhöjda halter och som kan kopplas till glasbruksverksamheten (arsenik, barium och bly) är liten i fyllnadsjorden, något större i sedimenten och mycket begränsad i glasmaterialiet. Analysen av totalhalter i proverna inför lakförsöken visar på mycket höga halter av arsenik, barium och bly i glasavfallet, och även i fyllnadsjorden och sediment är halterna förhållandevis höga.

7.2 UBM

UBM (Unified Barge Method) är en metod som syftar till att återskapa miljön i människans mag- och tarmkanal för att på så sätt möjliggöra en bedömning rörande biotillgänglighet av metaller i jord, vid oralt intag. Metoden påminner om det sekventiella lakningsförsöket då materialet sekventiellt utsätts för vätskor som syftar till att simulera olika steg under matsmältningen (generellt kan man anta att den andel av ett ämne som lakar ut under de tre första stegen i en sekventiell lakning indikerar den biotillgängliga andelen).

UBM-försöken utförs som två olika simuleringar där den första simuleringen "Gastric" syftar till att simulera miljön i magsäcken. I den andra simuleringen med benämning "Gastric-intestinal" tillsätts ytterligare vätskor i syfte att simulera miljön i mag- och tarmkanalen. Efter de två simulationerna görs analyser på respektive lakningsvätska med avseende på metaller för att utifrån detta ge en uppfattning om metallens biotillgänglighet i händelse av att en person sväljer jord.

I tabellen nedan redovisas värden för biotillgängligheten för utvalda ämnen baserat på UBM-testen, där "gastric-intestinal" valts då detta efterliknar situationen i tunntarmen vilket bäst bedöms illustrera upptaget i människokroppen och rekommenderas som lämpligt mått av SGI (som utfört analysen).

Tabell 2: Biotillgänglighet (%) enligt UBM (upptag i tarm "gastric-intestinal")

	Bruksområdet (söder om byggnaden)	Bruksområdet (öster om byggnaden)	Utfyllnadsområdet
Antimon	11	13	21
Arsenik	35	9	50
Barium	8,7	5,8	19
Bly	17	1,4	13
Kadmium	41	15	46
Kobolt	8,7	15	14
Koppar	21	33	25
Zink	8,5	17	8,4

Av tabellen ovan framgår att biotillgängligheten för de glasbrukstypiska föroreningarna arsenik, barium och bly ligger på mellan 1,4 och 50 %. Biotillgängligheten är lägst i provet uttaget öster om huvudbyggnaden och högst i provet från utfyllnadsområdet.

Det är värt att noteras att i provet från öster om byggnaden visade totalhaltsanalysen på mycket höga halter av framför allt arsenik och bly, medan metallhalterna i de båda andra proverna bedöms som måttliga (se Fältrapport för kompletta resultat).

Valet av prover som analyserats skiljer sig något; sekventiell lakning har utförts på skilda typer av material (fyll, glas, sediment) i syfte att kunna se eventuella skillnader i lakbarhet (och därmed biotillgänglighet) medan valet av prover för UBM-försök gjort med utgångspunkt i var exponeringsrisken för skyddsobjekten är störst.

Båda typerna av test har utförts på fyllnadsmaterial från utfyllnadsområdet, och resultaten jämförs i Tabell 3 nedan. För sekventiell lakning uttogs ett samlingsprov från hela den södra delen av utfyllnadsområdet, för UBM uttogs ett samlingsprov från schakten GA306 (se BILAGA A).

Tabell 3: Jämförelse biotillgänglighet (%) sekventiella lakningar och UBM på jord från utfyllnadsområdet

	Sekventiella lakningar	UBM
Antimon	4,8	21
Arsenik	9,4	50
Barium	9,3	19
Bly	9,9	13
Kadmium	52	46
Kobolt	23	14
Koppar	10	25
Zink	17	8,4

Av tabellen framgår att UBM för de flesta ämnen i detta fall visar på högre biotillgänglighet än de sekventiella lakningarna. Vid bedömning av biotillgänglighet i hälsoriskbedömningen kommer UBM beaktas i första hand, men där de sekventiella lakningarna visar på större utlakning kommer även dessa beaktas, av konservativa skäl.

Notera att totalhalterna i provet som analyserades enligt UBM var förhållandevis låga i förhållande till de föroreningshalter som i övrigt påvisats inom utfyllnadsområdet. Halterna i det prov som undersöktes via sekventiell lakning var något högre. Materialet i båda proverna var av liknande sammansättning.

8.0 PROBLEMBESKRIVNING

I föreliggande avsnitt redovisas en övergripande redogörelse över de aspekter som påverka riskbilden. Denna tas fram med utgångspunkt i de avgränsningar och förutsättningar som beskrivs i rapportens inledande avsnitt, de övergripande åtgärdsmålen, relevanta föroreningar, identifierade skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. I avsnittet redovisas också en konceptuell modell över undersökningsområdet.

8.1 Potentiellt beaktansvärda föroreningar

Den huvudsakliga föroreningskällan utgörs av rester från glastillverkningen, som främst finns i utfyllnadsområdet, men ställvis även inom bruksområdet och som även har observerats i sediment. Av den övergripande beskrivningen av föroreningssituationen i kapitel 6.0 och den jämförelse av uppmätta halter i olika medier mot tillämpliga jämförvärden som utförts i Fältrapporten (Golder, 2022), framgår att jorden inom både bruks- och utfyllnadsområdet främst är förorenad med avseende på arsenik, barium och bly. Samtliga metaller som i någon punkt uppmätts i halter som överskrider valda jämförvärden (NV-KM) har inkluderats i riskbedömningen, men fokus ligger på de ovan nämnda primära, föroreningarna.

För grundvatten har jämförvärden som avser skydd av grundvatten använts, och som nivå för att bedöma om en förorening är dimensionerande eller inte har SGU klass 5 eller dricksvattenkvalitetskriteriet valts (för samtliga aktuella metaller sammanfaller dessa värden). Då utfyllnadsområdet ligger i direkt anslutning till ytvatten är det även skyddsvärt som spridningsväg till ytvatten, vilket gör att även ämnen som överskrider ett jämförvärde för skydd av vattenlevande organismer kan vara värda att beakta. I föreliggande fall bedöms dock ytvattenprovtagningen vara så pass omfattande att eventuell spridning från området bäst bedöms genom att titta på resultaten från den.

Jämförvärden för ytvatten och sediment saknas för vissa ämnen, främst barium. Om halterna i nedströms belägna sediment är högre än de uppströms, eller om ett ämne föreligger i förhöjd halt i något annat medium har detta ämne inkluderats i riskbedömningen. Screeningen av relevanta föroreningar i recipienten baseras på de undersökningar som utförts under 2021, vilka bedöms som mest representativa för exponeringen i sediment (jämfört med resultaten från undersökningen 2007).

Utifrån ovanstående har följande föroreningar identifierats som relevanta för riskbedömningen:

Tabell 4: Potentiellt beaktansvärda föroreningar

Jord	
<i>Bruksområde</i>	Antimon, arsenik, barium, kadmium, koppar, bly, zink
<i>Utfyllnadsområde</i>	Arsenik, barium, kadmium, kobolt, koppar, bly, zink
<i>Utfyllnadsområde NV</i>	Antimon, barium, kadmium, kvicksilver, bly, zink
Byggnadsmaterial	Arsenik, bly
Grundvatten	
<i>Bruksområde</i>	Arsenik, bly
<i>Utfyllnadsområde</i>	Antimon, arsenik, barium, bly
Sediment	Arsenik, barium*, bly, zink
Ytvatten	Arsenik, barium*, kadmium, koppar, bly, zink
Biota	Arsenik, bly

*Jämförvärde saknas, men kraftigt förhöjda halter i förhållande till uppströms provpunkter föreligger

Inga parametrar utöver metaller och PFAS (som inte föreligger i halter över använda lågriskjämförvärden) har analyserats. Analys av semivolatila och volatila organiska ämnen skulle enligt provtagningsplanen utföras om indikationer (såsom lukt) noterades i samband med fältarbetet, men analysen utgick då så inte var fallet.

8.2 Skyddsobjekt

Nedan redovisas de skyddsobjekt som identifierats som relevanta:

Människor

- Människor som vistas inom området (bruks- och utfyllnadsområdet) eller i närområdet.

Ingen verksamhet bedrivs inom bruksområdet i dagsläget, men området nyttjas för t.ex. hundpromenader. Vidare har bostadslängan öster om glasbruksbyggnaden inkluderats i undersökningsområdet, vilket innebär att det finns människor som bor inom bruksområdet. Utfyllnadsområdet är generellt otillgängligt och täckt av tät, snårig växtlighet. Det ligger mellan vägen och den sumpiga, norra delen av Kvarnsjön, och under normala omständigheter är det inte sannolikt att människor vistas här, åtminstone inte annat än tillfälligt.

Det bör noteras att risk kan föreligga vid exponering för föroreningar i marken, men även i form av fysiska risker pga. förekomst av glasavfall.

- Människor som nyttjar närliggande vattendrag för rekreation, t.ex. bad och fiske.

Marken vid den norra delen av den nedströms belägna Kvarnsjön är sank och sumpig, och inbjuder inte till bad eller annan rekreation. Inte heller i något av de två vattendrag som provtagits finns några lämpliga ställen för bad, utan närmaste utpekade badplats finns i den sydligaste delen av Hyllsjön, en bit öster om bruksområdet (uppströms). Sjöarna i omgivningen används dock för fiske.

- Människor som arbetar inom undersökningsområdet.

När det gäller människor som utför markarbeten (schaktning) inom området antas de vara medvetna om föroreningssituationen och vidta erforderliga åtgärder för att förhindra att de exponeras för föroreningar och glaskross.

Miljö

- Markmiljön (inom ej asfalterade/bebyggda delar av undersökningsområdet).

- Växter och djur inom undersökningsområdet, samt i närområdet.

Djur som kan tänkas vistas inom området i viss utsträckning är vilda djur (såsom hare och rådjur), men framför allt hundar då närboende nyttjar bruksområdet som promenadstråk.

Djur som vistas inom området kan exponeras för föroreningar, men även glaskross (fysiska risker).

- Ytvatten som naturresurs samt vatten- och sedimentlevande organismer i recipienten.

Då inga vattenbrunnar eller identifierade grundvattenförekomster finns i närområdet bedöms grundvattnet inom det aktuella området egentligen inte vara skyddsvärt i sig, men grundvatten bör alltid beaktas och är i föreliggande fall skyddsvärt som spridningsmedium till Kvarnsjön. Strömbergshyttan är anslutet till kommunalt vatten och inget framtida grundvattenuttag är vad Golder erfar att förvänta. Som framgår av avsnitt 5.0 är avståndet till närmsta grundvattenförekomst stort.

8.3 Spridningsvägar

Nedan listas konstaterade och potentiella spridningsvägar, vilka beskrivs och diskuteras vidare i kapitel 9.0.

- Utlakning från jord till grundvatten, och vidare till ytvatten och sediment.
- Spridning från förorenade sediment till ytvatten.
- Ytavrinning samt erosion i strandkanten.
- Damning.
- Upptag av växter/andra levande organismer från förorenad mark, och eventuellt vidare spridning till högre djur.

Spridning av föroreningar kan även ske i samband med markarbeten. Människor som utför markarbeten antas vara medvetna om föroreningsituationen och vidta lämpliga skyddsåtgärder för att förhindra förorenings-spridning i samband med ingrepp i marken.

8.4 Exponeringsvägar

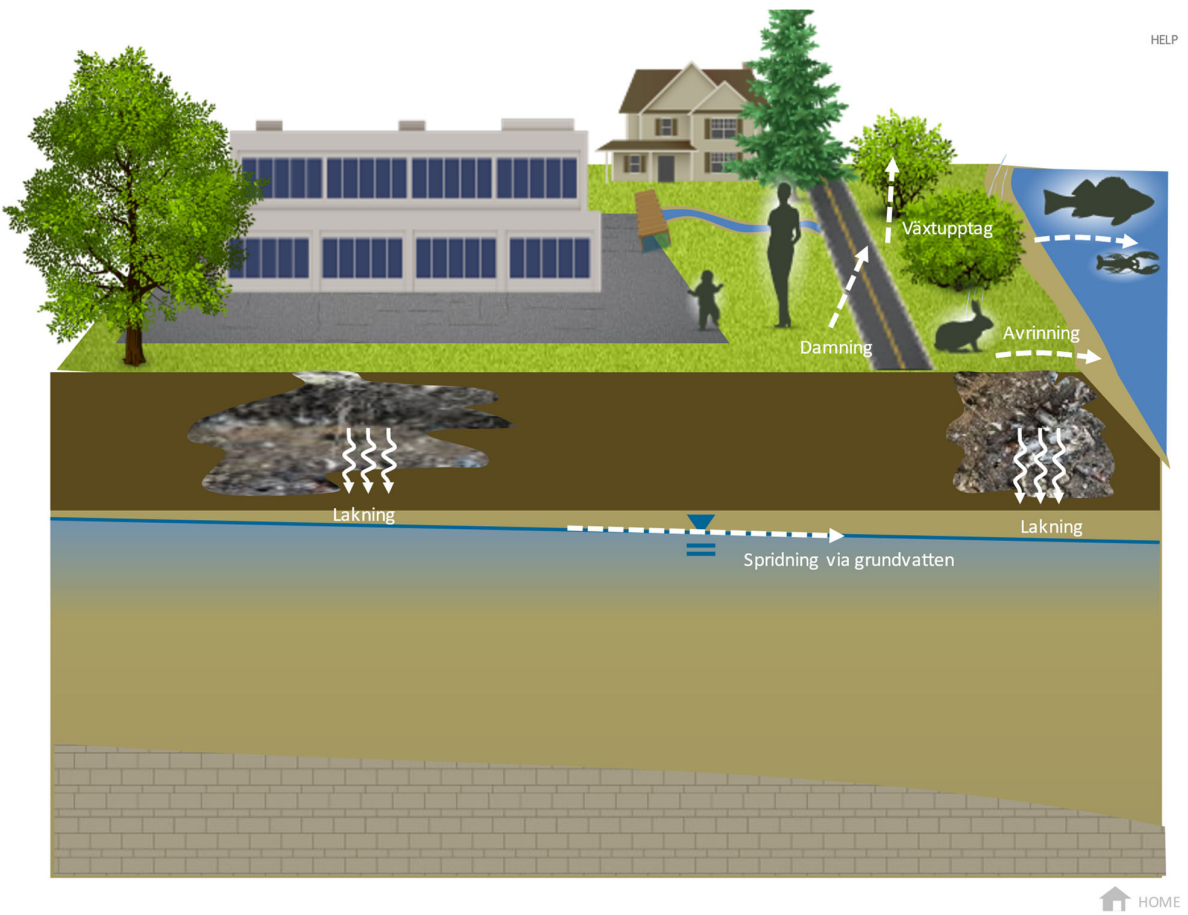
Följande potentiella exponeringsvägar har identifierats. Dessa gäller generellt både människor och djur.

- Direkt exponering för förorenad jord (via oralt intag, hudkontakt och/eller inandning av damm)
- Direkt exponering för förorenat byggnadsmaterial, i den tidigare glasbruksbyggnaden
- Direkt exponering för förorenat ytvatten/sediment.
- Intag av fisk och/eller kräftor.
- Intag av växter.

Ingen odling av grödor sker såvitt Golder erfar i dagsläget, men det kan inte uteslutas att det finns bär eller svamp inom undersökningsområdet. Inga direkt ätbara växter eller svampar har dock observerats i samband med platsbesök (som utförts under vår, sommar och höst, dvs i säsong för växter och svampar). Det kan heller inte uteslutas att människor som bor i bostadslängan vill kunna använda omgivande mark för odling.

8.5 Konceptuell modell

I Figur 10 redovisas en konceptuell modell för Strömbergshyttans f.d. glasbruk. I figuren redovisas vilka skyddsobjekt som bedöms vara aktuella samt hur dessa kan exponeras för förorening. Det bör noteras att modellen inte avspeglar förhållandena mellan olika ytor och jorddjup så som de är i verkligheten.



Figur 10: Konceptuell modell. Potentiella spridningsvägar redovisas i form av streckade linjer.

9.0 FÖRORENINGSSPRIDNING

9.1 Utlakning från jord till grundvatten

Spridning till och via grundvatten utgör ofta en viktig spridningsväg, som dock förefaller vara begränsad i föreliggande fall. De uppmätta halterna i grundvatten är generellt låga, och inte förhöjda i förhållande till använda jämförvärden (motsvarande skydd av dricksvatten). Detta är inte oväntat, dels då de förorenade fyllnadsmassorna ligger ovan grundvattenytan, och dels då den utlakning som kan ske genom infiltrerande nederbörd sannolikt är liten, baserat på resultaten från utförda laktester som visar att föroreningarna binder hårt till jordmatrisen. Något förhöjda halter i grundvatten har dock uppmätts ställvis, både inom bruksområdet (bly, arsenik) och i utfyllnadsområdet (bly). I en provpunkt inom utfyllnadsområdet har kraftigt förhöjda halter av arsenik, bly, barium och antimon påvisats. I närliggande provpunkter är halterna dock betydligt lägre, vilket indikerar lokal utlakning, och ingen utbredd grundvattenförorening. Halterna i det aktuella röret har varit höga vid samtliga fyra provtagningsomgångar, och även vid tidigare utförda undersökningar (FB Engineering 2006, Geo Innova 2007).

Ovanstående pekar på att viss (liten) spridning kan ske via grundvattnet till Kvarnsjön. Uppmätta halter i sjövattnet är dock låga, både vid passiv provtagning och stickprovtagning, vilket tyder på att eventuell föroreningsspridning till ytvatten via grundvatten inte är beaktansvärd ur ett riskperspektiv. Då utfyllnadsområdet ligger i direkt anslutning till sjön, borde eventuellt pågående spridning visas i ytvattnet, utan fördröjning. Inte heller de uppmätta halterna i sediment bedöms som höga. Sammanfattningsvis bedöms därmed spridningsrisken (och belastningen) till ytvattnet i Kvarnsjön, och vidare till sediment och biota, via utlakning i grundvatten i nuläget som liten. Resultaten från undersökningen 2007 (Ekologgruppen 2007) visar dock på högre halter i främst sediment, men även i ytvatten, vilket indikerar att sjön påverkats av den tidigare glasbruksverksamheten; antingen genom spridning från utfyllnadsområdet eller genom att avfall från verksamheten placerats i sjön.

9.2 Från sediment till ytvatten

I sedimentprovpunkten i vattendraget inom bruksområdet har mycket höga halter av glasbrukstypiska föroreningar, främst arsenik, barium och bly påvisats. Då glasavfall observerats i vattendraget, och den aktuella provpunkten ligger i anslutning till där glasavfall påvisats på land, bedöms det som troligt att sedimenten förorenats genom att glasavfall dumpats eller hamnat i ån, dvs. att sedimenten inte förorenats genom diffus spridning exempelvis via grundvatten eller damning från landområdet. Glasavfall observerades även i Fagerekeån, väster om bruksområdet. I denna provpunkt var dock föroreningshalterna klart lägre (framför allt med avseende på bly och arsenik) och det är inte klarlagt vilket ursprung detta glasavfall har. Det kan inte uteslutas att det hör ihop med den lilla mängd glasavfall som observerats inom utfyllnadsområdet i nordväst, och det kan heller inte uteslutas att mer utbredd utplacering av glasavfall utanför bruksområdet har förekommit.

Halterna av arsenik och bly i porvatten i provpunkten inom bruksområdet var klart högre än i övriga provpunkter, vilket indikerar att viss spridning från de förorenade sedimenten sker. Halterna av dessa ämnen i ytvatten (och bottenvatten) är generellt dock inte högre än i de andra provpunkterna, vilket tyder på att utspädningen i vattendraget är så pass stor att den pågående spridningen till ytvatten inte är mätbar. Högst föroreningshalter i ytvatten har istället uppmätts i provpunkten som är belägen vid Kvarnsjöns östra strand, dvs den mest nedströms belägna provpunkten. De näst högsta sedimenthalterna av ämnen som arsenik och bly finns här, men de är betydligt lägre än de halter som uppmätts i provpunkten inom bruksområdet, och inte mycket högre än i övriga provpunkter. Inga synliga spår av föroreningar noterades i sedimenten, som var gytjiga med mycket växtdelar och rötter. Dock är ytvattnet betydligt mer stillastående här än i vattendraget inom bruksområdet, och den mindre utspädningen skulle kunna förklara de högre vattenhalterna.

Uppmätta halter i ytvatten visar generellt på små skillnader mellan filtrerade och ofiltrerade prover, vilket pekar på att spridningen av partikelbundna föroreningar är begränsad. Viss skillnad kan dock noteras för främst bly, där halterna i de ofiltrerade proverna i många fall är klart högre än i de filtrerade. Detta skulle kunna indikera att bly adsorberar bättre till partiklar än de övriga undersökta ämnena, vilket dock inte styrks av resultaten från sekventiell lakning på sediment.

9.3 Övriga spridningsvägar

Övriga identifierade spridningsvägar är ytlig avrinning, och erosion i strandkanten, damning samt spridning via upptag i levande organismer. Spridning via damning och upptag i växter ingår i NV:s riktvärdesmodell, och då denna används i riskbedömningen nedan beaktas dessa spridningsvägar när det gäller risker för människors hälsa. Damning bedöms främst kunna utgöra en beaktansvärd spridningsväg inom områden som inte är bevuxna, bebyggda eller asfalterade. Det innebär att spridningsrisken är liten inom huvuddelen av området, men det finns mindre ytor (t.ex. precis söder om den tidigare glasbruksbyggnaden) som inte är täckta.

Ingen analys av växter har utförts inom ramen för föreliggande projekt, men analyser från andra före detta glasbruk i Småland visar generellt på lågt upptag i grödor, trots höga föroreningshalter i jord. Detta beror sannolikt till stor del på att föroreningarna binder hårt till marken, och att de därmed inte är tillgängliga för upptag. Den studie som utförts av Pelagia (2022) för att utreda eventuellt upptag i bottenlevande evertetrater (trollsländor, sötvattengräsuggor och snäckor) samt potentiell spridning vidare i näringskedjan visar på något högre halter av arsenik och bly i organismer från Kvarnsjön, jämfört med de i Hyllsjön, vilket skulle kunna bero på förorenings-spridning från området och efterföljande upptag. Ingen tydlig påverkan från verksamheten har påvisats utifrån nu utförd sediment- och ytvattenprovtagning i Kvarnsjön, men tidigare utförd provtagning (Ekologgruppen, 2007) visar på förhöjda halter av arsenik och bly. Vidare visar Pelagias undersökning på att ingen biomagnifiering i näringskedjan indikeras.

Partikelbunden spridning från utfyllnadsområdet till Kvarnsjön, via avrinning eller erosion, kan inte helt uteslutas, men har inte kunnat kvantifieras. Detta gäller även vattendraget inom bruksområdet, där glasavfall observerats i anslutning till, men även i ån, vilket indikerar att spridning dit kan ha skett via erosion och/eller att avfall rasat ner i ån. Slänten med glasavfall är dock bevuxen med tät vegetation, vilket försvårar denna typ av spridning.

Eventuell spridning från mark till Kvarnsjön torde begränsas av den kraftiga vegetation som finns både inom utfyllnadsområdet och i den sumpiga, våtmarksliknande norra delen av sjön. Uppmätta halter i ytvatten pekar inte på någon signifikant, pågående förorenings-spridning, och ingen omfattande spridning verkar heller ha skett historiskt, baserat på de uppmätta halterna i sediment.

9.4 Potentiell framtida spridning

Föroreningarna har funnits länge på platsen. Det var mer än 40 år sedan verksamheten inom området avslutades. Under normala förhållanden bedöms därmed ett jämviktsläge råda, och inga markanta förändringar med avseende på förorenings-spridning är att förvänta. Om det sker omfattande ingrepp inom området, såsom schaktarbeten, kan detta dock komma att förändras. Om förorenade massor friläggs kan de komma att påverkas av luftens syre, och av nederbörd, vilket ändrar de geokemiska förhållandena och föroreningar som i dagsläget är fastlagda kan bli mer mobila. Detta gäller främst för jord/fyllnadsmassor, inte för glasmaterial.

Resultaten från de sekventiella lakningarna visar att glasmaterialet har en begränsad lakbarhet, vilket generellt indikerar en hög resistens mot geokemiska förändringar, t.ex. ändrat pH eller redoxpotential. Även i jordprovet är påvisad lakning låg, om än något högre än i glasavfallet. Gällande de dimensionerande föroreningarna (arsenik, barium och bly) föreligger ca 90 % av föroreningen i residual fas efter utförd sekventiell lakning, vilket innebär att inte heller fyllnadsjorden bör påverkas av geokemiska förändringar i

någon större utsträckning. Av resterande förorening (ca 10 %) förefaller en förhållandevis stor andel laka redan under det första laksteget, vilket indikerar att dessa ämnens mobilitet ökar redan vid mindre förändringar av t.ex. pH. Utlakningen av de flesta metaller förväntas öka med sjunkande pH, medan t.ex. arsenik kan antas fastlägga bättre vid något surare förhållanden.

I ett något längre perspektiv kan klimatförändringar bidra till ändrade förutsättningar gällande föroreningsspridning. Ökad nederbörd kan leda till ökad grundvattenbildning, vilket kan medföra ökad spridning via grundvatten. En förutsättning för att så skall ske är att utlakningen ökar, i dagsläget är halterna i grundvatten generellt låga. Utifrån de sekventiella lakförsöken uppvisar dock materialet ett högt pH över tid vilket indikerar god buffringskapacitet. Det bör vidare noteras att ökad nederbörd leder till mer vatten i recipienten generellt, vilket innebär större utspädning och att ökad utlakning från området därmed inte nödvändigtvis leder till högre föroreningshalter i sjön. På sikt kan även grundvattennivån stiga, vilket kan innebära att även fyllnadsmassor som ligger längre upp i jordprofilen kan komma att stå i ständig kontakt med grundvattnet, vilket ökar risken för utlakning.

Ökad nederbörd kan även leda till ökat flöde/fluktuationer i recipienten, vilket kan innebära ökad föroreningsspridning genom erosion i strandkanten vid utfyllnadsområdet samt eventuellt även ökad föroreningsspridning genom att sjön vid höga nivåer i större utsträckning kan skölja igenom delar av utfyllnadsområdet och föra med sig föroreningar. Det innebär en risk för ökad transport av lösta och partikelbundna föroreningar. Detta gäller dock även andra områden, vilket innebär en utspädning och det är därmed inte säkert att halterna i recipienten ökar. Vid kraftigt ökade vattennivåer i Kvarnsjön kan utfyllnadsområdet i framtiden komma att stå under vatten, och därmed utgöra en del av sjön.

10.0 RISKBEDÖMNING

I föreliggande avsnitt redovisas själva riskbedömningen med avseende på människors hälsa och på miljön, med framtagande av representativa föroreningshalter samt använda jämförvärden och effektkoncentrationer.

Som framgår av problembeskrivningen bedöms människor kunna exponeras via kontakt med förorenad jord, byggnadsmaterial, sediment och ytvatten samt via intag av biota (kräftor). Då inget uttag av grundvatten sker inom eller nedströms området bedöms ingen direkt exponering för förorenat grundvatten vara att förvänta.

Förutom risker kopplande till föroreningssituationen kan även fysiska risker föreligga på grund av förekomst av glasavfall. Detta gäller främst inom utfyllnadsområdet, men ställvis även inom bruksområdet, inklusive i sediment.

10.1 Representativa halter

Representativa halter är de halter som bäst representerar föroreningssituationen inom ett område, utan att risken underskattas. De baseras företrädesvis på statistik över uppmätta halter, vilket statistiskt mått som används beror på dataunderlagets storlek och önskemål om säkerhet i bedömningen. I föreliggande fall har statistik på uppmätta halter i jord för de ämnen som bedöms som dimensionerande för bruksområdet respektive utfyllnadsområdet (se Tabell 4).

Vid beräkning av statistik har resultaten från både analys av lakbara halter samt totalhaltsanalyser inkluderats, även om de inte är helt jämförbara. Naturvårdsverkets riktvärden för jord är främst avsedda att användas för lakbara halter, och att ha med resultaten från totalhaltsanalysen innebär ett konservativt angreppssätt. Hur många analyser av respektive typ som utförts i de olika delområdena framgår av Fältrapporten. Halter under laboratoriets rapporteringsgräns ansatts som halva rapporteringsgränsen. Resultaten från de prover som analyserats inför UBM-test eller sekventiell lakning har inte inkluderats i statistiken. Resultaten redovisas i Tabell 5 och Tabell 6 nedan, tillsammans med Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning (KM och MKM). I kolumnen med antalet analyser anges först det totala antalet, och inom parentes antalet analysresultat över laboratoriets rapporteringsgräns.

Representativa halter för jord har i föreliggande fall tagits fram för hela jordprofilen, dvs. baserat på samtliga analysresultat oavsett jorddjup. Ibland görs en indelning i djupled för att ta hänsyn till att skyddsobjekten (såsom människor, djur och marklevande organismer, se kapitel 8.0) främst exponeras för ytlig jord. I föreliggande fall visar en översyn av analysresultaten dock inte på några egentliga haltskillnader i djupled (i fyllnadsmassorna). Detta tillsammans med det faktum att ett större antal analysresultat innebär större säkerhet vid statistisk bearbetning ligger till grund för valet att räkna statistik baserat på samtliga analysresultat.

För bruksområdet och det huvudsakliga utfyllnadsområdet (söder om vägen) har den övre 95-procentiga konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM₉₅) tagits fram och ansatts som representativ exponeringshalt, vilket rekommenderas av NV för en väldefinierad säkerhet för att inte underskatta risken. UCLM₉₅ kan sägas representera ett värde som det verkliga medelvärdet med 95 % sannolikhet underskrider, och att använda UCLM₉₅ som representativ exponeringshalt i en riskbedömning innebär därmed att en jämförelse görs mellan ett valt effektbaserat haltkriterium och medelvärdet, med en definierad säkerhetsmarginal. Sannolikheten att den verkliga medelhalten är högre än UCLM₉₅ är alltså 5 %, vilket är en osäkerhet som generellt bedöms vara acceptabel vad gäller riskbedömning av förorenade områden. I föreliggande fall har UCLM₉₅ beräknats med amerikanska Naturvårdsverkets (US EPA) programvara ProUCL, som ursprungligen togs fram just i syfte att beräkna statistik av analysvärden från ett förorenat område.

För bedömning av akut toxicitet och korttidseffekter, där NVs riktvärden avser enstaka exponering, har uppmätta maxhalter ansatts som representativa halter. Om maxhalten är uppmätt i djupliggande jord görs

även en bedömning utifrån den högsta halten i yttlig jord (<0,5 m u my), då det är mest troligt att eventuell enstaka exponering sker i yttlig jord.

Tabell 5: Statistik över föroreningshalter i jord inom bruksområdet (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (rpt*)	Min	Median	Medel	UCLM95	Max	KM	MKM
Antimon	25 (25)	0,08	2,2	4,4	7,5	29	12	30
Arsenik	29 (28)	<0,5	24	170	334	2 310	10	25
Barium	29 (29)	9,5	112	422	697	2 980	200	300
Bly	29 (29)	5,6	135	554	981	2 720	50	400
Kadmium	29 (25)	<0,1	0,4	0,6	0,8	3,4	0,8	12
Koppar	29 (29)	1,3	16	25	35	180	80	200
Zink	29 (29)	3,3	79	251	575	2 030	250	500

*antalet analyser över laboratoriets rapporteringsgräns

Tabell 6: Statistik över föroreningshalter i jord inom utfyllnadsområdet (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (rpt*)	Min	Median	Medel	UCLM95	Max	KM	MKM
Arsenik	24 (23)	<3	30	566	2 988	4 670	10	25
Barium	24 (24)	19	734	2 825	5 538	20 800	200	300
Bly	24 (23)	<1	295	9 500	24 110	129 000	50	400
Kadmium	24 (19)	<0,1	0,2	0,6	1,9	7	0,8	12
Kobolt	24 (23)	<0,1	2,6	4,9	12	40	15	35
Koppar	24 (23)	<1	9,1	60	243	1 010	80	200
Zink	24 (23)	<4	177	1 750	6 758	14 000	250	500

*antalet analyser över laboratoriets rapporteringsgräns

Av tabellerna framgår att det för många metaller är förhållandevis stor skillnad mellan median- och medelvärden, vilket indikerar att ett mindre antal mycket höga halter ger stort genomslag på medelvärdet. Detta gäller särskilt inom utfyllnadsområdet.

För utfyllnadsområde nordväst är antalet analyser för litet (endast tre stycken) för att ligga till grund för någon meningsfull statistisk bearbetning, och därför ansåts den uppmätta maxhalten som representativ exponeringshalt (se Tabell 7). Notera att halter över NVs generella riktvärden endast påvisats i en av de tre provpunkterna.

Tabell 7: Uppmätta maxhalter i jord, utfyllnadsområde NV (mg/kg TS)

Ämne	Max	KM	MKM
Antimon	21	12	30
Barium	341	200	300
Bly	181	50	400
Kadmium	2,4	0,8	12
Kvicksilver	0,3	0,25	2,5
Zink	964	250	500

För övriga medier (grundvatten, ytvatten, sediment, byggnadsmaterial, biota) är antalet provpunkter betydligt färre, vilket innebär att underlaget är för litet för att kunna beräkna UCLM₉₅ eller annan meningsfull statistik. Vilken halt som ansåts som representativ framgår nedan, generellt har uppmätta maxhalter använts. Resultaten från de undersökningar som utförts under 2021 har använts i första hand, medan resultaten från äldre utredningar främst diskuteras i jämförande syfte.

10.2 Hälsorisker landområde

I den hälsoriskbedömning som utförs med avseende på föroreningar i jord jämförs de representativa föroreningshalterna (exponeringshalterna; se avsnitt 10.1) med hälsoriskbaserade, delvis plastspecifika, riktvärden, framtagna med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsmodell. Detta innebär en förenklad riskbedömning enligt NV:s nomenklatur.

10.2.1 Effektanalys kroniska hälsoeffekter

De riktvärden som beskrivs nedan har använts för bedömning av risk för kroniska hälsoeffekter (långtidseffekter). Riktvärden för bedömning av risk vid enstaka exponering (akuta risker eller så kallade korttidseffekter) beskrivs närmare i efterföljande avsnitt.

Huvuddelen av **bruksområdet** nyttjas idag endast för promenader och liknande. Längst österut finns dock en långa med bostadshus, där människor bor och butiksverksamhet bedrivs i en av byggnaderna i den södra delen av området. **Utfyllnadsområdet** är svårtillgängligt och snårigt, och människor antas enbart vistas där i mycket begränsad omfattning. Vistelsetiden bedöms även vara begränsad i det mindre **utfyllnadsområdet i nordväst**, som endast upptar en mycket liten yta.

Utifrån ovanstående har riktvärden valts och/eller tagits fram för följande scenarier:

1. NVs generella riktvärden för känslig markanvändning, vilka är tillämpliga för de människor som bor inom området.
2. Platsspecifika riktvärden avseende ett scenario för människor som nyttjar området för promenader och rastning av hundar. Vistelsetiden för detta scenario antas motsvara den som SPBI (Svenska Petroleuminstitutet, 2010)² ansätter i sitt strövområdesscenario. När det gäller scenariospecifika modellparametrar ansätts dessa motsvarande de som NV ansätter vid MKM (då den dagliga vistelsetiden antas vara kort och exponeringen under vistelsetiden mindre intensiv).
3. NVs generella riktvärden för MKM. Dessa avser människor som arbetar inom området.

Det kan inte uteslutas att människor som inte bor inom bruksområdet dagligen vistas där för promenader. För dessa är den vistelsetid som ansätts i scenario 2 (vistelse ca 2 gånger i veckan) inte nödvändigtvis tillräckligt konservativ, varför även de generella riktvärdena för känslig markanvändning beaktas i riskbedömningen. För både det huvudsakliga utfyllnadsområdet och det mindre utfyllnadsområdet i nordväst används i första hand scenario 2 enligt ovan.

Eftersom fastigheten och närliggande fastigheter har kommunalt vatten har inte intag av dricksvatten beaktats. Intag av grödor ingår i scenarierna 1 och 2.

De föroreningar som utifrån utförda undersökningar främst bedöms vara dimensionerande för det aktuella undersökningsområdet är arsenik, barium och bly. I riskbedömningen nedan inkluderas av konservativa skäl dock samtliga ämnen som i någon punkt inom respektive delområde uppmätts över NV-KM (se avsnitt 5.0).

Uttagsrapporterna från beräkningarna av de platsspecifika riktvärdena återfinns i BILAGA B. Scenarioparametrar som visar på skillnaden mellan de olika scenarierna redovisas i Tabell 8.

² SPBI – Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet, numera Drivkraft Sverige

Tabell 8: Jämförelse av scenarioparametrar för de olika scenarierna 1-3

	1 (KM)	2	3 (MKM)	Enhet
Exponeringstid barn - intag av jord	365	120	60	dag/år
Exponeringstid vuxna - intag av jord	365	120	200	dag/år
Exponeringstid barn - hudkontakt jord/damm	120	60	60	dag/år
Exponeringstid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	60	90	dag/år
Exponeringstid barn - inandning av damm	365	120	60	dag/år
Exponeringstid vuxna - inandning av damm	365	120	200	dag/år
Andel inomhusvistelse – inandning damm	1	0	1	-
Exponeringstid barn - inandning av ånga	365	120	60	dag/år
Exponeringstid vuxna - inandning av ånga	365	120	200	dag/år
Andel inomhusvistelse – inandning ånga	1	0	1	-
Intag av grödor barn	0,25	0,00274*	-	kg/dag
Intag av grödor vuxna	0,4	0,00274*	-	kg/dag
Andel växter från platsen	0,1	1*	-	-

*Antagandet om intag av växter är hämtat från SPI, som för strövmrådesscenariot använder sig av en annan beräkningsmetod än NV. Antagandet utgår från ett intag av grödor från det förorenade området om 1 kg per år, istället för att en viss andel av en människas totala intag kommer från det aktuella området.

NV:s riktvärden för skydd av människors hälsa byggs upp av s.k. envägskoncentrationer, vilka beräknas för de exponeringsvägar som identifierats i problembeskrivningen (se avsnitt 8.0). Envägskoncentrationerna representerar den halt av en förorening där ingen oacceptabel risk för människans hälsa förväntas uppstå, för respektive exponeringsväg. De ger en uppfattning om vilken/vilka exponeringsvägar som är styrande för det sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärdet, som bestäms utifrån en sammanvägning av envägskoncentrationerna.

I Tabell 9-Tabell 11 nedan redovisas envägskoncentrationer för de tre ovan beskrivna exponeringsscenarierna. I kolumnen längst till höger i varje tabell finns det samlade hälsoriktvärdet för varje ämne.

Tabell 9: Envägskoncentrationer, scenario 1 (KM; mg/kg TS)

Ämne	Envägskoncentrationer					Riktvärde hälsa, kroniska effekter
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av växter	
Antimon	380	4 600	5 300	beaktas ej	1 100	250
Arsenik	4,8	33	360	beaktas ej	2,8	10*
Barium	1 300	46 000	27 000	beaktas ej	870	500
Bly	88	3 200	5 300	beaktas ej	270	64
Kadmium	9	3 300	53	beaktas ej	1,4	1,2
Kobolt	88	3 200	2 700	beaktas ej	30	22
Koppar	31 000	ej begr.	27 000	beaktas ej	2 800	2 400
Kvicksilver	5,8	210	2 100	0,45	0,76	0,27
Zink	19 000	680 000	ej begr.	beaktas ej	3 400	2 900

*Uppjusterat för nationell bakgrundshalt

Tabell 10: Envägskoncentrationer scenario 2 (platspecifikt scenario; mg/kg TS)

Ämne	Envägskoncentrationer					Riktvärde hälsa, långtidseffekter
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av växter	
Antimon	1 100	9 100	12 000	beaktas ej	10 000	860
Arsenik	14	67	820	beaktas ej	37	10*
Barium	3 800	91 000	61 000	beaktas ej	8 000	2 400
Bly	270	6 400	12 000	beaktas ej	2 500	230
Kadmium	27	6 600	120	beaktas ej	13	8,1
Kobolt	270	6 400	6 100	beaktas ej	270	130
Koppar	95 000	ej begr.	61 000	beaktas ej	26 000	15 000
Kvicksilver	17	420	4 900	290	6,9	4,8
Zink	57 000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	31 000	20 000

*Uppjusterat för nationell bakgrundshalt

Tabell 11: Envägskoncentrationer, scenario 3 (MKM; mg/kg TS)

Ämne	Envägskoncentrationer					Riktvärde hälsa, långtidseffekter
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av växter	
Antimon	3 400	23 000	29 000	beaktas ej	beaktas ej	2 700
Arsenik	33	110	2000	beaktas ej	beaktas ej	25
Barium	11 000	230 000	150 000	beaktas ej	beaktas ej	10 000
Bly	800	16 000	29 000	beaktas ej	beaktas ej	740
Kadmium	82	16 000	290	beaktas ej	beaktas ej	64
Kobolt	800	16 000	15 000	beaktas ej	beaktas ej	720
Koppar	290 000	ej begr.	150 000	beaktas ej	beaktas ej	96 000
Kvicksilver	52	1 000	12 000	2,5	beaktas ej	2,4
Zink	170 000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	160 000

10.2.2 Riskkaraktärisering - kroniska hälsoeffekter

I Tabell 12 och Tabell 13 nedan jämförs representativa exponeringshalter i jord inom bruks- respektive utfyllnadsområdet med NV: generella riktvärden (scenario 1 och 3) samt beräknade platsspecifika riktvärden (scenario 2) för skydd mot kroniska hälsoeffekter. Ett streck i tabellen innebär att ett ämne inte bedöms som dimensionerande för aktuellt delområde.

Tabell 12: Representativa halter jämförda med NV:s generella riktvärden och beräknade platsspecifika riktvärden (PRV) för jord inom bruksområdet (mg/kg TS) för scenarierna 1-3.

Ämne	Bruksområde	Hälsoriskbaserat riktvärde		
		UCLM95	1 (KM)	2 (PRV)
Antimon	7,5	250	860	2 700
Arsenik	334	10*	10*	25
Barium	697	500	2 400	10 000
Bly	981	64	230	740
Kadmium	0,8	1,2	8,1	64
Koppar	35	2 400	15 000	96 000
Zink	575	2 900	20 000	160 000

*Nationell bakgrundshalt är styrande för riktvärdet

Av Tabell 12 framgår att de ansatta exponeringskoncentrationerna av arsenik, barium och bly inom bruksområdet är högre än de hälsoriskbaserade riktvärdena. Den styrande exponeringsvägen för barium (och även arsenik) i bostadsscenario 1 är intag av grödor, se Tabell 9, medan intag av jord är styrande för bly. För de scenarier som inte avser boende (dvs. 2 och 3) är halterna av arsenik och bly högre än de i förhållande hälsoriskbaserade riktvärdena, i både scenario 2 och scenario 3.

Det bör noteras att NVs riktvärdesmodell utgår från att föroreningarnas biotillgänglighet är 100 %. De tester som i föreliggande fall utförts för att bedöma biotillgängligheten (se avsnitt 7.0) indikerar dock att biotillgängligheten för de flesta ämnen är betydligt lägre. Enligt de två UBM-tester som utförts på jord från bruksområdet (från öster respektive söder om glasbruksbyggnaden) är t.ex. biotillgängligheten i tarmen (där upptaget av föroreningarna primärt sker) 9 och 35 % för arsenik och 1,4 och 17 % för bly (av totalhalten). Biotillgängligheten är lägre i det prov med högst totalhalt (uttaget öster om byggnaden). Om dessa siffror ansätts gälla för hela området skulle det att den biotillgängliga halten arsenik är ca 30 – 117 mg/kg TS och ca 14 – 167 mg/kg TS för bly. Detta innebär att även med hänsyn tagen till biotillgänglig andel överskrider de hälsoriskbaserade riktvärdena inom bruksområdet (arsenik i samtliga scenarier, bly endast i bostadsscenario 1).

I Tabell 13 görs motsvarande jämförelse för de båda utfyllnadsområdena, där de representativa halterna jämförs med hälsoriskbaserade riktvärden för scenariot som motsvarar strövområde.

Tabell 13: Representativa halter jämförda med beräknat platsspecifikt riktvärde (PRV) för jord, utfyllnadsområdena (mg/kg TS)

Ämne	Utfyllnadsområde	Utfyllnadsområde NV	Hälsoriskbaserat riktvärde
	UCLM95	Maxhalter	2 (PRV)
Antimon	-	21	860
Arsenik	2 988	-	10*
Barium	5 538	341	2 400
Bly	24 110	181	230
Kadmium	1,9	2,4	8,1
Kobolt	12	-	130
Koppar	243	-	15 000
Kvicksilver	-	0,3	4,8
Zink	6 758	964	20 000

Av tabellen framgår att de uppmätta metallhalterna inom det nordvästra utfyllnadsområdet är lägre än PRV.

Inom det huvudsakliga utfyllnadsområdet i söder är halterna av arsenik, barium och bly risk högre än PRV. De representativa halterna av arsenik och bly är kraftigt förhöjda i förhållande till respektive jämförvärde, ca 300 respektive 100 gånger.

Biotillgängligheten vid upptag i tarmen är enligt det UBM-test som utförts på massor från utfyllnadsområdet ca 50 % för arsenik, 20 % för barium och 13 % för bly. Om detta antas gälla för området som helhet innebär det att den biotillgängliga halten barium (1 100 mg/kg TS) bli lägre än PRV. För både arsenik och bly är dock även de biotillgängliga halterna kraftigt förhöjda (ca 1 500 resp 3 000 mg/kg TS) jämfört med PRV.

10.2.3 Akut toxicitet (arsenik)

Arsenik är ett ämne som av Naturvårdsverket bedöms ha hög akut toxicitet, och NV har därför tagit fram ett riktvärde för skydd mot akuta hälsoeffekter. Detta riktvärde ligger på 100 mg/kg TS och avser att skydda ett litet barn med kroppsvikten 10 kg vid ett engångsintag av 5 gram jord. Vid Strömbergshyttan har halter över 100 mg/kg TS uppmätts i nio jordprover inom bruksområdet och 11 jordprover inom utfyllnadsområdet. Då de uppmätta halterna i vissa provpunkter är kraftigt förhöjda i förhållande till riktvärdet för akuta effekter görs nedan en vidare utvärdering i vilka akuta effekter som kan förväntas, hur värdet är framtaget samt vilka risker som föreligger för vuxna.

Framtagandet av NV:s riktvärde för akuttoxicitet för arsenik baseras i huvudsak på rapporten *Hazards of Short-Term Exposure to Arsenic Contaminated Soil* (White et al, 1999) från Washington State Department of Health och riktvärdesberäkningen sker enligt följande formel:

$$\text{Riktvärde akut toxicitet} = \frac{\text{tolerabel dos för akuta effekter} * \text{kroppsvikt}}{\text{dagligt intag av jord} * \text{biotillgänglighet}}$$

Som tolerabel dos för akuta effekter (TDAE) ansätter NV 0,05 mg As/kg kroppsvikt. Denna siffra avser övergående akuta symptom som kan uppkomma vid ett engångsintag. Exempel på sådana symptom är ödem, konjunktivit, leverförstoring, irritation av slemhinnor samt gastrointestinala problem (kräkningar, diarré, magont). Utsätts en person för upprepade doser i samma storleksordning eller enstaka högre doser kan permanenta effekter uppstå på t.ex. nervsystemet och i värsta fall kan exponering leda till döden. Potentiellt dödliga doser har rapporterats i spannet 0,32 – 2,37 mg/kg dag (Naturvårdsverket, 2016b). Vid beräkningen nedan ansätts 1 mg/kg per dag som potentiellt dödlig dos (för både barn och vuxna).

Kroppsvikten ansätts enligt NVs vägledning som 10 kg för barn. För kroniska effekter ansätter NV en kroppsvikt om 15 kg, men det bedöms som mer sannolikt att ett mindre barn äter en större mängd jord vid ett enstaka tillfälle. Vuxna antas väga 70 kg, men det är värt att notera att den genomsnittliga vikten för en vuxen numera snarare ligger på ca 75 kg (68 kg för kvinnor, 84 kg för män) enligt Statistiska Centralbyrån (Statistiska Centralbyrån, 2018), vilket innebär att NVs antagande är konservativt.

När det gäller intag av jord utgår NVs riktvärde från ett enstaka intag om 5 gram. Den siffra som anges av White m.fl. (I Naturvårdsverket, 2016b) är 2 gram, vilket innebär att NV genom sitt antagande tar höjd för att vissa barn är särskilt benägna att äta jord (så kallat pica-beteende). White m.fl. hanterar detta genom att istället ansätta en säkerhetsfaktor om 10. Det är värt att notera att man enligt White m.fl. noterat att barn med vissa funktionsnedsättningar visat sig äta ca 20 gram jord per dag, och i ett extremfall ända upp till 50 gram.

I föreliggande fall används NVs antagande om 5 g jord för barn, medan ett dagligt intag om 2 g ansätts för vuxna. Sannolikheten att människor skall få i sig förorenad jord bedöms generellt som något mindre inom

utfyllnadsområdet, som är svårtillgängligt och inte inbjuder till någon form av vistelse. Baserat på ovanstående har följande platsspecifika riktvärden för akut toxicitet hos arsenik beräknats:

Tabell 14: Riktvärden akuttoxicitet för arsenik (mg/kg TS)

Övergående akuta symptom		Potentiellt dödlig halt	
Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
100	1 750	2 000	35 000

Samma riktvärdesberäkning som redovisas ovan har utförts i andra glasbruksprojekt, t.ex. i huvudstudien för Älghults f.d. glasbruk (Golder, 2018). De beräkningarna har granskats av Arbets- och miljömedicin syd, som bedömer att antagandena är rimliga utifrån tillgänglig information (Region Skåne, Arbets- och miljömedicin Syd, 2018). Med detta utlåtande som stöd baseras även riskkarakteriseringen i föreliggande fall på de riktvärden som redovisas i Tabell 14.

Det är värt att notera att beräkningen av riktvärdet för akut toxicitet och potentiellt dödlig halt är konservativ i alla steg. Arbets- och miljömedicin region Skåne (AMM) anger att ett intag av en näve jord (ca 10 g) med 1000 mg As/kg (dvs en dos om 10 mg arsenik) kan ge allvarlig förgiftning hos ett litet barn (Region Skåne, 2018). Detta motsvarar den halt som enligt ovan kan vara potentiellt dödlig. AMM bedömer således att ett barn äter en större mängd jord än vad som antas ovan, och att denna dos ger upphov till risk för allvarlig hälsopåverkan. Mängden arsenik som behöver intas för att uppnå en potentiellt dödlig dos eller allvarlig förgiftning hos ett litet barn är dock densamma oavsett angreppssätt.

I Tabell 15 nedan jämförs riktvärdena för akut toxicitet (övergående symptom respektive potentiellt dödliga effekter) med uppmätta arsenikhalter i utfyllnadsområdet samt bruksområdet. Då det handlar om exponering vid ett enstaka tillfälle har uppmätt maxhalt ansatts som representativ exponeringshalt. I utfyllnadsområde nordväst har inga halter över NVs riktvärde för akut toxicitet uppmätts.

Den uppmätta maxhalten vid utfyllnadsområdet (4 670 mg/kg TS i GA306.3) har uppmätts ca 0,4 – 0,6 m u my, och bedöms därmed inte vara lätt tillgänglig för människor eller andra skyddsobjekt, även om exponering inte helt kan uteslutas. Den högsta halten i bruksområdet (2 310 mg/kg TS i GA220, öster om glasbruksbyggnaden) har uppmätts i yttlig jord, 0 – 0,5 m u my. I slänten vid bostadslängan har en maxhalt om 130 mg/kg TS uppmätts. Utöver ovan nämnda maxhalter har halter över 2 000 mg/kg TS uppmätts i ytterligare två prover inom utfyllnadsområdet samt i provet uttaget öster om glasbruksbyggnaden inför UBM-analys³.

I Tabell 15 redovisas även ett värde för biotillgänglig halt, för arsenik indikerar de biotillgänglighetsförsök som gjorts med UBM (se avsnitt 7.0). Dessa visade på en biotillgänglighet för arsenik om 9 % inom bruksområdet, i prov uttaget i nära anslutning till där den aktuella maxhalten uppmätts (i jord söder om byggnaden, med lägre totalhalter, var siffran 35 %). I utfyllnadsområdet visade UBM om en biotillgänglighet för arsenik på 50 %.

Tabell 15: Uppmätta maxhalter (100 %) av arsenik samt beräknade med hänsyn tagen till biotillgänglig andel (UBM) jämförda med beräknade riktvärden för skydd mot akuta hälsoeffekter (halter i mg/kg TS)

Biotillgänglighet	Bruksområde	Utfyllnadsområde	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
	Maxhalt	Maxhalt	Övergående akuta symptom		Allvarlig (potentiellt dödlig) effekt	
NV (100 %)	2 310	4 670	100	1 750	2 000	35 000
UBM	208	2 335				

³ Totalhalter i proverna för sekventiell lakning och UBM är dock inte inkluderade i statistiken i avsnitt 10.1

Av tabellen framgår att de uppmätta maxhalterna i jord inom både bruksområdet och utfyllnadsområdet är högre än 2 000 mg/kg TS, dvs en halt som kan ha en dödlig effekt på ett litet barn (enligt den mycket konservativa beräkning som beskrivs ovan), och övergående akuta effekter för vuxna. Båda maxhalterna kommer från totalhaltsanalyser, och kan därmed ses som konservativa val av representativa halter, då NVs riktvärden i första hand avser lakbara halter. Därför bör resultaten från biotillgänglighetstesterna vägas in vid bedömning av akuta hälsorisker. Beaktas biotillgängligheten inom respektive delområde är riskbildens densamma i utfyllnadsområdet, medan det inom bruksområdet endast indikeras risk för övergående akuta symptom för små barn. Detta gäller även om den något högre biotillgängligheten (35 %) som beräknats för det andra provet från bruksområdet ansätts.

För utfyllnadsområdet bör det noteras att UBM-testet visar på en förhållandevis hög biotillgänglighet (ca 50 %). UBM utfördes dock på jord med betydligt lägre totalhalt arsenik än den maxhalt som anges i tabellen. Övriga resultat visar på lägre biotillgänglighet i prov med höga totalhalter (sannolikt högre andel glasavfall), vilket betyder att justeringen av maxhalten utfyllnadsområdet baserat på UBM sannolikt är konservativ.

10.2.4 Korttidsexponering

Vissa ämnen bedöms av NV ha lång uppehållstid i kroppen, vilket innebär att exponering vid enstaka tillfällen kan leda till risk för långsiktiga effekter. Av de dimensionerande ämnena (avsnitt 8.1) så är detta relevant för bly och kadmium, varför riktvärden för korttidsexponering tagits fram för dessa ämnen.

Riktvärdena har beräknats (av NV) utifrån samma utgångspunkt som riktvärdena för akut toxicitet (avsnitt 10.2.3), dvs. att ett litet barn som väger 10 kg och vid ett enstaka tillfälle får i sig 5 gram jord inte skall få en genomsnittlig dos som överskrider det tolerabla dagliga intaget över ett år. Ämnens uppehållstid i kroppen har beaktats vid beräkning av årsdos, vilket innebär att ett ämne som stannar kvar länge i kroppen ger en högre årsdos jämfört mot ett ämne med kort uppehållstid.

I Tabell 16 nedan jämförs uppmätta maxhalter av bly och kadmium inom respektive delområde med riktvärden för korttidsexponering. De biotillgängliga halterna i tabellen är beräknade efter en biotillgänglighet om 1,4 eller 17 % inom bruksområdet (den lägre siffran där den högsta halten uppmätts) och om 13 % i utfyllnadsområdet (se avsnitt 7.0).

Tabell 16: Uppmätta maxhalter av bly och kadmium samt beräknad av halt av bly med hänsyn tagen till biotillgänglig andel jämförda med riktvärden för skydd mot negativa hälsoeffekter vid korttidsexponering (mg/kg TS)

Ämne	Bruksområde	Utfyllnadsområde	Utfyllnadsområde NV	Riktvärde
Bly	52 000*	129 000	181	600
Biotillgänglig halt	728 – 8 840	16 770	-	
Kadmium	3,4	7	2,4	250

*denna halt uppmättes när totalhalten i ett av UBM-proverna analyserades, och då dessa analysvar inkom sent är halten inte med i den statistik som tagits fram för jord (se avsnitt 10.1).

Av tabellen framgår att kadmiumhalterna inom samtliga delområden understiger riktvärdet med god marginal. Blyhalterna i det lilla utfyllnadsområdet i nordväst är också lägre än riktvärdet, medan halterna av bly inom bruks- och utfyllnadsområdet är högre, och maxhalten i utfyllnadsområdet söder om vägen är hela 215 gånger högre än riktvärdet. Även i detta fall utgör dock de uppmätta maxhalterna totalhalter, och inte lakbara halter (se vidare i föregående avsnitt), varför det är viktigt att beakta biotillgängligheten vid bedömning av risk. Även då hänsyn tas till resultaten från UBM-testerna (biotillgänglig andel) är halten dock högre än riktvärdet både inom bruks- och utfyllnadsområdet. Det bör noteras att UBM-testet visar på låg biotillgänglighet i tarmen i det prov där maxhalten uppmätts (uttaget öster om huvudbyggnaden), dvs den lägsta siffran i intervallet i tabellen. Den näst högsta halten inom bruksområdet är betydligt lägre (2 720 mg/kg TS), och beaktas biotillgängligheten (1,4 eller 17 %) är halten lägre än riktvärdet.

I bruksområdet har maxhalten uppmätts i ett ytligt jordprov, medan maxhalten i utfyllnadsområdet uppmätts 0,4 – 0,6 m u my. Detta innebär att risken för exponering för just denna halt är mindre, då det krävs att skyddsobjekten gräver en bit ner i marken för att nå detta jordlager. Höga blyhalter har dock påvisats även i yttligare jord; 8 720 mg/kg TS 0 – 0,2 m u my och 13 000 mg/kg TS 0,2 – 0,8 m u my. Dessa halter överskrider således korttidsriktvärdet, även om den lägre biotillgängligheten beaktas (1 134 resp 1 690 mg/kg TS).

10.2.5 Byggnadsmaterial

Metallanalys har även utförts på (byggnads)material från den fd glasbruksbyggnadens källare. I brist på riskbaserade jämförvärden för denna typ av material jämförs resultaten med hälsoriskbaserade riktvärden för jord. Halterna av arsenik och bly överstiger NVs generella riktvärden, och dessa ämnen diskuteras därmed närmare i riskbedömningen.

Halterna i (byggnads)materialen bedöms endast vara relevanta med avseende på hälsorisker. I dagsläget vistas ingen i källaren, men om någon form av verksamhet åter börjar bedrivas i byggnaden kan exponering inte uteslutas. I Tabell 17 jämförs de uppmätta maxhalterna av arsenik och bly med NV:s generella riktvärde vid MKM samt för akut toxicitet och korttidseffekter.

Tabell 17: Uppmätta maxhalter i byggnadsmaterial jämförda med NV:s generella hälsoriktvärde vid MKM (NV-MKM), akuttoxicitet och korttidsexponering (mg/kg TS)

Ämne	Uppmätt maxhalt	NV-MKM	Akut toxicitet	Korttidsriktvärde
Arsenik	26	25	100	
Bly	313	740		600

Av tabellen framgår att den uppmätta maxhalten arsenik ligger i nivå med NV-MKM till skydd mot kroniska hälsoeffekter, medan halten är lägre än riktvärdet till skydd mot akuttoxicitet. Uppmätt maxhalt av bly är lägre än båda dessa riktvärden.

Den uppmätta maxhalten ligger i nivå med riktvärdet, som inte är anpassat för det aktuella materialet, men risken för negativa effekter på människor som i ett framtida perspektiv arbetar i glasbruksbyggnaden bedöms som liten. Dels är maxhalten ett konservativt val som representativ halt och dels bedöms det inte som troligt att människor får i sig byggnadsmaterial från källaren under 200 dagar per år, som är antagandet vid MKM (60 dagar per år för barn).

Halterna bedöms inte medföra någon risk för negativa effekter vid enstaka exponering, för människor som vid enstaka tillfällen vistas i källaren.

10.3 Hälsorisker recipient

10.3.1 Ytvatten

För att bedöma om det föreligger några eventuella hälsorisker vid exponering för ytvatten jämförs uppmätta halter (2021) av de ämnen som pekats ut som dimensionerande för ytvatten (arsenik, bly, kadmium, koppar och zink) med dricksvattenkvalitetskriterier, i första hand från svenska Livsmedelsverket, i andra hand från WHO (Världshälsoorganisationen) (Tabell 18). Om dricksvattenkvalitetskriterierna inte överskrider bedöms risken vara obetydlig vid exempelvis bad. För metaller gäller generellt att större risk föreligger vid exponering via oralt intag, jämfört med exponering via hudkontakt, vilket bl.a. framgår av envägskoncentrationerna i Naturvårdsverkets beräkningsmodell, varför detta antagande bedöms vara tillräckligt konservativt.

Uppmätta halter i ytvatten jämförs även med US EPAs kriterier för skydd av hälsa vid konsumtion av ytvatten och vattenlevande organismer eller enbart organismer, för de ämnen där sådana finns framtagna. Vidare bedömning av risker kopplade till intag av vattenlevande organismer görs i avsnitt 10.3.3 nedan. I Tabell 18

anges halter i filtrerade prover då de aktuella jämförvärdena är avsedda att jämföras med löst andel. Uppmätt maxhalt i ofiltrerat vatten anges inom parentes.

Det bör noteras att halterna i uppströms och nedströms belägna provpunkter generellt är i samma storleksordning, och indikationer på något beaktansvärt haltpåslag nedströms undersökningsområdet saknas egentligen. Spridning till ytvatten kan dock inte uteslutas helt, och jämförelsen nedan har således inkluderats av konservativa skäl. Ytvattenhalter i samtliga provpunkter redovisas i Fältrapporten **Error! Reference source not found.** och även i Tabell 23 nedan.

Tabell 18: Riskkaraktärisering hälsa ytvatten (µg/l)

Ämne	Uppmätt maxhalt (ofiltrerat prov)	Dricksvattenkvalitetskriterium	Ytvattenkvalitetskriterium (US EPA)	
			Vatten + organism	Organism
Arsenik	1,2 (1,7)	10	0,18	1,4
Barium	50 (107)	1 300 (WHO)	-	-
Bly	3 (8,3)	10	-	-
Kadmium	0,04 (0,4)	5	-	-
Koppar	0,8 (1,9)	2 000	1 300	-
Zink	9 (33)	-	7 400	26 000

Av tabellen framgår att de uppmätta halterna generellt ligger under respektive jämförvärde med god marginal, vilket innebär att halterna i ytvatten inte pekar på någon oacceptabel risk varken för människor som badar i närområdet, eller som äter fisk från närliggande sjöar och åar.

För arsenik bör det noteras att den uppmätta maxhalten är högre än US EPAs kriterium för intag av vatten och organismer (i tabellen anpassat för den ökning av cancerrisken som NV ansätter som acceptabel; 1 extra cancerfall på 100 000 individer att jämföra med 1 på 1 000 000 individer hos US EPA). Detta jämförvärde är lägre än HAVs bedömningsgrund för ytvatten. Vid framtagande av svenska jämförvärden avseende arsenik (t.ex. dricksvattenkvalitetskriteriet, men även NVs generella riktvärde för jord vid känslig markanvändning) justeras dessa värden utifrån antagen bakgrundshalt, vilket innebär att en större risk bedöms som acceptabel med avseende på arsenik, jämfört med andra föroreningar. Någon sådan justering har inte utförts av US EPA vid framtagandet av de kriterier som redovisas i tabellen ovan, vilket gör att dessa blir väldigt låga i förhållande till svenska jämförvärden. I sammanhanget är det värt att notera att uppmätta arsenikhalter i uppströms belägna Hyllsjön ligger på mellan 0,4 och 0,7 µg/l.

Att arsenikhalten är klart lägre än dricksvattenkvalitetskriteriet innebär att människor bedöms kunna dricka av vattnet (i mängd motsvarande en människas totala intag av vatten, vilket är ett mycket konservativt antagande i föreliggande fall) utan risk för oacceptabla hälsoeffekter.

10.3.2 Sediment

När det gäller föroreningar i sediment saknas generellt jämförvärden som avser skydd av människors hälsa. Exponeringen via intag av sediment i samband med rekreation har istället konservativt beräknats genom att uppskatta det dagliga intaget, utifrån NV:s beräkningsmodell rörande intag av jord vid känslig markanvändning, men med erforderliga justeringar baserat på antagen vistelsetid. För ämnen med tröskleffekter beräknar NV intaget av jord (mg jord/kg kroppsvikt och dag) enligt följande:

$$R_{is} = (SI * t_{is}) / (365 * m)$$

där:

- SI är det dagliga jordintaget [mg/d] för barn eller vuxen.
Det dagliga intaget av jord ligger på 120 mg/dag för barn och 50 mg/dag för vuxna (NV-KM).
- t_{is} är antal dygn/tillfällen exponering sker [d/år] för barn eller vuxen.

Det bedöms inte som rimligt att människor badar dagligen i området. I stället antas skyddsobjekten kunna exponeras för förorenade sediment under 90 dagar per år (dvs dagligen under sommarmånaderna i sjöarna) och under 10 dagar per år i vattendraget inom glasbruksområdet (som är svårtillgängligt och inte inbjuder till bad).

- m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Kroppsvikten för en vuxen är enligt NV 70 kg, och för ett barn 15 kg.

För genotoxiska ämnen (arsenik i detta fall) baserar NV ett livstidsmedelvärde för intag av jord på att barn antas väga 15 kg och inta 120 mg jord dagligen under 6 år, och att vuxna antas väga 70 kg och inta 50 mg jord dagligen under 74 år. Livstidsmedelvärdet för dagligt intag av jord under 80 år blir utifrån detta 1,3 mg jord/kg kroppsvikt och dag (vid NV-KM).

För att bedöma huruvida det beräknade dagliga intaget av sediment indikerar någon risk beräknas så kallade riskkvoter:

Riskkvot = Exponering/Toxikologiskt referensvärde

Är riskkvoten mindre än ett, det vill säga om exponeringen är mindre än det toxikologiska referensvärdet, föreligger ingen oacceptabel hälsorisk. Enligt NV får inte all acceptabel exponering (för ämnen med kroniska effekter) komma från ett förorenat område, och de toxikologiska referensvärdena har därför justerats så att den aktuella exponeringsvägen endast får in-teckna en viss andel av den acceptabla exponeringen för respektive ämne. Denna andel är ämnesberoende, enligt NVs vägledningsrapport, för de flesta ämnen gäller 50 %, men för t.ex. bly gäller istället 20 %.

Som representativa exponeringshalter används uppmätta maxhalter i sediment, dels i vattendraget inom glasbruksområdet (där sannolikheten att någon ska bada bedöms som mycket liten), dels i omgivande sjöar och åar, alla mätvärden från 2021. De ämnen som identifierats som dimensionerande för sediment (se kapitel 8.0) har inkluderats i bedömningen.

Resultaten redovisas i Tabell 19 (vuxna) och Tabell 20 (barn) nedan. För arsenik, som är cancerogent och därmed inte antas ha ett tröskelvärde då negativ effekt uppstår, utförs beräkningen baserat på exponering över en hel livstid, resultaten finns med i Tabell 19.

Tabell 19: Riskkaraktärisering hälsa sediment, vuxna (mg/kg kroppsvikt och dag)

Ämne	Beräknat dagligt intag		TDI (justerad)	Riskkvot	
	Inom bruksområdet	I omgivningen		Inom bruksområdet	I omgivningen
Arsenik	1,1E-05	5,6E-06	6E-06	2	0,9
Barium	1,4E-04	2,5E-04	1E-02	0,01	0,02
Bly	3,6E-04	3,1E-05	7E-03	0,5	0,04
Zink	2,5E-05	2,6E-05	1,5E-01	0,0002	0,0002

Tabell 20: Riskkaraktärisering hälsa sediment, barn (mg/kg kroppsvikt och dag)

Ämne	Beräknat dagligt intag		TDI (justerad)	Riskkvot	
	Inom bruksområdet	I omgivningen		Inom bruksområdet	I omgivningen
Barium	1,2E-03	2,7E-03	1E-02	0,2	0,3
Bly	4E-03	3,5E-04	7E-03	6	0,5
Zink	2,8E-04	3E-04	1,5E-01	0,0022	0,002

Av tabellerna framgår att samtliga riskkvoter i omgivningen (dvs Hyllsjön, Kvarnsjön, Fagerekeån) är mindre än 1, vilket innebär att ingen risk för negativa hälsoeffekter vid intag av sediment i samband med bad eller annan rekreation indikeras.

Inom bruksområdet, där mycket höga metallhalter uppmätts i sedimentprovpunkten, är dock de beräknade riskkvoterna av arsenik och bly högre än den acceptabla riskkvoten om 1, vilket indikerar en risk för negativa hälsoeffekter för människor som exponeras för sedimenten i vattendraget tio gånger per år.

Med avseende på arsenik bör det beaktas att beräkningen ovan baseras på toxikologiska referensvärden, och inte tar hänsyn till bakgrundshalter, som t.ex. görs i NVs samlade riktvärde för förorenad jord. Dock är halterna i sedimenten i vattendraget inom bruksområdet ca 100 gånger högre än i t.ex. provpunkten i Hyllsjön, vilket pekar på att sedimenthalterna i närområdet inte är naturligt höga.

Vidare kan exponering för både arsenik och bly ge upphov till negativa effekter vid enstaka exponering, varför uppmätta maxhalter jämförs mot NVs riktvärden för akut toxicitet respektive korttidseffekter (se vidare i avsnitt 10.2.3 och 10.2.4) i Tabell 21.

Tabell 21: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)

	Uppmätt maxhalt		Riktvärde	
	<i>Inom bruksområdet</i>	<i>I omgivningen</i>	<i>Akut toxicitet</i>	<i>Korttidsexponering</i>
Arsenik	398	18	100	
Bly	18 300	176		600

Halterna i vattendraget inom bruksområdet är över respektive riktvärde, vilket innebär att risk för akuta negativa effekter och korttidseffekter inte kan uteslutas för människor som exponeras för sedimenten vid enstaka tillfällen. I sedimenten i omgivningen (Hyllsjön, Kvarnsjön, Fagerekeån) har inga halter som innebär risk vid enstaka exponering uppmätts. Det bör dock noteras att äldre resultat (Ekologgruppen 2007) visar på halter över jämförvärdena i tabellen ovan.

De maxhalter inom bruksområdet som anges i tabellen uppmättes i sediment ca 10 cm ner. Halterna i de yttigaste sedimentlagret är lägre, men även dessa är högre än de riktvärden som anges i tabellen ovan (132 mg As/kg TS och 1 900 mg Pb/kg TS).

Enligt den diskussion som förs i avsnitt 10.2.3 indikerar den uppmätta arsenikhalten främst en risk för övergående effekter hos små barn som exponeras, halten är långt under den nivå som kan bidra till allvarliga och/eller dödliga effekter eller effekter hos vuxna.

Jämförelserna ovan baseras på en antagen biotillgänglighet om 100 %. Inget UBM-test har gjorts på sediment, men sekventiella lakförsök har utförts på sediment från Kvarnsjön, vilka indikerar en biotillgänglighet i storleksordningen 7 % för arsenik, och 22 % för bly (lakning i de tre första stegen). Om dessa värden är representativa innebär det att det inte föreligger någon risk för akuta effekter orsakade av arsenik, men att korttidseffekter orsakade av bly alltså inte kan uteslutas. Det bör noteras att sedimenten i Kvarnsjön skiljer sig en del från de i vattendraget inom bruksområdet med avseende på sammansättning varför slutsatser baserade på resultaten endast bör dras med försiktighet. Att sedimenten inom bruksområdet innehåller stor andel glas, indikerar dock också låg biotillgänglighet, baserat på försök på glasmaterial.

10.3.3 Biota

Som framgår av fältrapporten och avsnitt 6.4 har förhöjda blyhalter uppmätts i kräftor fångade nedströms glasbruksområdet. I två av totalt fyra analyserade individer är de uppmätta halterna högre än gränsvärdet för livsmedel, avseende skaldjur (EG 1881/2006).

För att bedöma om detta i praktiken innebär någon risk för människor som äter kräftor fångade i området har en beräkning av hur många kräftor med denna halt vuxna respektive barn kan äta dagligen utan att överstiga det TDI-värde som anges i NVs beräkningsmodell (efter justering för antagen exponering från andra källor, se föregående avsnitt). Vid beräkningen antas ett barn väga 15 kg och en vuxen 70 kg, i enlighet med NVs vägledning. Mängden kött på en kräfta antas vara ca 60 gram⁴, och som representativ halt i kräftkött ansätts den uppmätta maxhalten (0,9 mg/kg).

Ovanstående beräkning resulterar i att barn kan äta ca två kräftstjärtar varje dag från det förorenade området utan risk för negativa effekter orsakade av bly i kräfta. Motsvarande siffra för vuxna är ca fem kräftor. Det bedöms inte som troligt att någon människa äter denna mängd kräftor från området dagligen, och risken för negativa hälsoeffekter bedöms därmed som obetydlig.

10.4 Miljörisiker landområde

10.4.1 Markmiljö

Stora delar av undersökningsområdet är utfyllt, vilket ofta innebär begränsade förutsättningar för ett välstående markecosystem, oavsett föroreningsnivå. Detta gäller både för utfyllnadsområdet, där mängden glasrester i fyllnadsmassorna är stor och för bruksområdet där stora ytor är asfalterade eller bebyggda. Inom samtliga ytor där glaskross observerats finns dock gott om växtlighet, både inom bruks- och utfyllnadsområdet.

I Tabell 22 jämförs representativa exponeringshalter i mark (UCLM₉₅ för bruks och utfyllnadsområde, maxhalt för utfyllnadsområde nordväst) med riktvärden för skydd av markmiljö. Jämförelsen sker både utifrån markanvändning enligt NV-KM och NV-MKM, för samtliga delområden. Endast de ämnen som identifierats som dimensionerande för respektive delområde (se kapitel 8.0) har inkluderats i tabellen.

Tabell 22: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS)

Ämne	Bruksområde	Utfyllnad	Utfyllnad NV	Markmiljö KM	Markmiljö MKM
Antimon	7,5	-	21	20	40
Arsenik	334	2 988	-	20	40
Barium	697	5 538	341	200	300
Bly	981	24 110	181	200	400
Kadmium	0,8	1,9	2,4	4	12
Kobolt	-	12	-	20	35
Koppar	35	243	-	80	200
Kvicksilver	-	-	0,3	5	10
Zink	575	6758	964	250	500

Av tabellen ovan framgår att metallhalterna för flera ämnen är högre än riktvärdena, vilket indikerar risk för att markecosystemet är negativt påverkat i samtliga tre delområden. Haltskillnaderna är dock stora, och halterna i utfyllnadsområdet söder om vägen är betydligt mer förhöjda i förhållande till NVs riktvärden än halterna i övriga delområden.

Liksom för människor som exponeras för förorenad jord gäller sannolikt att inte hela föroreningen är tillgänglig för upptag i marklevande organismer. UBM-testen är inte relevanta för att bedöma biotillgängliga halter för marklevande organismer, då det är andra faktorer än upptag i människans mag-tarmkanal som styr biotillgängligheten. Att de sekventiella lakningarna för de flesta metaller visar på att en stor del av metallerna binder mycket hårt till jorden indikerar dock att huvuddelen av föroreningen inte är tillgänglig för upptag. Det

⁴ Ingen vägning av kräftstjärtarna utfördes i samband med analys, men baserat på erfarenheter från andra projekt bedöms 60 gram motsvara en förhållandevis stor kräftstjärt.

kan heller inte uteslutas att den befintliga växtligheten är tolerant med avseende på de aktuella föroreningarna.

10.4.2 Större djur

Som framgår av problembeskrivningen bedöms även större djur, både vilda djur (såsom harar) och husdjur (såsom hundar) vara skyddsobjekt. Bruksområdet nyttjas t.ex. regelbundet för hundpromenader.

Generella riktvärden motsvarande de som NV tagit fram för människors hälsa saknas för såväl husdjur som andra djur, varför ingen förenklad riskbedömning är möjlig att utföra. Det bedöms dock som troligt att de uppmätta halterna av framför allt arsenik och bly kan medföra negativa effekter även på djur, som jämfört med människor sannolikt intar mer jord, möjligen även från större jorddjup då de kan förväntas "böka runt" lite i jorden. En risk bedöms föreligga både för kroniska hälsoeffekter samt negativa hälsoeffekter vid enstaka exponering.

Liksom för människor kan även förekomsten av glasmaterial innebära en risk för fysiska skador för djur som vistas inom framför allt utfyllnadsområdet, men även inom bruksområdet.

10.5 Miljörisker recipient

10.5.1 Ytvatten

För ytvattenlevande organismer har en förenklad riskbedömning utförts genom att jämföra representativa exponeringshalter (uppmätta 2021) med effektbaserade jämförvärden. Som lågriskjämförvärde för ytvatten används i första hand HAVs bedömningsgrunder och gränsvärden för årsmedel (MKN-AA; AA står för *annual average*). I Tabell 23 nedan jämförs beräknade medelvärden på uppmätta halter i filtrerade prover för respektive ämne i varje provpunkt (fyra värden från provtagningar under april till september 2021). Alla ämnen med uppmätta maxhalter som överskrider MKN-AA (oaktat om provet är filtrerat eller ofiltrerat) har tagits med, samt även barium, för vilket svenska jämförvärden saknas, men som bedöms kunna vara av intresse då höga halter uppmätts i jord inom undersökningsområdet, och även i en punkt i grundvatten. De prover som benämns "bottenvatten" har inte tagits med vid beräkning av medelvärdet; sådana har bara uttagits vid ett tillfälle och har utlämnats för att inte en provtagningsomgång ska få större påverkan på årsmedelvärdet än övriga. Halterna i bottenvatten är annars i nivå med de i ytvatten, och skillnaden mellan vad som är botten- respektive ytvatten är i de flesta provpunkter dessutom mycket liten, då samtliga vattenprover uttagits på grunt vatten.

I Tabell 23 redovisas provpunkterna från uppströms till nedströms läge, för att kunna redovisa en bild av om och hur metallhalter förändras inom och nedströms glasbruksområdet.

Tabell 23: Ytvatten ($\mu\text{g/l}$), medelhalter redovisade från uppströms läge till nedströms, jämförda med miljökvalitetsnorm för årsmedelvärdet (MKN-AA)

	Arsenik	Barium	Bly	Kadmium	Koppar	Zink
MKN-AA	0,5		1,2	0,08	0,5	5,5
GA504 (Hyllsjön)	0,55	14	0,43	0,016	0,48	3,1
GA502 (Fagerekeån, i väster)	0,57	13,4	0,44	0,014	0,56	4,7
GA503 (damm uppströms bruksområdet)	0,54	13,6	0,45	0,018	0,67	3,3
GA505 (inom bruksområdet)	0,71	14,4	0,77	0,02	0,62	3,4
GA501 (norra Kvarnsjön)	0,59	12,9	0,43	0,013	0,53	2,9
GA506 (nordöstra Kvarnsjön)	0,77	16,8	1,4	0,013	0,63	3,5

Årsmedelsvärdena i ytvatten är generellt i samma storleksordning, såväl uppströms som inom och nedströms undersökningsområdet.

För de ämnen som tydligast kan kopplas till föroreningsituationen inom bruks- och utfyllnadsområdet (arsenik, barium och bly) syns ett liknande mönster, med högst halter i provpunkterna GA505 (i vattendraget inom bruksområdet) och GA506 (längst nedströms, vid Kvarnsjöns östra strand).

Halterna av arsenik är högre än jämförvärdet i samtliga provpunkter. För arsenik ska dock den naturliga bakgrundshalten beaktas, och jämförelsen ska således göras mellan uppmätta halter minus bakgrundshalten och jämförvärdet. Antas halten i GA504 utgöra en lämplig bakgrundshalt innebär det att halterna i samtliga provpunkter lägre än jämförvärdet.

För barium ligger halterna på samma nivå i alla provpunkter med undantag för GA506, där en något högre halt uppmätts. Svenska jämförvärden för barium i ytvatten saknas, men i en av Naturvårdsverkets vägledningsrapporter för riskbedömning redovisas bakgrundshalter av metaller i svenska vattendrag. För barium anges att medianhalten är 6,6 µg/l, 75-percentilen 12 µg/l och 90-percentilen 20 µg/l. De uppmätta halterna ligger mellan 75- och 90-percentilen, vilket innebär att de sannolikt ligger i ungefärlig nivå med förväntad naturlig bakgrund. Det är vidare värt att notera att bariumhalterna i både sediment och porvatten i GA506 generellt är lägre än i de flesta övriga provpunkter, vilket pekar på att halten inte har sitt ursprung i förorenade sediment.

Även bly har uppmätts i högst halter i GA506, och i denna punkt ligger halten strax över miljökvalitetsnormen. Denna avser dock biotillgänglig halt, vilket innebär att MKN sannolikt underskrids i praktiken, vilket även styrks av resultaten från den passiva provtagningen. Det bör även noteras att halten i denna punkt inte är representativ för hela ytvattenförekomsten, vilket bör beaktas vid jämförelse med miljökvalitetsnormer. I läget för GA506 ligger blyhalten i det ytligaste sedimentlagret strax över MKN för sediment, men halterna i porvatten är låga, vilket indikerar liten spridning av löst bly från sedimenten till ytvattnet. Vidare är haltskillnaderna mellan filterat och ofiltrerat vatten förhållandevis stora (större än i övriga provpunkter), varför viss (liten) spridning av bly bundet till partiklar inte helt kan uteslutas.

För övriga ämnen som uppmätts i förhöjda halter framgår av Tabell 23 att halterna av kadmium och zink inte är högre än MKN-AA, medan kopparhalten ligger strax över MKN-AA. Jämförvärdet för koppar (liksom för bly och zink) avser biotillgänglig halt, vilken sällan är 100 % av totalhalten. För en mer relevant biotillgänglig halt kan resultaten från den passiva provtagningen nyttjas, denna visar på kopparhalter som är en hel storleksordning lägre, och därmed långt under MKN-AA. Uppmätta halter av samtliga metaller vid den passiva provtagningen är lägre än MKN-AA.

Sammanfattningsvis bedöms det före detta glasbruksområdets påverkan på ytvatten vara begränsad, och de uppmätta ytvattenhalterna bedöms inte medföra någon oacceptabel risk för negativa effekter på ytvattenlevande organismer.

I avsnitt 10.5.3 utvärderas uppmätta metallhalter i bottenlevande organismer (se även Pelagia, 2022).

10.5.2 Sediment

I sediment har vid mätningen i april 2021 arsenik, bly och zink uppmätts i halter som är högre än bedömningsgrunder och gränsvärden för sediment för klassning av ytvattenstatus alternativt norska jämförvärden med motsvarande skydds nivå (övre gränsen för klass 2). Även barium har inkluderats i riskbedömningen. Detta då riskbaserat jämförvärde saknas, men kraftigt förhöjda halter har uppmätts i t.ex. sedimentprovpunkten (GA405) inom bruksområdet i förhållande till halterna i uppströms belägna Hyllsjön. Förhållandevis höga halter av barium har även uppmätts i provpunkten i Fagerekeån (GA402), väster om bruksområdet. I övriga provpunkter, inklusive de två i Kvarnsjön, är halterna lägre än i uppströms belägna Hyllsjön.

I provpunkten inom bruksområdet (GA405) är som framgår av hälsoriskbedömningen ovan halterna av de glasbrukstypiska metallerna kraftigt förhöjda, och här har även glasavfall noterats. Risk för negativa effekter

på sedimentlevande organismer kan inte uteslutas i denna del av ån. Det är värt att notera att vattendraget som går genom bruksområdet inte utgör en del av en identifierad vattenförekomst, och att gränsvärdena därför inte har någon juridisk bäring i detta vattendrag. Vidare kan skyddsvärdet för sedimentekosystemet inom ett industriområde ses som lägre än för motsvarande i omgivande sjöar och vattendrag.

I Kvarnsjön har halter av bly och zink i ytliga sediment i nivå med, eller strax över, gränsvärdet för ytvattenstatus (MKN) respektive det norska jämförvärdet med motsvarande skyddsnivå uppmätts, vilket indikerar att risk för negativa effekter inte helt kan uteslutas. Dock föreligger de förhöjda halterna generellt enbart i enstaka skikt, dvs föroreningen är inte utbredd. I samtliga provpunkter utanför bruksområdet är föreningsutbredningen avgränsad i djupled, med acceptabla halter i mer djupliggande sediment.

Vidare avser de norska jämförvärdena sediment med ett innehåll av organiskt material (TOC) om 1 %, medan uppmätta TOC-halter i Kvarnsjön ligger på mellan 4 och 11 %. MKN för sediment avser normalt ett TOC-innehåll om 5 %, men för metaller (kadmium och bly) görs ingen normalisering för att ta hänsyn till detta. Högre andel organiskt innehåll innebär generellt att metaller binder bättre till sedimenten, och därmed är mindre biotillgängliga. Således är det osäkert om sedimentlevande organismer i Kvarnsjön är negativt påverkade eller inte av de något förhöjda metallhalterna.

Zink i en halt strax över det norska jämförvärdet har även påvisats i provpunkten i Fagerekeån (där även bariumhalterna är höga). I denna lokal utgörs sedimenten av grusigt material, och TOC-halten ligger strax under 1 %. Det går inte att säga säkert huruvida zinkförekomsten i denna provpunkt kan kopplas till glasbruksverksamheten (då de förhöjda zinkhalter som påvisats på land alltid förekommer tillsammans med övriga metaller vilket inte är fallet här), men spår av glasavfall observerades i sedimenten i samband med provtagningen.

10.5.3 Biota

Den biologiska undersökning som Pelagia utfört med avseende på metallupptag i bottenlevande evertebrater visar på något högre halter av arsenik och bly i nedströms provlokal (Kvarnsjön) jämfört med uppströms (Hyllsjön). För flertalet övriga analyserade metaller var halterna istället högre i Hyllsjön. Haltskillnaderna är generellt små, men det kan inte uteslutas att organismerna i Kvarnsjön är påverkade av föroreningsutbredning från det fd glasbruket.

Denna bild stämmer delvis överens med resultaten från kräftprovtagningen som visar på högre blyhalter i kräftor fångade nedströms, även om arsenikhalterna inte skiljer sig nämnvärt. När det gäller bly i kräfta är haltskillnaden mellan uppströms och nedströms lokal dock betydligt större än för evertebraterna.

Gällande kräftor är det vidare värt att beakta att högre halter av metaller kan förväntas i hepatopancreas (tarmkörteln, som bland annat fyller funktionen av en lever) än i muskel. Denna har inte analyserats i föreliggande fall då analysen av kräfta främst syftade till att utreda eventuella hälsorisker för människor som äter kräftor från området.

Pelagias undersökning inkluderade evertebrater på två olika trofinivåer, och då halterna inte var högre i organismer längre upp i näringskedjan indikerar det att ingen biomagnifiering sker.

Sammanfattningsvis tyder analyserna av metaller i biota på högre halter av främst bly nedströms undersökningsområdet. Inga generella jämförvärden har hittats för t.ex. bly i kräfta, och det är därmed inte klarlagt huruvida de uppmätta halterna innebär risk för negativa effekter.

11.0 OSÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR

Varje riskbedömning är behäftad med mer eller mindre stora osäkerheter. Osäkerheterna beror ofta på t.ex. avsaknad av tillräckligt med data, bristande kunskap om processer och orsakssamband samt om framtida förhållanden. I föreliggande riskbedömning har osäkerheterna överlag hanterats enligt försiktighetsprincipen, vilket innebär att underlaget inte ska leda till en underskattning av riskerna. Nedan beskrivs och diskuteras några identifierade osäkerheter.

Föroreningssituationen inom såväl bruks- som utfyllnadsområdet bedöms vara väl undersökt. Analyser på underlagande, naturlig jord saknas dock generellt varför föroreningsutbredningen inte kan sägas vara helt avgränsad i djupled. Utförda laktester och grundvattenmätningar visar dock att föroreningarna generellt binder hårt till fyllnadsjorden, varför ingen beaktansvärd spridning till underliggande naturlig jord förväntas. I ytled bedöms föroreningsutbredningen vara avgränsad både gällande bruks- och utfyllnadsområdet, baserat på analysresultat i kombination med observationer i fält.

Ingen analys av antimon, en förorening som kan kopplas till glasbruksverksamhet, har utförts inom den södra delen av utfyllnadsområdet, där stora mängder glasavfall finns. Dock innebär förekomsten av övriga glasbrukstypiska metaller risk för negativa effekter, och det bedöms som troligt att arsenik och bly är dimensionerande för risken. Vidare har antimon inte uppmätts i särskilt höga halter inom bruksområdet, även i de provpunkter där glasavfall påvisats.

Provtagning inom utfyllnadsområde nordväst utfördes efter uppgifter om att glasavfall historiskt ska ha placerats där. Vid handgrävningen påträffades mindre mängder glasavfall i en provpunkt. Att glas även observerats i sedimentprovpunkten i Fagerekeån, väster om bruksområdet, indikerar dock att det kan finnas mer glasavfall utanför det huvudsakliga undersökningsområdet.

Ingen kvantifiering av föroreningsspridningen via grundvatten från framför allt utfyllnadsområdet har utförts. Höga halter av arsenik, barium och bly har uppmätts i en provpunkt, men då upprepade stickprovtagning (fyra tillfällen) samt passiv provtagning inte visar på någon mätbar haltökning (belastning) bedöms eventuell pågående spridning i nuläget inte vara beaktansvärd.

Miljö- och hälsoriskbedömningen med avseende på föroreningar i sediment baseras på resultaten från mätningen som utfördes under 2021. Vid tidigare utförd provtagning (Ekologgruppen, 2007) uppmättes högre halter av arsenik och bly i Kvarnsjön (dock lägre än de halter som nu uppmätts i vattendraget inom bruksområdet). Resultaten från den nu utförda provtagningen bedöms dock motsvara en mer relevant exponeringsdos, varför de äldre resultaten endast diskuteras övergripande.

Själva riskbedömningen har utförts baserat på konservativa antaganden, och sannolikheten att risken underskattas bedöms därmed som liten. Ingen sammanvägning av risker kopplade till exponering för olika medier har emellertid utförts. Detta är dock främst relevant om ingen eller endast liten risk bedöms föreligga i något enskilt medium, och hänsyn inte tas till övrig exponering. I föreliggande fall är det tydligt att hälsorisk föreligger med avseende på föroreningar i jord inom bruks- och utfyllnadsområde, samt i sediment inom bruksområdet medan föroreningshalterna generellt är långt under relevanta jämförvärden i övriga medier. Därmed bedöms den utförda riskbedömningen inte underskatta risken.

Samtliga delar av riskbedömningen har utförts utifrån antagandet om att föroreningarnas biotillgänglighet är 100 %, dvs i enlighet med Naturvårdsverkets generella antagandet. Där det varit relevant har även resultaten från biotillgänglighetstester beaktats, vilket visar på att föroreningarna genomgående uppvisar en låg biotillgänglighet, vilket i sin tur innebär en potentiell överskattning av risken. Resultaten från försöken varierar dock en del, vilket i sig innebär en osäkerhet när det gäller att bedöma biotillgängligheten.

Risk för negativa hälsoeffekter (akuta och kroniska) vid enstaka intag föreligger även om en mycket låg biotillgänglighet vägs in.

Vidare är det värt att notera att Naturvårdsverket under en längre tid arbetat med en översyn av de generella riktvärdena för bly, mot bakgrund av att nu tillgängliga toxikologiska data skulle kunna motivera en sänkning av värdet för tolerabelt dagligt intag. Detta skulle innebära lägre riktvärden för jord avseende kroniska hälsorisker (korttidsriktvärdena är nyare, och baseras på de nya studierna) och även påverka riskbedömningen av intag av kräfta. Gällande risken kopplad till förorenad jord skulle påverkan på riskbedömningens slutsats dock bli liten, då risk redan i nuläget konstaterats för människor både vid vistelse inom bruks- och utfyllnadsområdet. Med avseende på exponering via kräftkött skulle ett lägre TDI-värde innebära att den mängd kräftkött en människa kan inta årligen utan oacceptabel risk blir lägre. Det bör dock beaktas att antalet kräftor från området som människor äter sannolikt är väldigt begränsat och det bedöms därmed inte som sannolikt att en justering av TDI i praktiken skulle innebära en risk.

För kräftor bör det också noteras att analys endast utförts på muskel, då huvudsyftet med underökningen var att bedöma hälsorisk. Det kan dock inte uteslutas att högre blyhalter finns i t.ex. hepatopankreas, vilket i teorin skulle kunna medföra negativa effekter på själva kräftan eller på större djur som äter kräftor. Kräftorna fångade nedströms uppvisade inga tecken på negativ påverkan, och ingen synlig skillnad mellan dem och uppströms fångade exemplar noterades.

12.0 SAMLAD BEDÖMNING

Nedan redovisas en samlad bedömning avseende risker för människors hälsa och miljö.

12.1 Spridningsrisker

Spridningen från förorenade fyllnadsmassor till grundvatten och vidare till recipienten bedöms i dagsläget som liten, även om det är sannolikt att viss spridning sker, då höga föroreningshalter i grundvatten har uppmätts i en enstaka punkt i utfyllnadsområdet. Uppmätta halter i ytvatten i den intilliggande sjön visar inte heller på någon mätbar belastning under provtagningsperioden, och eventuell belastning på sjön bedöms därmed inte ge upphov till oacceptabla risker för organismer i sjön. Analys av biota visar dock på ett möjligt påslag av främst bly i levande organismer nedströms, vilket pekar på att viss förorenings-spridning ändå sker eller har skett historiskt. Denna slutsats styrks av att högre halter av arsenik och bly uppmätts i sedimenten i Kvarnsjön i samband med tidigare utförda undersökningar.

Inom ett kortare, överskådligt framtidsperspektiv bedöms inte spridningsrisken ändras nämnvärt, om inga förändringar görs med avseende på markanvändningen. Sker grävarbeten eller liknande kan föroreningar som idag inte ligger i ytan i teorin blottläggas, vilket i teorin medför ökad spridningsrisk, och bör beaktas om schakning av något slag planeras. Tolkningen av resultaten från de sekventiella lakningarna visar dock på att en stor andel av föroreningarna finns i residualfas (dvs de lakar inte ut under något laksteg), och därmed bedöms de fortsätta binda hårt även vid förändrad nederbörds-mängd eller markgeokemi.

I ett något längre perspektiv kan klimatförändringar bidra till ändrade förutsättningar gällande förorenings-spridning. Ökad nederbörd kan leda till ökad grundvattenbildning, vilket kan medföra ökad spridning via grundvatten. En förutsättning för att så skall ske är att utlakningen ökar. I dagsläget är halterna i grundvatten generellt låga. Utifrån de sekventiella lakförsöken uppvisar materialet ett högt pH över tid vilket indikerar god buffringskapacitet. Vidare bör det noteras att ökad nederbörd kan förväntas leda till ökad utspädning i sjön, varför en haltökning inte nödvändigtvis är att förvänta.

På sikt kan även grundvattennivån stiga, vilket kan innebära att även ytligare fyllnadsmassor kan komma att stå i ständig kontakt med grundvattnet, vilket ökar risken för utlakning. Ökad nederbörd kan även leda till ökat

flöde i recipienten, vilket kan innebära ökad förorenings-spridning genom erosion i strandkanten vid utfyllnadsområdet samt eventuellt även ökad förorenings-spridning genom att sjön vid högvattenflöden i större utsträckning kan skölja igenom delar av utfyllnadsområdet och föra med sig föroreningar. Ökad erosion leder sannolikt till ökad spridning av partiklar även från andra områden, vilket innebär att halterna i sediment kan förväntas vara konstanta.

12.2 Hälsorisker

Riskbedömningen har utförts separat för bruks- respektive utfyllnadsområdet, då både markanvändningen och jordens karaktär skiljer sig åt mellan dessa områden. I utfyllnadsområdet i nordväst är halterna lägre än de hälsoriskbaserade riktvärdena, och därmed bedöms ingen oacceptabel hälsorisk föreligga vid vistelse inom detta område.

Utöver de hälsorisker som kan kopplas till föroreningar som bedöms ha sitt ursprung i den tidigare glasbruksverksamheten, föreligger, som tidigare konstaterats, också en risk att människor som vistas under vissa omständigheter kan komma i kontakt med glasavfall kan skada sig fysiskt på avfallet. Risken att komma i kontakt med glasavfall bedöms som störst inom utfyllnadsområdet, men även i t.ex. slänten väster om bostadslängan (inom bruksområdet) föreligger en risk för exponering.

12.2.1 Vistelse inom bruksområdet

Resultatet av den förenklade riskbedömningen indikerar att det föreligger en oacceptabel risk för negativa hälsoeffekter av arsenik och bly, både för människor som bor inom bruksområdet, använder det som strövområde eller för mindre känslig markanvändning såsom industri (dvs. både i nuläget och i ett potentiellt framtida scenario). Hälsorisker föreligger både vid kontinuerlig och enstaka exponering.

Den uppmätta maxhalten av arsenik inom bruksområdet ligger över den nivå som indikerar risk för dödlig effekt hos små barn. Då maxhalten kommer från en totalhaltsanalys bör biotillgängligheten beaktas, och resultaten från utförda biotillgänglighetsförsök visar att endast en mindre andel av arsenikinnehållet i jorden är tillgängligt för upptag i mag-tarmkanalen, varför risken för allvarlig effekt bedöms som mycket liten. Detta styrks av att effektnivån är framtagen baserat på mycket konservativa antaganden både gällande toxisk dos och mängden jord ett barn förväntas äta. Risken för övergående akuta effekter kvarstår dock, även då biotillgängligheten beaktas. Vidare är den högsta uppmätta blyhalten kraftigt förhöjd i förhållande till NVs riktvärde för korttidsexponering, vilket innebär att risk för långtidseffekter föreligger vid enstaka exponering. Detta gäller även den biotillgängliga halten.

Antas att markanvändningen inom bruksområdet är känslig (dvs i området runt bostadslängan) är även bariumhalten något förhöjd i förhållande till det hälsoriskbaserade riktvärdet (avseende kroniska effekter, barium bedöms inte kunna ge upphov till negativ effekt vid enstaka exponering).

Provtagning av material från glasbruksbyggnadens källarväggar visade på viss påverkan av både arsenik och bly. Ingen risk för negativa effekter vid enstaka exponering indikeras, och även risken för kroniska negativa effekter bedöms som låg (acceptabel), då maxhalten ligger i nivå med jämförvärdet, som i sin tur antar exponering 200 dagar per år (60 för barn) vilket bedöms som mycket i sammanhanget.

Höga halter av arsenik och bly har även uppmätts i sedimenten i en provpunkt i vattendraget som rinner genom bruksområdet. Även de uppmätta bariumhalterna bedöms som höga. Provpunkten är tydligt påverkad av verksamheten. Den ligger i anslutning till ett område där glasavfall påvisats på land, och glasrester noterades även vid sedimentprovtagningen. De uppmätta halterna innebär en risk för negativa hälsoeffekter vid enstaka exponering (akuta effekter/korttidseffekter). Inga biotillgänglighetstester har gjorts på sedimenten i ån, men används resultaten från tester på sediment från Kvarnsjön kvarstår risken för korttidseffekter vid exponering för bly, dock inte risken för akuta effekter vid exponering för arsenik. Även kroniska risker

indikeras med avseende på arsenik (barn och vuxna) och bly (barn), men antagandena om exponeringstid är osäkra, och risken är sannolikt något överskattad.

Metallhalterna i ytvatten i vattendraget inom bruksområdet är låga, och ingen oacceptabel risk för negativa hälsoeffekter bedöms föreligga vid kontakt med ytvatten.

12.2.2 Vistelse inom utfyllnadsområdet

Inom utfyllnadsområdet är halterna av arsenik, barium och bly högre än de platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärdena, vilket innebär att en icke acceptabel risk för kroniska hälsoeffekter föreligger vid vistelse inom området. Risken är dock sannolikt överskattad då riktvärdena avser skydd av människor som nyttjar området som strövmråde. Då markförhållandena inom området inte direkt inbjuder till denna typ av aktiviteter bedöms det inte som sannolikt att människor nyttjar området för promenader under normala omständigheter.

Halterna av både arsenik och bly är dock också kraftigt förhöjda i förhållanden till respektive riktvärde för enstaka exponering (akut toxicitet och korttidseffekter). Då det inte kan uteslutas att människor vistas inom området vid enstaka tillfällen bedöms därmed en oacceptabel risk för negativa hälsoeffekter föreligga. I utfyllnadsområdet är maxhalten arsenik så hög att en teoretisk risk för dödlig effekt inte kan uteslutas även då resultaten från biotillgänglighetstesterna beaktas. Också för bly föreligger risk vid enstaka exponering, även med justering för lägre biotillgänglighet. Som framgår av ovan antas barium inte ge upphov till negativa hälsoeffekter vid enstaka exponering.

12.2.3 Nyttjande av omgivande recipienter för rekreation

Nu utförda analyser av sediment och ytvatten utanför undersökningsområdet visar generellt på låga föroreningshalter. Representativa exponeringshalter är lägre än använda lågriskjämförvärden (både miljökvalitetsnormer och motsvarande samt dricksvattenkvalitetskriterier), varför ingen oacceptabel risk för negativa effekter på människors hälsa indikeras.

Vid analys av kräftkött uppmättes blyhalter över gränsvärdet för livsmedel i två av totalt fyra analyserade exemplar från den nedströms belägna provtagningslokalen. Det bedöms som troligt att föroreningen i kräftorna härrör från glasbruksområdet; enligt uppgift från lokala fiskare har kräftor observerats en bit upp i vattendraget som går genom bruksområdet, och där höga sedimenthalter påvisats. En beräkning med utgångspunkt i det värde för tolerabelt dagligt intag (TDI) som Naturvårdsverket anger visar dock att barn kan äta ca två kräftstjärtar per dag, och vuxna fem stycken, utan att det dagliga intaget av bly överskrider TDI (som har justerats för att ta höjd för bakgrundsexponering). Då det bedöms som mycket osannolikt att någon äter kräftor från Kvarnsjön dagligen, bedöms blyhalten i kräftorna vara acceptabel ur hälsorisksynpunkt.

12.3 Miljörisker

Risk för negativa effekter på markekosystemet bedöms föreligga både i bruks- och utfyllnadsområdet, och även det lilla utfyllnadsområdet i nordväst, då beräknade representativa exponeringshalter är högre än riktvärden satta att skydda markekosystemet. Halterna i det huvudsakliga utfyllnadsområdet är dock betydligt högre än i övriga delområden.

Inom samtliga delområden finns gott om växtlighet, som ser välmående ut, även inom de ytor där stora mängder glasavfall föreligger i yttlig jord. Det kan bero på att föroreningarna är hårt bundna till partiklar eller föreligger i glasrester, och därmed är mindre tillgängliga för upptag i växter och/eller att de befintliga växterna utgörs av arter/organismer som tål högre metallhalter i jorden.

En oacceptabel risk för negativa effekter på större djur, både vilda och tama, bedöms också föreligga. Ingen kvantifiering av denna risk har gjorts, men de höga halterna av ämnen med hög toxicitet, såsom arsenik och

bly som uppmätts inom området, gör att det är troligt att de hälsorisker (båda kroniska och akuta) som bedöms föreligga för människor även föreligger för djur. Vidare föreligger fysiska risker för både mindre och större djur, kopplade till förekomsten av glasavfall inom området.

Metallhalterna i sediment i vattendraget inom bruksområdet är kraftigt förhöjda i förhållande till lågriskjämförvärden för sedimentlevande organismer, vilket innebär risk för negativa effekter. Hög andel glasmaterial i sedimenten visar också på dåliga förutsättningar för ett välmående sedimentekosystem, oavsett föroreningsförekomst.

I omgivningen visar utförd provtagning av sediment och ytvatten generellt på låg föroreningsgrad, och inget tydligt, mätbart påslag av föroreningar från undersökningsområdet har kunnat konstateras. Passiv provtagning, som syftar till att visa på den biotillgängliga föroreningshalten, visar genomgående på låga ytvattenhalter, vilket indikerar att risken för att vattenlevande organismer är negativt påverkade är obetydlig. I sediment har enstaka halter över använda effektbaserade haltkriterier påvisats, generellt dock enbart i enstaka skikt. Detta tillsammans med att halten organiskt innehåll i t.ex. Kvarnsjön är högt (vilket gör föroreningarna mindre tillgängliga för upptag) innebär att risken för sedimentlevande organismer bedöms som liten. Det bör dock noteras att högre sedimenthalter uppmätts historiskt.

Analys av metaller i biota (både i Pelagias undersökning av evertebrater och den kräftprovtagning som utförts av Golder) visar dock på att upptaget av bly, och i evertebrater även arsenik, är högre nedströms undersökningsområdet än uppströms, vilket skulle kunna bero på pågående eller historisk spridning av dessa ämnen. Halterna i evertebrater är endast något förhöjda i förhållande till motsvarande uppströms, vilket indikerar begränsad påverkan. Med avseende på bly i kräftor är skillnaden större, men variationen är även stor mellan de olika individer som fångats nedströms.

Det är inte klarlagt om de bottenlevande evertebraterna eller kräftorna är negativt påverkade av det något högre metallinnehållet.

12.4 Måluppfyllnad

Resultaten från riskbedömningen är relevanta för uppföljning av de tre första av de övergripande åtgärdsmålen, det fjärde hanteras vidare inom ramen för den efterföljande åtgärdsutredningen:

- F.d. glasbruksområdet ska i framtiden kunna nyttjas på liknande sätt som den gjort hittills, dvs för både boende och för industriell och/eller kommersiell verksamhet.
- Föroreningar i byggnader, jord/fyllnadsmassor, grundvatten, sediment och ytvatten inom glasbruksområdet, och som härrör från den f.d. glasbruksverksamheten, ska inte innebära olägenheter eller oacceptabla risker för människors hälsa (såväl boende, yrkesverksamma som besökare) eller miljö.
- Spridningen av föroreningar från glasbruksområdet och den f.d. glasbruksverksamheten ska inte ge upphov till någon olägenhet eller oacceptabla risker för människors hälsa eller miljön till följd av förorening av mark, inom- eller utomhusluft, ytvatten, grundvatten och vattentäkter i glasbruksobjektets omgivning.
- Områdets kulturmiljövärden ska vägas in vid planeringen av eventuella åtgärder.

Med avseende på de två målen som rör själva glasbruksområdet (de två första) bedöms risken för negativa effekter vid enstaka exponering (akuta effekter och korttidseffekter) vara styrande för riskbildningen. Detta gäller även när resultaten från biotillgänglighetsförsöken vägts in. Denna risk har kvantifierats för människors hälsa, men bedöms vara relevant också för djur. Även risk för oacceptabla kroniska hälsorisker föreligger, liksom risker för mark- och sedimentlevande organismer.

Ovanstående gäller bruksområdet (inklusive sedimenten i ån) och det huvudsakliga utfyllnadsområdet, både i nuläget och i ett framtida perspektiv. Med avseende på det lilla utfyllnadsområdet i nordväst bedöms baserat på resultaten från de utförda underökningarna inga oacceptabla hälsorisker föreligga.

Gällande det tredje målet som rör risker i omgivningen bedöms risken för ytvattensystemet som obetydlig, primärt baserat på att resultaten från den passiva provtagningen (den biotillgängliga halten) är lägre än använda jämförvärden för skydd av vattenlevande organismer. Även när det gäller sediment är de nu uppmätta halterna generellt lägre än använda lågriskjämförvärden vilket innebär acceptabla risker för sedimentlevande organismer, även om högre halter uppmätts historiskt. Vidare visade Pelagias undersökning på något högre halter av bly och arsenik i bottenlevande ryggradslösa djur nedströms, och kräftprovtagningen visade på högre blyhalter. Det är inte klarlagt huruvida de analyserade organismerna är negativt påverkade av föroreningarna.

Slutligen indikeras ingen beaktansvärd pågående föroreningsspridning från någon del av glasbruksområdet. Det bör dock noteras att ingen kvantifiering av potentiell belastning utförts; slutsatsen baseras på en samlad bedömning av föroreningshalter i grundvatten, ytvatten och sediment. Högre sedimenthalter vid tidigare utförd undersökning pekar på att spridning kan ha skett historiskt.

Av ovan framgår att de övergripande åtgärdsmålen i dagsläget inte uppfylls, och att någon form av riskreducerande åtgärder därmed erfordras.

13.0 REFERENSER

EG 1881/2006 (2006). Kommissionens förordning om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel [PDF]. Tillgänglig på: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1881-20180319&qid=1526899126174&from=SV>

Ekologgruppen 2007, Glasbruksprojektet, sedimentundersökningar av sex glasbruksåar, Ronnebyån.

FB Engineering 2006, Miljötekniska undersökningar etapp 1, 20 Strömbergshyttans glasbruk och deponi.

Geo Innova 2007, Miljötekniska undersökningar etapp 2, 20 Strömbergshyttan glasbruk och glasbruksdeponi.

Golder, 2022: Fältrapport

Golder, 2018: Huvudstudie Älghults fd glasbruk

Hammar, Tommy (2004). Illustration av Tommy Hammar på länsstyrelsen i Kalmar län

HVMFS 2013:19, Havs- och vattenmyndigheten (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. Konsoliderad utgåva, senast uppdaterad 2019-01-01, <https://www.havochvatten.se/download/18.67e0eb431695d8639337366a/1552573474210/2013-19-keu-2019-01-01.pdf> [2020-11-11]

Miljødirektoratet, 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020, <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>

Naturvårdsverket rapport 5976, 2009a. Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf>

Naturvårdsverket rapport 5977, 2009b. Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf>

Naturvårdsverket, 2016a. Riktvärden för förorenad mark, <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Forenadede-omraden/Riktvarder-for-forenadede-mark/>

Naturvårdsverket, 2016b. Datablad för arsenik (Kemakta konsult, Institutet för miljömedicin)

Naturvårdsverket, karttjänst skyddsvärda områden, <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

Pelagia, 2022

Region Skåne, 2018. Arbets- och miljömedicin Syd, miljömedicinskt utlåtande rörande arsenik vid Älghults glasbruk.

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, 2013. Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:01

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, kartvisare; <https://apps.sgu.se/kartvisare/>

Statistiska Centralbyrån, 2018. Varannan svensk har övervikt eller fetma <https://www.scb.se/hitta-statistik/artiklar/2018/varannan-svensk-har-overvikt-eller-fetma/>

Svenska Petroleuminstitutet 2010. Rekommendation, Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar

Svenska Livsmedelsverkets dricksvattenkriterier: "Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten" SLVFS 2017:2;

https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2017-2_web.pdf

VISS (VattenInformationsSystem Sverige); <https://viss.lansstyrelsen.se/>

WHO (2017) *Guidelines for Drinking-water Quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum*. Tillgänglig på: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/

Signatur sida

Golder Associates AB



Helena Romelsjö
Handläggare



Maria Florberger/Louise Göthfors
Kvalitetsansvarig/Uppdragsledare

HR/MF/LG

Org.nr 556326-2418
VAT.no SE556326241801
Styrelsens säte: Stockholm

[https://golderassociates.sharepoint.com/sites/134525/project files/5 technical work/5. rapporter/riskbedomning/20373143_riskbedomning strömbergshyttan_220314.docx](https://golderassociates.sharepoint.com/sites/134525/project%20files/5%20technical%20work/5.%20rapporter/riskbedomning/20373143_riskbedomning_strömbergshyttan_220314.docx)

BILAGA A

Situationsplan



TECKENFÖRKLARING

-  Prel undersökningsområde
-  Eventuell utfyllnad

Provtyp

-  Borrpunkt (25 st.)
-  Grundvattenrör (5 st.)
-  Handgrävd provgrop (14 st.)
-  Provgrop (14 st.)
-  Sediment (6 st.)
-  Ytvatten (6 st.)
-  Äldre grundvattenrör

0 50 100 M Skala 1:2 200 (A3)

N

ANMÄRKNINGAR

UNDERLAG
© LANTMÄTERIET

BESTÄLLARE

PROJEKT
HUVUDSTUDIE STRÖMBERGSHYTTAN

TITEL
SITUATIONSPLAN

KONSULT	ÅÅÅÅ-MM-DD	2021-08-23
 GOLDER MEMBER OF WSP	DESIGN	D. KLINGMYR
	RITAD	D. KLINGMYR
	HANDLÄGGARE	J. HULTGREN
	UPPDRAGSLEDARE	G. SUNDÉN

PROJEKTNR. 20373143	FAS MTU	REV. V1	BILAGA A
------------------------	------------	------------	-------------

I:\Projek\2020\20373143 Huvudstudie Strömbergshyttan\GIS\Bilaga\20373143_Situationsplan.mxd_EXPORTERAD_2021-08-23

© 2021 GOLDER INC. ALLA RÄTTIGHETER RESERVADE. ALLA RÄTTIGHETER FÖRBEHÅLLNA. ALLA RÄTTIGHETER FÖRBEHÅLLNA. ALLA RÄTTIGHETER FÖRBEHÅLLNA. 25mm

BILAGA B

Platsspecifika riktvärden

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Scenario 2**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Strövområde

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon	12	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	120	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Kadmium	4,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kobolt	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	2,0	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Scenario 2	MKM		
Intag av växter	beaktas	beaktas ej		Intag av växter beaktas i enlighet med SPBIs riktvärden för strövområden (obl)
Scenariospecifika modellparametrar	KM-värde	MKM-värde		I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	120	60	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	120	200	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	60	90	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	120	60	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	120	200	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	120	60	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	120	200	dag/år	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Konsumtion av växter - barn	0,00274	0	kg/dag	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Konsumtion av växter - vuxna	0,00274	0	kg/dag	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Andel växter från odling på plats	1	0	-	I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Skydd av markmiljö	KM-värde	MKM-värde		I enlighet med SPBIs tiktvärden för strövområden (obl)
Avstånd till skyddat grundvatten	0	200	m	Spridning till och via grundvatten utreds separat baserat på uppmätta halter i grundvatten (obl)

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.0.1		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Antimon	1100	9100	12000	beaktas ej	beaktas ej	10000	860	data saknas	data saknas	860	20	beaktas ej	12	32	12	0,3	12		
Arsenik	14	67	820	beaktas ej	beaktas ej	37	8,9	data saknas	100	8,9	20	beaktas ej	22	360	8,9	10	10		
Barium	3800	91000	61000	beaktas ej	beaktas ej	8000	2400	data saknas	data saknas	2400	200	beaktas ej	6100	48000	200	80	200		
Bly	270	6400	12000	beaktas ej	beaktas ej	2500	230	600	data saknas	230	200	beaktas ej	130	3600	130	20	120		
Kadmium	27	6600	120	beaktas ej	beaktas ej	13	8,1	250	data saknas	8,1	4	beaktas ej	7,2	16	4	0,2	4,0		
Kobolt	270	6400	6100	beaktas ej	beaktas ej	270	130	data saknas	data saknas	130	20	beaktas ej	22	240	20	10	20		
Koppar	95000	ej begr.	61000	beaktas ej	beaktas ej	26000	15000	data saknas	data saknas	15000	80	beaktas ej	430	2400	80	30	80		
Kvicksilver	17	420	4900	290	beaktas ej	6,9	4,8	data saknas	data saknas	4,8	5	beaktas ej	2,2	2,4	2,2	0,1	2,0		
Zink	57000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	31000	20000	data saknas	data saknas	20000	250	beaktas ej	870	9600	250	70	250		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Scenario 2**
Generellt scenario: **MKM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".



golder.com