

RAPPORT

Huvudstudie Alsterbro 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

1786406

2019-10-18



Distributionslista

Sveriges geologiska undersökning (1 ex)

Golder Associates AB (1 ex)

Övriga projektgruppen (1 ex)

Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING.....	1
2.0	VERKSAMHETSHISTORIK.....	2
3.0	OMRÅDESBESKRIVNING	2
3.1	Geologi och hydrogeologi	3
3.2	Recipient	5
3.3	Övriga skyddsvärden	7
3.4	Planförhållanden	8
4.0	FÖRORENINGSSITUATIONEN	9
4.1	Analys	9
4.2	Jord	10
4.2.1	Föroreningsutbredning	14
4.3	Biota	17
4.4	Grundvatten.....	18
4.5	Ytvatten	19
4.6	Sediment	22
4.6.1	Sedimentfällor	24
5.0	GEOKEMISK KARAKTÄRISERING	25
5.1	Fuktkammarförsök	25
5.2	Skakförsök.....	25
5.3	Sekventiell lakning	26
5.3.1	Resultat	26
5.3.2	Biotillgänglighet	29
5.4	Blyisotoper.....	29
6.0	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL.....	30
7.0	GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK.....	31
8.0	PROBLEMBESKRIVNING	33
8.1	Dimensionerande föroreningar.....	33
8.2	Skyddsobjekt.....	34
8.3	Spridningsvägar	35

8.4	Exponeringsvägar	35
8.5	Konceptuell modell	36
9.0	FÖRORENINGSSPRIDNING.....	37
9.1	Beräknad utlakning	37
9.2	Spridning till och i recipienten	37
9.3	Övriga spridningsvägar	38
9.4	Potentiell framtida spridning	38
10.0	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN.....	38
11.0	REPRESENTATIVA HALTER	42
12.0	RISKBEDÖMNING UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	43
12.1	Hälsorisker	43
12.1.1	Långtidseffekter.....	43
12.1.2	Akut toxicitet (arsenik).....	45
12.1.3	Korttidseffekter	47
12.2	Miljörisker	48
12.2.1	Markmiljö	48
13.0	RISKBEDÖMNING RECIPIENTEN	49
14.0	OSÄKERHETER	50
15.0	SAMLAD BEDÖMNING.....	51
15.1	Hälsorisker	51
15.1.1	Undersökningsområdet.....	51
15.1.2	Recipienten	51
15.2	Miljörisker	51
15.2.1	Undersökningsområdet.....	51
15.2.2	Recipienten	52
15.3	Kombinerad bedömning hälsa och markmiljö (förslag på mätbara åtgärds mål)	52
15.4	Bedömning av framtida förändringar av riskbilden.....	53
16.0	REFERENSER.....	54

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Kemiska analyser	9
----------------------------------	---

Tabell 2: Övriga analyser	10
Tabell 3: Statistik över föroreningshalter i jord, samtliga prover (mg/kg TS)	12
Tabell 4: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde A (mg/kg TS)	13
Tabell 5: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde B (mg/kg TS)	13
Tabell 6: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde C (mg/kg TS)	14
Tabell 7: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde D (mg/kg TS)	14
Tabell 8: Uppmätta metallhalter i gräs (mg/kg)	17
Tabell 9: Bedömningsgrunder för grundvatten (µg/l)	18
Tabell 11: Metallhalter i ytvatten, ofiltrerade prover (µg/l)	21
Tabell 12: Metallhalter i ytvatten, filtrerade prover (µg/l)	21
Tabell 13: Passiv ytvattenprovtagning samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)	22
Tabell 14: Uppmätta metallhalter i sediment (mg/kg TS)	23
Tabell 15: Uppmätta metallhalter i material från sedimentfällorna (mg/kg TS) samt tillämpliga jämförvärden. .	24
Tabell 16: Beräknad utlakning	25
Tabell 17: Uppskattad årlig belastning baserad skakförsök (kg/år)	26
Tabell 18: Biotillgänglighet, steg 1-3 (%)	29
Tabell 19: Dimensionerande föroreningar (screening)	34
Tabell 20: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.	40
Tabell 21: Envägskoncentrationer scenario samlingslokal (mg/kg TS)	41
Tabell 22: Envägskoncentrationer scenario fritidshus (mg/kg TS)	41
Tabell 23: Riskkaraktärisering hälsa, kroniska effekter (mg/kg TS)	43
Tabell 24: Riskkaraktärisering hälsa, kroniska effekter per delområde (mg/kg TS)	44
Tabell 25: Riskkaraktärisering närboende, inandning av damm (mg/kg TS)	44
Tabell 26: Riktvärden för akuttoxicitet, arsenik (mg/kg TS)	46
Tabell 27: Akuta risker med avseende på arsenik (mg/kg TS)	46
Tabell 28: Risk för korttidseffekter (mg/kg TS)	47
Tabell 29: Riskkaraktärisering markmiljö (mg/kg TS)	48
Tabell 30: Riskkaraktärisering markmiljö per delområde (mg/kg TS)	48
Tabell 31: Riskkaraktärisering hälsa ytvatten (µg/l)	49
Tabell 32: Sammanställning av framtagna platsspecifika riktvärden för hälsa (två scenarion) och markmiljö samt föreslagna mätbara åtgärds mål.	52

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Översiktlig karta över det område som varit föremål för mark- och grundvattenundersökningar samt lägen för befintliga byggnader. De byggnader som är inringade med streckade cirklar nyttjas som bostäder.

Blå cirkel innebär permanentboende och grön cirkel sommarboende. Bostäderna ingår inte i undersökningsområdet.	3
Figur 2: Lokaliseringar för regleringar i Alsterån (blå cirklar). Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en grön cirkel.	5
Figur 3: VISS, Allgunnen – Store Hindsjön. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.	6
Figur 4: Skyddsvärden enligt Länsstyrelsernas digitala miljöatlas. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.	7
Figur 5: Detaljplan för det aktuella området. Längst ner i det högra hörnet framgår att förslaget fastställdes den 15 april 1986. Den blå ringen motsvarar undersökningsområdets ungefärliga läge.	8
Figur 6: Undersökningsområdets uppdelning i delområden.	11
Figur 7: Arsenik i jord.	15
Figur 8: Barium i jord.	15
Figur 9: Bly i jord.	16
Figur 10: Antimon i jord.	16
Figur 11: Provpunkter i ytvatten och sediment.	20
Figur 12: Utfallet av det sekventiella lakförsök som utförts på samlingsprovet på glasavfall från Alsterbro.	27
Figur 13: Utfallet av det sekventiella lakförsök som utförts på samlingsprovet på jord från Alsterbro.	28
Figur 14: Utfallet av det sekventiella lakförsök som utförts på samlingsprovet på sediment från Hinsaryd göl.	28
Figur 15: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening.	31
Figur 16: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken.	32
Figur 17: Konceptuell modell.	36

BILAGOR

BILAGA A

Utagsrapport - platsspecifika riktvärden

1.0 INLEDNING

Golder Associates AB (Golder) har av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) fått uppdraget att genomföra en huvudstudie omfattande det tidigare glasbruket i Alsterbro, beläget ca 2 mil norr om Nybro. Undersökningsområdet utgörs av fastigheten Fröjekulla 2:1 samt delar av fastigheten Fröjekulla 3:1, i Nybro kommun.

Rapportering inom huvudstudien görs i flera delrapporter. Föreliggande rapport utgör en sammanfattande huvudrapport inkluderande riskbedömning som främst baseras på de undersökningar som utförts av Golder. Arbetet har utförts och redovisats enligt Naturvårdsverkets riktlinjer och kvalitetsmanual. Objektet ingick i det s.k. Glasbruksprojektet, och är klassat som Riskklass 1 enligt MIFO-metodiken, och har även bedömts vara ett akut objekt p.g.a. risken för direktexponering av höga halter arsenik.

I huvudstudien för projektet Alsterbro glasbruk ingår även följande rapporter:

- Fält- och resultatrapport
- Karakterisering av utfyllnadsmassor och spridningsutredning
- Översiktlig åtgärdsutredning

Riskbedömningen omfattar de föroreningar som uppmäts i förhöjda halter inom det undersökta området, och som kan kopplas till den tidigare glasbruksverksamheten. Målsättningen med föreliggande rapport är att ge en sammanfattande bild av föroreningssituationen och av eventuell pågående spridning samt att utreda huruvida några risker för negativa effekter på människors hälsa eller miljön föreligger. Undersökningsområdet ligger mitt i samhället Alsterbro och är omgivet av bostäder, men används i dagsläget inte för bostadsändamål. En översiktlig bedömning görs med avseende på hur riskbilden kan komma att förändras i ett framtida perspektiv.

2.0 VERKSAMHETSHISTORIK

I Småland har en omfattande glasindustri funnits ända sedan 1700-talet. Det område som brukar kallas *Glasriket* ligger inom de fyra kommunerna Lessebo och Uppvidinge i Kronobergs län samt Nybro och Emmaboda i Kalmar län. Ett hundratal glasbruk har historiskt funnits inom Glasriket. Vid glastillverkningen har arsenik och antimon använts som luttringsmedel, bly som stabilisator i kristallglas och andra metaller (exempelvis kadmium) som pigment. Som en följd av detta har glasbruksområdena förorenats med metaller och vid ett flertal glasbruk finns såväl förorenad jord som utfyllda områden med glasavfall (glasskärvor, glaskross m.m.)

I Alsterbro byggdes den äldsta delen av glasbrukshyttan 1871. Vi denna tid fanns fyra deglar som producerade 400 kilo glasmassa per dygn. I början av 1900-talet byggdes hyttan ut med de två flyglar som ännu idag finns på var sida om den ursprungliga byggnaden. Omkring 1920 gjordes ytterligare en tillbyggnad, som utgjordes av hyttan i Flöxhult som lagts ner och flyttades till Alsterbro. Den ursprungliga verksamheten utgjordes huvudsakligen av flasktillverkning. 1880 såldes bruket varvid produktionen ställdes om till att främst vara inriktad på hushållsglas.

I hyttan fanns flertalet av de funktioner som krävdes för glastillverkning, bland annat mängkammaren där man förvarade och blandade sand och kemikalier som smältes till glas. Under en betydande tidsperiod användes bly och arsenik vid glastillverkningen. Det är inte känt huruvida mängen tillverkades på plats under hela verksamhetstiden. I mängkammaren i Alsterbro finns det än idag kvar en del av de mobila och fasta karnen där kemikalier förvarades, och även en större sandbinge. I hyttbyggnaden fanns även degelkammare där deglarna, stora handgjorda lerkärl som glasmassan smältes i, tillverkades samt kantsliperi och synkammare, där glaslet efterarbetades.

Alsterbro glasbruk har aldrig brunnit, vilket är unikt i Glasriket och innebär att hyttan är den enda bevarade ursprungliga trähyttan. Här finns även resterna av en rundugn bevarade samt en ålderdomlig kylugn murad av tegel. Till skillnad från i många andra hyttor försökte man aldrig få igång glasbruksverksamheten efter nedläggning. Verksamheten upphörde 1969 och under 1970-talet omvandlades lokalerna till ett dansställe. Denna verksamhet lades ner 1993, och därefter har hyttan i Alsterbro främst använts för enstaka musikframträdanden sommartid.

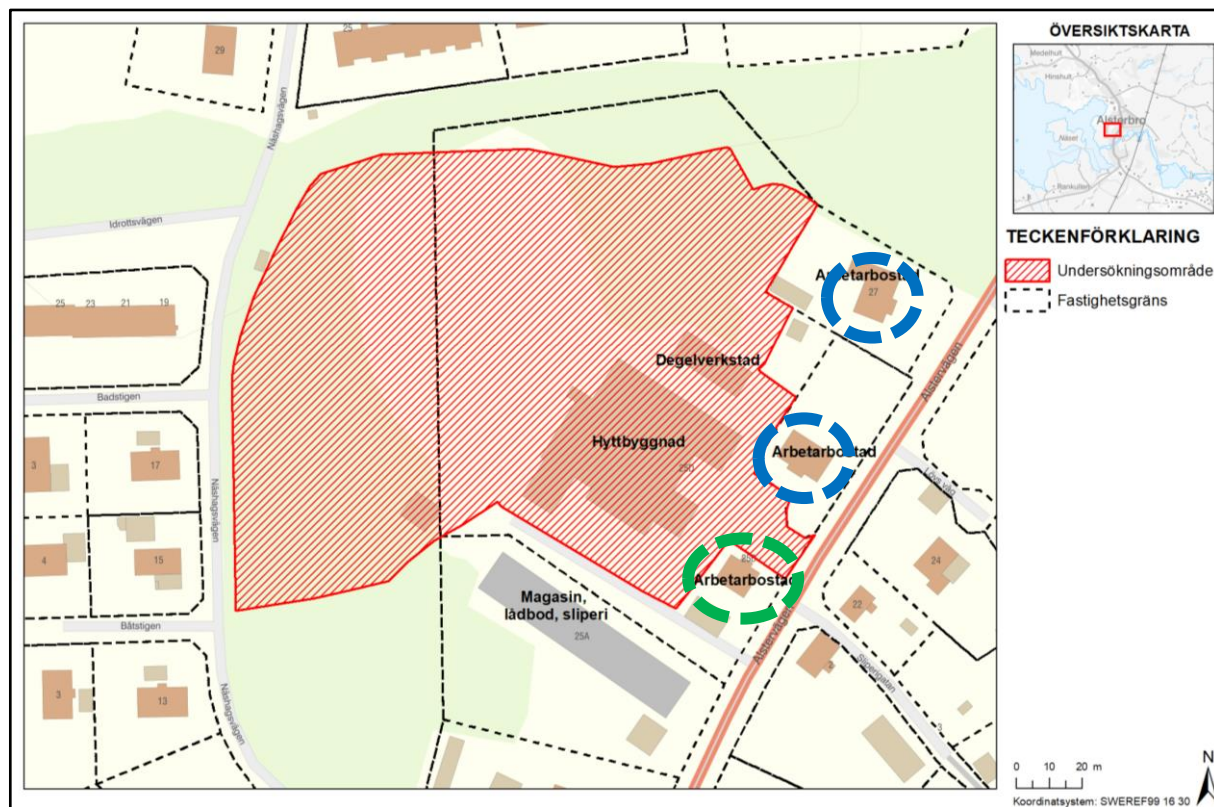
3.0 OMRÅDESBESKRIVNING

I Alsterbro, som ligger ca 25 km norr om Nybro, bor strax under 500 personer. Glasbruksområdet ligger centralt i Alsterbro samhälle, ca 150 m norr om Alsterån. Söderut avgränsas undersökningsområdet delvis av Alstervägen och delvis av privat bostadsmark och en större lagerbyggnad utgör närmaste granne. Såväl bostadshusen som lagerbyggnaden har ingått i den bebyggelse som tidigare hörde till glasbruket. I övriga väderstreck avgränsas undersökningsområdet av allmän parkmark.

Ca 200 meter västerut finns en campingplats, en badplats (Store Hindsjön) och en fotbollsplan. Direkt öster om undersökningsområdet går Alstervägen. Bostadshus finns i nära anslutning till området, i samtliga riktningar, i dagsläget nyttjas dock endast en bostad. Ett idag oanvänt bostadshus finns även inom undersökningsområdet. Området omgärdas av ett lågt staket, men är inte otillgängligt för allmänheten, och det händer att människor vistats inom området.

Undersökningsområdet är totalt ca 19 500 m². Ett område väst/nordväst om hyttan har historiskt fyllts ut med glaskross, detta område uppgår till ca 3 000 m². Vidare finns en hög med färgglatt glaskross intill huvudbyggnadens nordvästra hörn.

Bortsett från en grusad vändplan direkt sydost om själva hyttbyggnaden och en asfalterad angöringsväg söder om densamma, utgörs marken kring hytta och övriga byggnader av gräsytor samt på sina håll berg i dagen. Området nordost om hyttan är inhägnat med staket och utgörs av en flack gräsplan omgärdad av snårig slyskog.



Figur 1: Översiktlig karta över det område som varit föremål för mark- och grundvattenundersökningar samt lägen för befintliga byggnader. De byggnader som är inringade med streckade cirklar nyttjas som bostäder. Blå cirkel innebär permanentboende och grön cirkel sommarboende. Bostäderna ingår inte i undersökningsområdet.

Utöver det fd glasbruket finns inga MIFO-objekt i riskklasserna ett eller två i närområdet, närmast uppströms belägna klass två-objekt finns i Fröseke, närmast uppströms belägna klass ett-objekt är det fd glasbruket i Alsterfors.

3.1 Geologi och hydrogeologi

Enligt SGU:s jordartskarta utgörs den naturliga jordarten inom området av sandig morän, medan berggrunden utgörs av granit (svekokarelska orogenen). Den naturliga jord som påträffats i samband med utförda undersökningar utgörs främst av mull och sand. Området är till största delen utfyllt med sand, uppblandad med rester från glastillverkningen. Djupet till berg är inom undersökningsområdet är litet, och all provtagning har kunnat utföras ner till berg. Bergytan ligger generellt mellan 1 och 2 m u my (som minst 0,8 m, som mest 2,9 m). Ställvis är området utfyllt ner till berg, i övrigt finns ett tunt lager med naturlig jord mellan utfyllnadsmassorna och bergets överyta.

Vattentillgången i berg är enligt SGU god (6000 – 20 000 l/h). Berggrunden är ytligt belägen inom hela området, och den största grundvattenströmingen sker sannolikt i berg. I samband med utförda undersökningar har dock inga grundvattenrör installerats i berg, utan endast i jord. Under 2018 rådde mycket torra förhållanden, och det har därmed inte varit möjligt att göra varken nivåmätningar eller provtagning av grundvatten vid mer än ett tillfälle (januari).

Grundvattnets övergripande strömningsriktning i jord förväntas följa marktopografen, mot ett lågt beläget markområde söder/sydost om bruksområdet, och vidare ner mot Alsterån. Resultat från den grundvattenprovtagning som utförts styrker detta antagande, men antyder även ett möjligt flöde i nordvästlig riktning.

Närmsta vattenbrunn enligt SGUs Brunnsarkiv ligger ca 500 meter sydväst om undersökningsområdet.

Genomsläppligheten i de naturliga jordarna inom området bedöms av SGU vara medelhög, utifrån att jordarten utgörs av sandig morän. Fyllnadsmassorna är mycket heterogena, de utgörs av sand samt exempelvis byggavfall, tegel och glas. Sand har hög genomsläpplighet (i storleksordningen $1 \cdot 10^{-3}$ till $1 \cdot 10^{-5}$ enligt NV4918), och uppblandningen med grova fyllnadsmaterial gör att den potentiellt är ännu högre. Det är sannolikt att markens genomsläpplighet varierar stort i de heterogena fyllnadsmassorna.

De torra förhållandena och uteblivna mättillfällena innebär att det är svårt att bedöma grundvattenflödet i jord genom undersökningsområdet. Att inget grundvatten återfinns under torra perioder tillsammans med att berget ligger så nära markytan indikerar dock att en sammanhängande akvifär i jorden saknas och att det vatten som påträffades vid undersökningen i januari 2018 utgör en form av markvatten, som bildas i samband med nederbörd.

En grov beräkning av mark/grundvattenflödet genom undersökningsområdet har utförts, genom att uppskatta mängden grundvattenbildande infiltrerande nederbörd. Denna beräknas med hjälp av en enkel vattenbalansekvation enligt nedan, samt uppskattad områdesarea.

$$R = P - E - \Delta s$$

Där R = grundvattenbildning, P = nederbörd, E = avdunstning och Δs = magasinförändringar.

Nederbördsdata har hämtats från SMHI (1961-1990), som anger en årsmedelnederbörd på ca 0,6 m/år och en avdunstning på ca 0,5 m/år. Parametern magasinförändringar kan i ett långsiktigt perspektiv sättas till noll. Sammantaget ger detta en grundvattenbildning om ca 0,1 m/år.

Multiplikeras denna siffra med arean för undersökningsområdet (ca 19 500 m²) erhålls en uppskattning av grundvattenbildningen:

$$R = 1\,950 \text{ m}^3/\text{år}$$

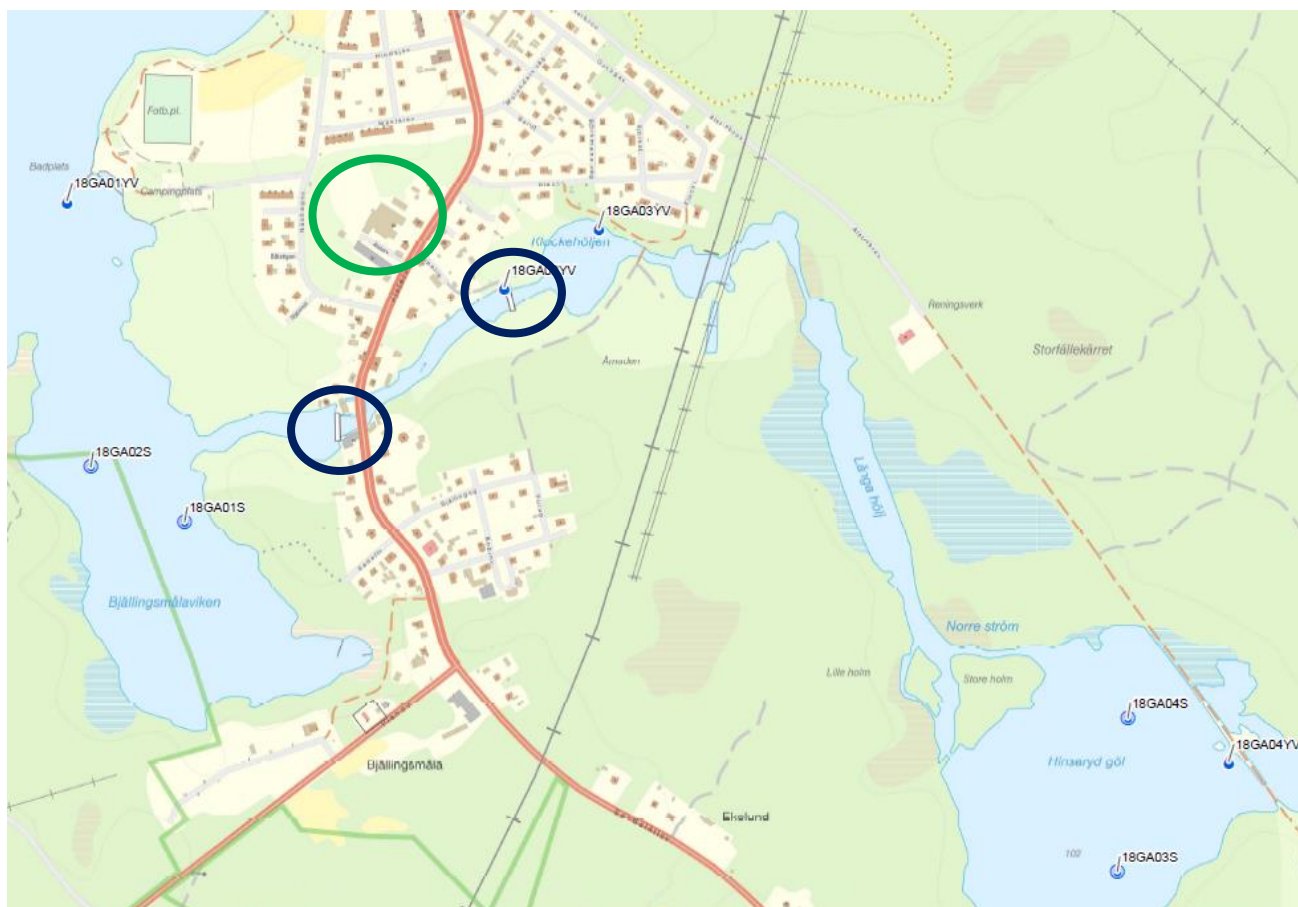
3.2 Recipient

Recipienten utgörs av Alsterån, ett av Smålandskustens mest värdefulla vattendrag, som härrör från källområden i Uppvidinge kommun. Alsterbro ligger i den östra delen av Alsteråns huvudavrinningsområde. Undersökningsområdet ligger enligt SMHIs vattenwebb precis mitt emellan de båda delavrinningsområdena "Utloppet av Store Hindsjön" som är ca 12 km² stort (uppströms), och "Inloppet i Allgunnen" som är ca 47 km² (nedströms).

Alsterån rinner i närområdet genom flera sjöar. De närmsta utgörs av Stora Hindsjön, som ligger uppströms undersökningsområdet (ca 200 m västerut) och Hinsaryd Göl, nedströms undersökningsområdet (ca 1 km åt sydost). 200 meter ost/sydost om det fd glasbruksområdet buktar Alsterån ut åt båda håll och bildar Klockehöljen.

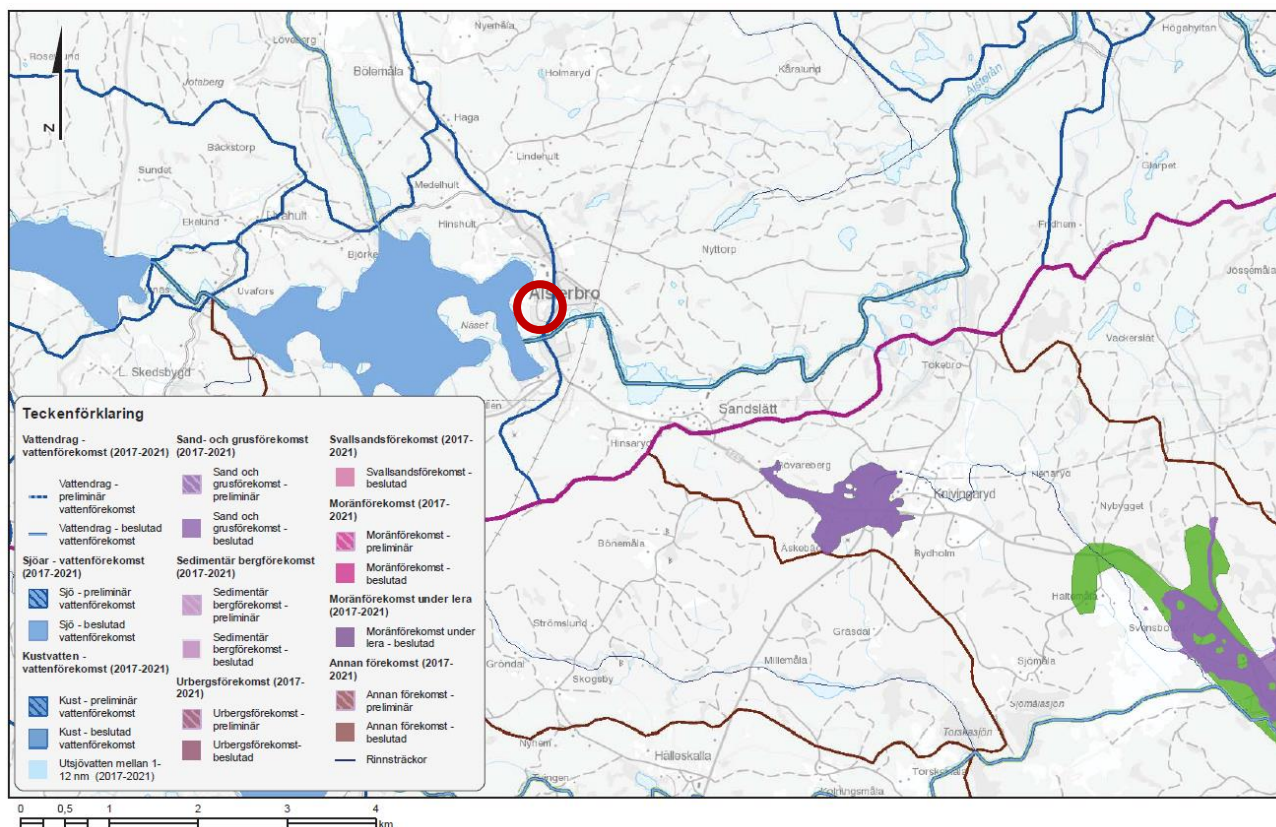
Merparten av Alsteråns huvudfåra är exploaterad av vattenkraftsintressen och i systemet finns 12 vattenkraftverk. I Alsterbro finns en kraftstation inrymd i den gamla kvarnen och en i anslutning till det gamla sliperiet (se lokalisering i Figur 2).

Det finns andra glasbruk som också har Alsterån som recipient; såsom Älghult, Alsterfors och Rydefors. Samtliga dessa fd glasbruk ligger uppströms Alsterbro. Det närmsta av dessa bruk är Rydefors, som ligger ca 15 km väster om Alsterbro.



Figur 2: Lokaliseringar för regleringar i Alsterån (blå cirklar). Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en grön cirkel.

Både Store Hindsjön i väster, samt Alsterån mellan Store Hindsjön och Allgunnen (som ligger ca 7 km i nordväst) är av VISS (VattenInformationSystem Sverige) identifierade vattenförekomster. Närmsta identifierade grundvattenförekomst (Ås vid Bäckebo-Rockneby, Knivingaryd) ligger ca 3 km sydväst om Alsterbro.



Figur 3: VISS, Allgunnen – Store Hindsjön. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.

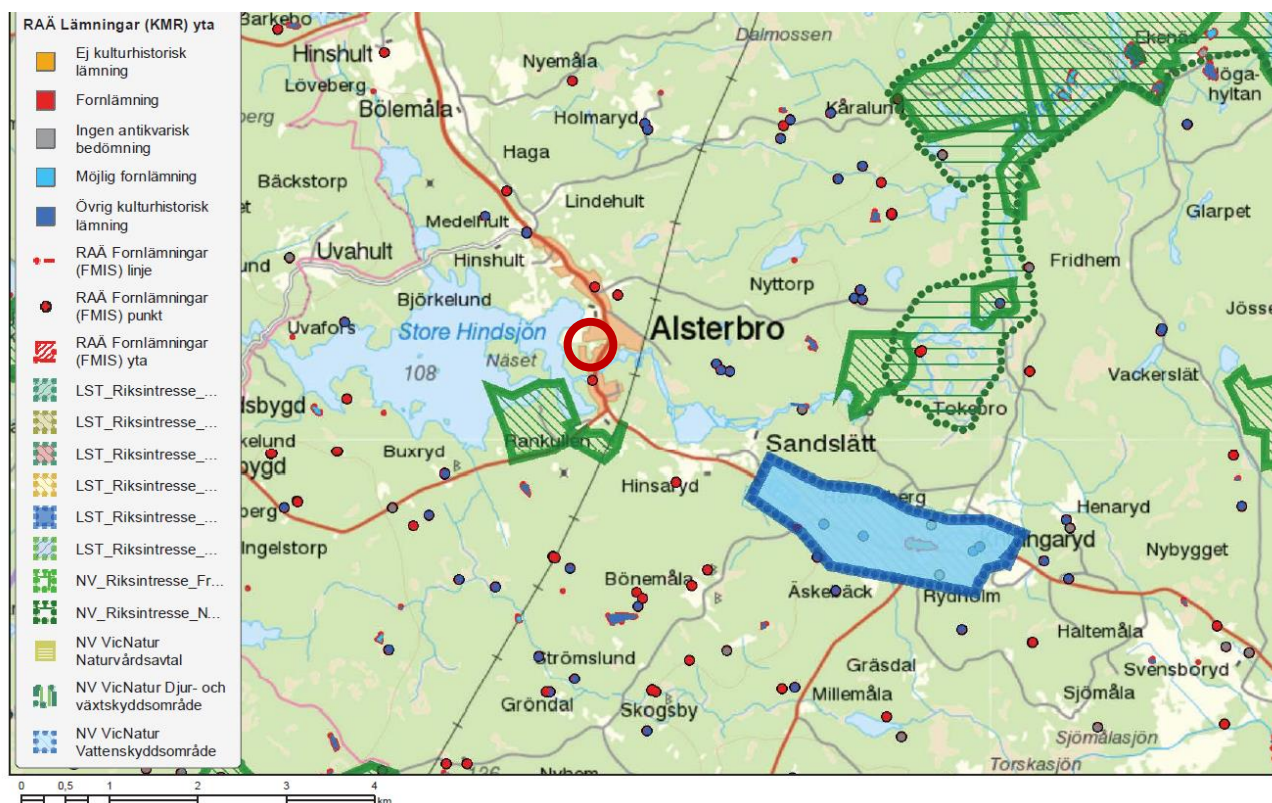
Den ekologiska statusen i Store Hindsjön är klassificerad som måttlig (främst baserat på måttlig status i fisk), och den kemiska statusen är satt som ej god, utifrån förekomst av de i samtliga vattenförekomster i Sverige förekommande föroreningarna kvicksilver och bromerade difenyletrar. Ingen statusklassificering har utförts med avseende på övriga kemiska parametrar.

Även i den aktuella sträckan av Alsterån bedömer VISS att den ekologiska statusen är måttlig. Den kemiska statusen utan överallt överskridande ämnen bedöms vara god.

3.3 Övriga skyddsvärden

Ett kommunalt naturreservat (Bjällingsmåla) finns ca 600 meter sydost om undersökningsområdet, och ett annat (Vikroken) ligger ca 2 km österut. Stora delar av Alsteråns vattensystem är klassificerat som riksintresse för naturvård, dock inte runt Alsterbro. Ett område som är utpekad som riksintresse börjar ca 2 km öster om Alsterbro (nedströms) och fortsätter ända till Alsteråns mynning i Östersjön. Vidare är grundvattenförekomsten vid Knivingaryd klassificerad som ett vattenskyddsområde.

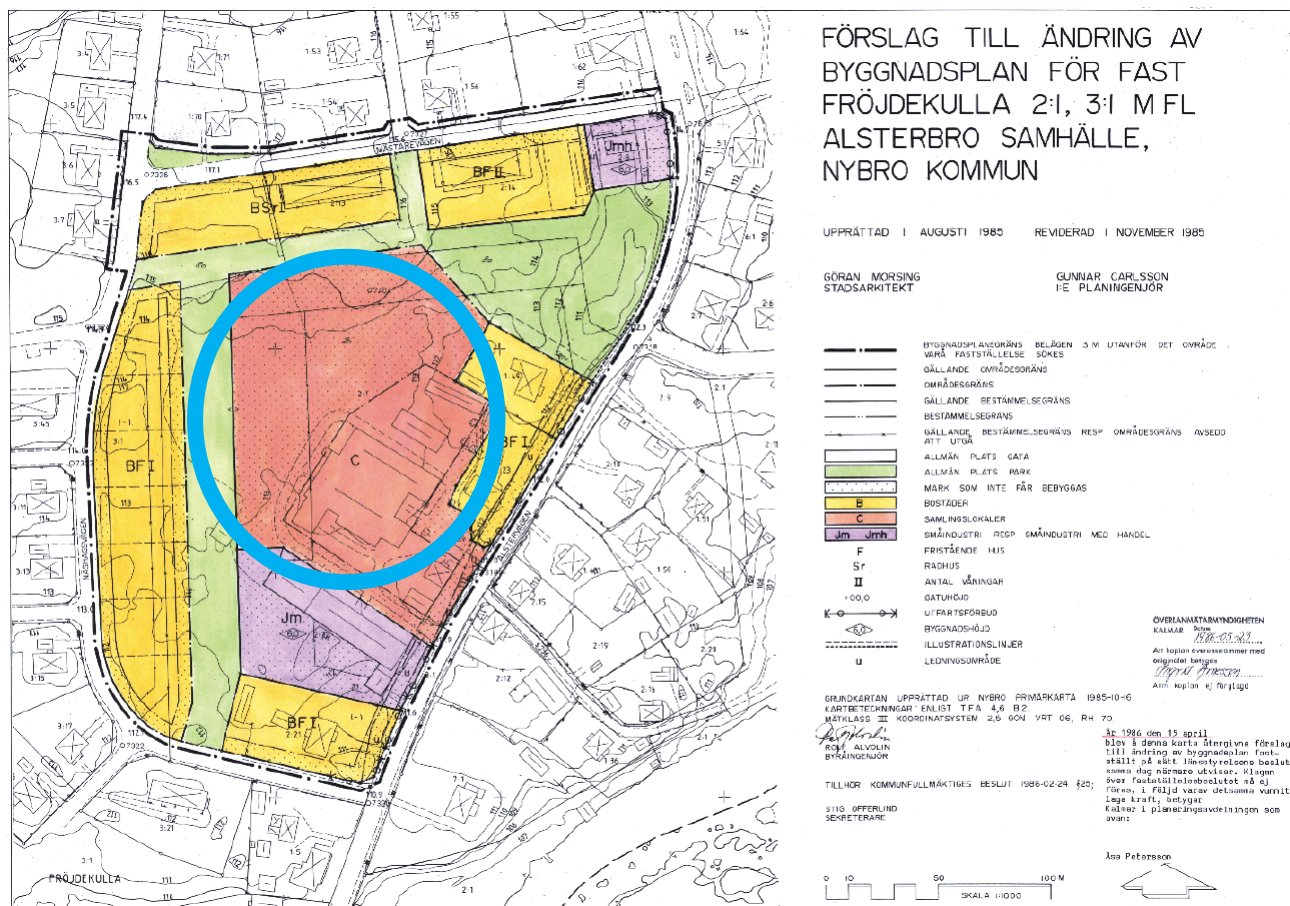
Närmsta kulturvärdesobjekt, utpekad av riksantikvarieämbetet, utgörs av den gamla kvarnen, som ligger ca 200 meter söder om undersökningsområdet, invid Alsterån.



Figur 4: Skyddsvärden enligt Länsstyrelsernas digitala miljöatlas. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.

3.4 Planförhållanden

Av gällande detaljplan (se Figur 5 nedan) framgår att den planerade markanvändningen för huvuddelen av undersökningsområdet är "samlingslokaler". Såvitt Golder erfar finns inga planer på ändring av detaljplanen, trots att bostadshus finns inom den del som är avsedd för samlingslokaler.



Figur 5: Detaljplan för det aktuella området. Längst ner i det högra hörnet framgår att förslaget fastställdes den 15 april 1986. Den blå ringen motsvarar undersökningsområdets ungefärliga läge.

4.0 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Föreliggande avsnitt utgör en övergripande redovisning av resultaten från de undersökningar som utförts under 2018 och 2019. Dessa redovisas i sin helhet i Fältrapporten.

4.1 Analyser

För analyser av jord och vatten har Golder anlitat det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB. Analysomfattningen för samtliga provtagna media redovisas i Tabell 1, och en mer detaljerad redovisning återfinns i fältrapporten.

Tabell 1: Kemiska analyser

Medium	Antal	Beskrivning
Jord och utfyllnadsmaterial	65	Analys avseende lakbara metallhalter.
	28	Totalhaltsanalys avseende metaller
Grundvatten	7	Analys av lösta metallhalter i vatten.
	7	Analys av anjoner.
Ytvatten	20	Totalhaltsanalys avseende metaller.
	16	Analys av anjoner.
	4	Bestämning av katjoner i DGT.
	4	Bestämning av anjoner i DGT.
Porvatten	2	Totalhaltsanalys avseende metaller.
Sediment	10	Totalhaltsanalys avseende metaller.
Biota (gräs)	3	Analys av grundämnen i biota.

Utöver de analyser som anges ovan har material från området även utsatts för skakförsök, sekventiella lakförsök, fuktkammarförsök samt blyisotopanalyser enligt en omfattning som framgår av Tabell 2.

Tabell 2: Övriga analyser

Försökstyp	Antal	Omfattning	Syfte
Skakförsök enligt L/S 2 och L/S 10	3	Ett prov på blandat material från utfyllnadsområdet, ett prov på blandat glasavfall samt ett samlingsprov på bruksmarksjord.	Utredning av initial lakning samt mottagningskrav vid aktuell deponering.
Sekventiella lakförsök (Fem steg)	3	Ett prov på blandat material från utfyllnadsområdet, ett samlingsprov på glasavfall och ett samlingsprov på ytsediment från Hinsaryd göl.	Precisering av tillgänglighet och lakbarhet i samband med olika klimatscenarior såsom översvämning och ändrade redoxförhållanden. Analysresultaten ger även en fingervisning om de eventuella föroreningarnas biotillgänglighet.
Fuktkammarförsök	2	Ett prov på blandat material från utfyllnadsområdet och ett samlingsprov på glasavfall.	Erhålla förståelse för hur materialtyperna beter sig i samband med vittring och oxidation. Därtill kan försöksresultaten användas som underlag vid dimensionering av eventuella åtgärdslösningar samt för jämförelser med data från tidigare utredda glasbruk.
Blyisotopstudier	12	Material från ytliga och djupare sediment i Hinsaryd göl och i Store Hindsjön samt i blandmaterial från sedimentfällor. Från landområdet har samlingsprover från utfyllnadsområde och bruksområde undersökts liksom ett prov på glasavfall samt morän från referenspunkt.	Utredning av källor till bly (föroreningar) i mark och sediment.

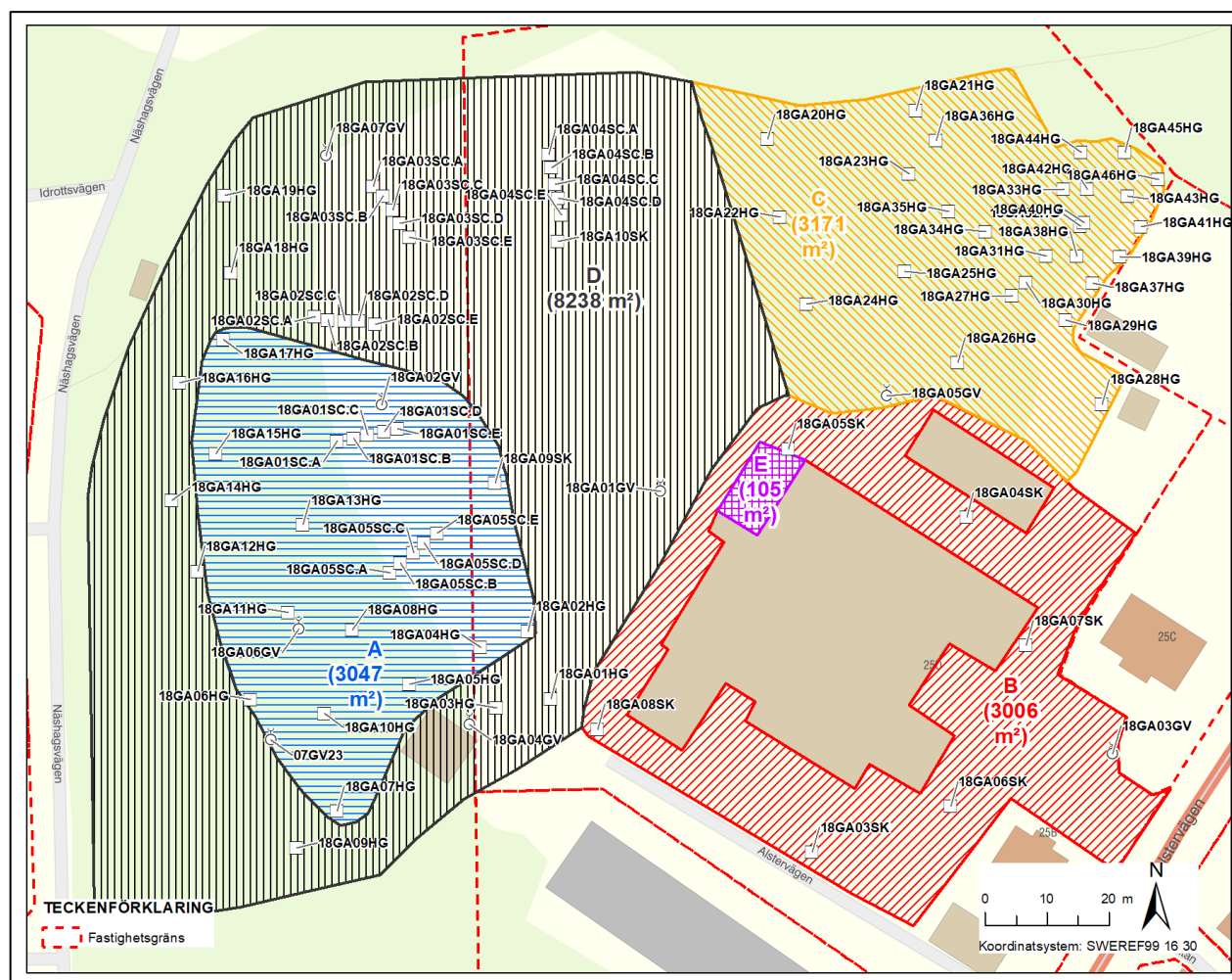
4.2 Jord

Med avseende på provtagning i jord delades undersökningsområdet in i fyra huvudsakliga delområden, främst baserat på observationer i fält och hur marken används. Delområde A i Figur 6 nedan är till stor del utfyllt med glasrester/glaskross samt byggavfall och benämns "utfyllnadsområde väst". Även delområde C är till stor del utfyllt med rester från glasbruksverksamheten och utgör "utfyllnadsområde nordost". Det är värt att notera att också delområdena B och D är utfyllda med diverse material, inklusive rester från glasbruksverksamheten. Den totala ytan för undersökningsområdet är ca 19 000 m². Glashögen invid hyttan är med i figuren som delområde E. Högen, som består av kasserad och krossad olikfärgad glasprodukt, har en basarea på ca 100 m² och når som högst ca 2,5 m över markytan.

Nedan ges en kortfattad beskrivning av de olika delområdena, för mer detalj hänvisas till Fältrapporten.

- Delområde A (utfyllnadsområde väst) utgörs av ett ca 3 000 kvadratmeter stort område, utfyllt med avfall från den tidigare verksamheten. Fyllnadsmassorna, som är ca 2 m mäktiga, innehåller stora mängder glaskross och glasslagg, samt även eldfast tegel, metallskrot samt större sten- och betongföremål. Fyllnadsmassorna överlagras generellt av ett en till två decimeter tjockt gräsbevuxet mullager, ställvis med inslag av glas. Marken under utfyllnaden utgörs antingen av berggrunden direkt eller av ett halvmeter tjockt skikt av sandig lera innan berget tar vid.

- Delområde B är beläget i undersökningsområdets sydöstra del och omfattar marken kring de fd. glasbruksbyggnaderna. Utöver dessas utgörs marken inom delområdet i huvudsak av gräsbevuxna och grusade ytor. Under dessa föreligger ett 0,5-1,5 m mäktigt sandlager med inslag av glasbitar och kolrester, ställvis även mäng. Fyllningen överlagrar en sandig morän och berggrunden återfinns generellt ca 1,5 – 3 meter under markytan.
- Delområde C (utfyllnadsområde nordost) inbegriper slyskogsområdet i undersökningsområdets nordöstra del. Delområdet är skräpigt av glas och plåtskrot, och de sandiga fyllnadsmassorna innehåller en del glas och en större mängd mäng. Områdets totala area är ca 3100 kvadratmeter och medeldjupet inom området är ca 2 meter.
- Till delområde D hör de delar av den öppna gräsplanen nordväst om hyttan som inte bedöms utgöra utfyllnadsområdet, samt det skogsbevuxna område som utgör undersökningsområdets gräns i väster. Fyllningen har inslag av glas och en mäktighet som varierar mellan 0,5 och 1 m. Avståndet till berg är ca 0,5 m i delområdets norra delar och ca 1,5-2 m i söder. I markytan inom de skogsbevuxna delarna finns glasrester och metallskrot, glas framför allt i den sydvästra delen. Här har även ett flertal tunnor innehållandes felsmält glas samt något som verkar vara mäng påträffats.



Figur 6: Undersökningsområdets uppdelning i delområden.

Provtagning av jord och fyllnadsmassor har främst utförts genom att gräva provgropar och schakter. Marken närmast hyttan provtogs dock huvudsakligen genom skruvborrning, för att minimera markskador. I delområde C var tillgängligheten dålig, och provtagning skedde främst genom handgrävning. Två referensprover uttogs genom handgrävning, ett vid Store Hindsjöns norra strand och ett söder om Hinsaryd göl. Vid Hinsaryd göl har prov uttagits vid två tillfällen. Samtliga provpunkter, utan referenspunkterna, redovisas i Figur 6, och även i situationsplanen i Fältrapporten.

Under december 2018 samt april 2019 genomfördes kompletterande jordprovtagning inom delområde C, då kraftigt förhöjda halter påvisats i detta område vid tidigare utföra undersökningar. Syftet var främst att avgränsa föroreningsutbredningen.

De uttagna jordproverna har endast analyserats med avseende på metaller. Några analyser med avseende på organiska ämnen i jord har inte genomförts då inga indikationer i fält visade på eventuell förekomst av dessa. Antalet analyser är stort, och därför redovisas istället för enskilda resultat statistik över de uppmätta halterna i tabellerna nedan, tillsammans med en jämförelse med NV:s generella riktvärden för känslig respektive mindre känslig markanvändning. Samtliga analyserade ämnen har inte tagits med i tabellen, utan endast tungmetaller samt ämnen som kan förväntas förekomma i anslutning till glasbruksverksamhet redovisas. För kompletta resultat hänvisas till fältrapporten.

Vid beräkning av statistik har halter under laboratoriets rapporteringsgräns generellt ansatts som halva rapporteringsgränsen. Vid beräkning av den övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM) i US EPAs program ProUCL hanteras halter under rapporteringsgränsen av programvaran. Statistiken och vilka mått som används i riskbedömningen beskrivs i mer detalj i avsnitt 11.0.

Tabell 3: Statistik över föroreningshalter i jord, samtliga prover (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det)	Ref (max)	Min	Median	Medel	UCLM95	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	93 (91)	2,7	<0,3	32	456	998	13 500	10	25	250
Ba	93 (93)	825	17	192	1 079	3 544	52 700	200	300	3000
Cd	93 (72)	0,2	<0,05	0,4	22	101	1 650	0,8	12	120
Co	93 (93)	11	0,3	5,7	6,6	7,4	19	15	35	350
Cr	93 (93)	49	1	15	22	33	306	80	150	1500
Cu	93 (93)	19	3,5	15	51	127	1290	80	200	2000
Hg	93 (57)	0,1	<0,02	0,05	0,08	0,2	1,5	0,25	2,5	25
Mo	93 (88)	0,8	<0,2	0,5	0,7	0,8	6,5	40	100	1000
Ni	93 (93)	21	0,6	9	13	15	61	40	120	1200
Pb	93 (93)	33	4,1	35	1202	4 154	53 900	50	400	4000
Zn	93 (93)	84	15	92	212	245	2 780	250	500	5000
Sb	93 (93)	1,1	0,1	6,6	120	147	5 670	12	30	300
B	93 (52)	<8	<2	4,5	22	23	453			

Av tabellen ovan framgår att kraftigt förhöjda föroreningshalter (mer än tio gånger högre än NV-MKM) föreligger med avseende på arsenik, barium, kadmium, bly och antimon. Maxhalterna av krom, koppar och zink överskrider NV-MKM, medan kobolt, kvicksilver och nickel har uppmätts i halter över NV-KM. För de ämnen som uppmätts i mest förhöjda halter är skillnaden mellan median och medelvärde genomgående stor, vilket tyder på att ställvis förekommande mycket höga halter har stor inverkan på medelvärdet.

Alla metaller som analyserats har inte inkluderats i tabellen, t.ex. redovisas inte tenn och silver för vilka NV inte tagit fram några generella riktvärden (fullständiga resultat finns i Fältrapporten). Generellt gäller för de ämnen som saknar jämförvärden att de uppmätta maxhalterna är högre inom undersökningsområdet jämfört med referensproverna, medan medelhalterna ligger på ungefär samma nivå. Halterna av dessa ämnen bedöms inte

vara kraftigt förhöjda inom området, och inte dimensionerande för riskbedömningen och har därmed inte utretts vidare. Bor har dock inkluderats eftersom glasbruksverksamhet kan bidra till förhöjda halter avseende bor.

I tabellerna nedan redovisas statistik för respektive delområde; dock inte UCLM₉₅, på grund av att provantalet är mindre. Sammantaget visar tabellerna att även om halter över använda jämförvärden föreligger inom samtliga delområden är haltskillnaderna för vissa ämnen stora. Exempelvis har samtliga maxhalter av de ämnen där halterna är mest förhöjda (arsenik, barium, kadmium, bly och antimon) uppmätts inom delområde C.

Tabell 4: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde A (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det)	Min	Median	Medel	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	22 (20)	1,6	94	175	1040	10	25	250
Ba	22 (22)	21	239	382	968	200	300	3000
Cd	22 (19)	0,05	0,7	1	4,6	0,8	12	120
Co	22 (22)	0,9	4	4,4	11	15	35	350
Cr	22 (22)	2,5	12	17	88	80	150	1500
Cu	22 (22)	3,9	25	29	74	80	200	2000
Hg	22 (17)	<0,02	0,07	0,2	1,5	0,25	2,5	25
Mo	22 (19)	0,1	0,5	0,6	1,4	40	100	1000
Ni	22 (22)	1,3	7,4	9,5	31	40	120	1200
Pb	22 (22)	6,6	64	138	1030	50	400	4000
Zn	22 (22)	15	155	323	2780	250	500	5000
Sb	22 (22)	0,2	24	106	1000	12	30	300
B	22 (18)	<2	8,1	13	45			

Tabell 5: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde B (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det)	Min	Median	Medel	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	21 (21)	0,9	20	174	2 930	10	25	250
Ba	21 (21)	17	72	135	980	200	300	3000
Cd	21 (12)	0,05	0,2	0,8	9,8	0,8	12	120
Co	21 (21)	2,4	4,9	5,7	16	15	35	350
Cr	21 (21)	5,1	13	16	47	80	150	1500
Cu	21 (21)	6,9	14	17	37	80	200	2000
Hg	21 (7)	<0,04	<0,04	0,04	0,2	0,25	2,5	25
Mo	21 (20)	0,1	0,4	0,4	1,5	40	100	1000
Ni	21 (21)	4,3	7,7	8,6	26	40	120	1200
Pb	21 (21)	4,1	19	60	324	50	400	4000
Zn	21 (21)	24	57	84	479	250	500	5000
Sb	21 (21)	0,6	8,7	14	79	12	30	300
B	21 (7)	<2	<2	3	29			

Tabell 6: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde C (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det)	Min	Median	Medel	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	30 (30)	1,8	67	1 090	13 500	10	25	250
Ba	30 (30)	34	912	2 718	52 700	200	300	3000
Cd	30 (30)	<0,1	1,5	68	1 650	0,8	12	120
Co	30 (30)	0,3	8,5	9,3	19	15	35	350
Cr	30 (30)	1	41	50	306	80	150	1500
Cu	30 (30)	4,1	22	115	1 290	80	200	2000
Hg	30 (25)	<0,02	0,06	0,07	0,3	0,25	2,5	25
Mo	30 (29)	0,1	0,9	1,4	6,5	40	100	1000
Ni	30 (30)	0,6	20	20	61	40	120	1200
Pb	30 (30)	4,9	71	3 571	53 900	50	400	4000
Zn	30 (30)	23	139	313	1 700	250	500	5000
Sb	30 (30)	1,2	7,9	282	5 670	12	30	300
B	30 (22)	<2	16	51	453			

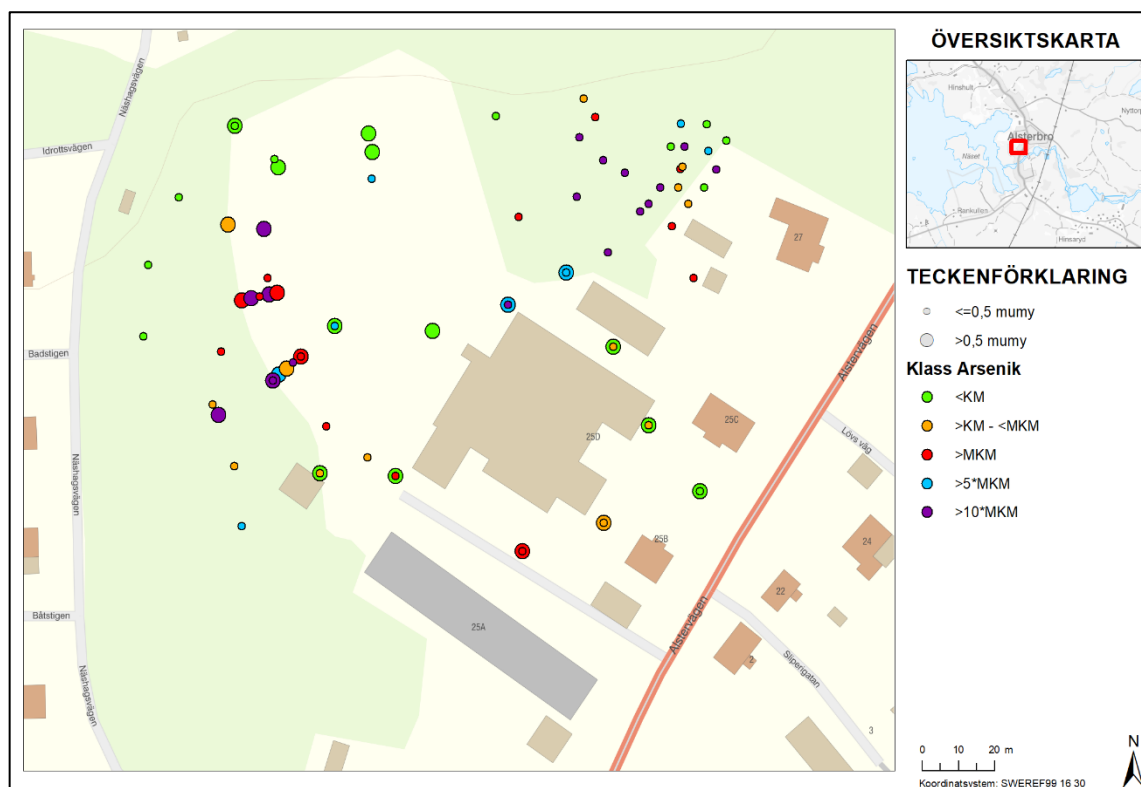
Tabell 7: Statistik över föroreningshalter i jord, delområde D (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det)	Min	Median	Medel	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	20 (18)	0,7	4,2	112	1 980	10	25	250
Ba	20 (20)	28	64	378	2 420	200	300	3000
Cd	20 (14)	0,03	0,1	0,5	5,7	0,8	12	120
Co	20 (20)	1,1	5,8	5,9	14	15	35	350
Cr	20 (20)	2,9	15	15	39	80	150	1500
Cu	20 (20)	3,5	9,9	16	84	80	200	2000
Hg	20 (8)	<0,04	<0,04	0,04	0,09	0,25	2,5	25
Mo	20 (20)	0,3	0,5	0,5	1	40	100	1000
Ni	20 (20)	1,9	8,7	9,1	19	40	120	1200
Pb	20 (20)	5	18	18	49	50	400	4000
Zn	20 (20)	22	39	70	485	250	500	5000
Sb	20 (20)	0,1	1,1	5,4	56	12	30	300
B	20 (7)	<2	<2	7	47			

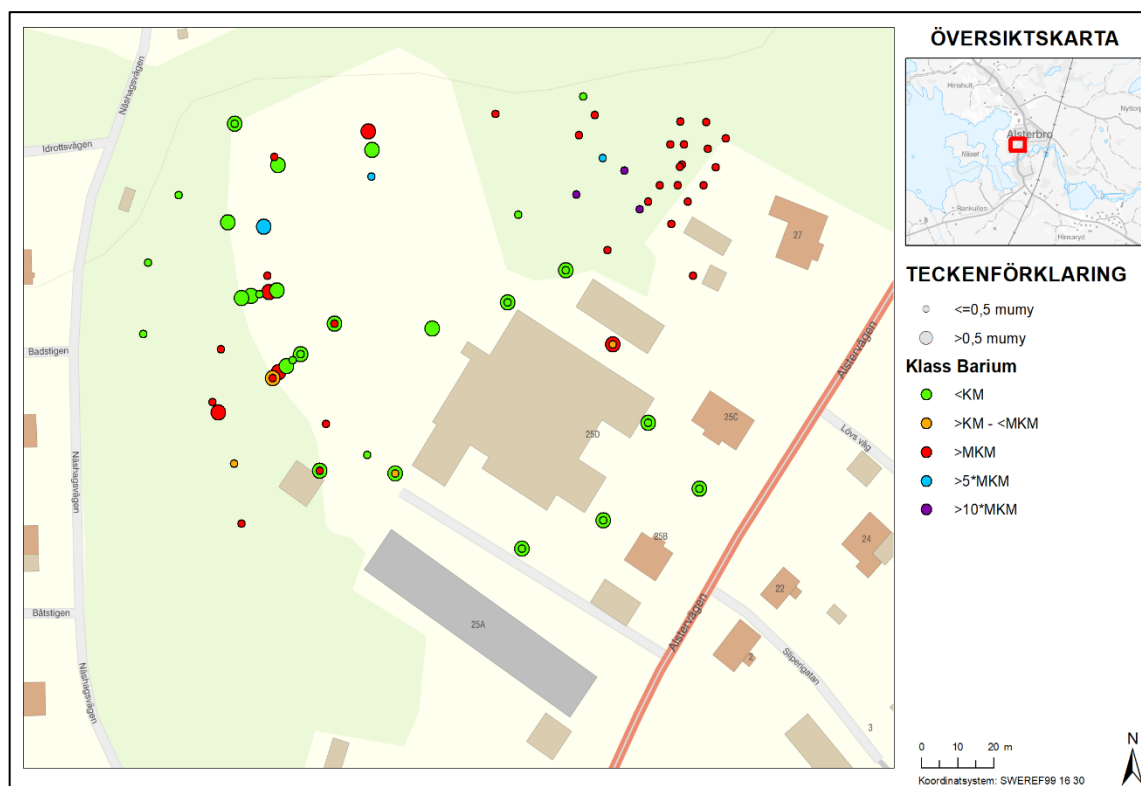
4.2.1 Föroreningsutbredning

En övergripande bild av föroreningsutbredningen inom undersökningsområdet redovisas nedan. Halkartor har tagits fram för de ämnen som är mest förhöjda i förhållande till respektive jämförvärde, vilket i föreliggande fall är arsenik, barium, bly och antimon.

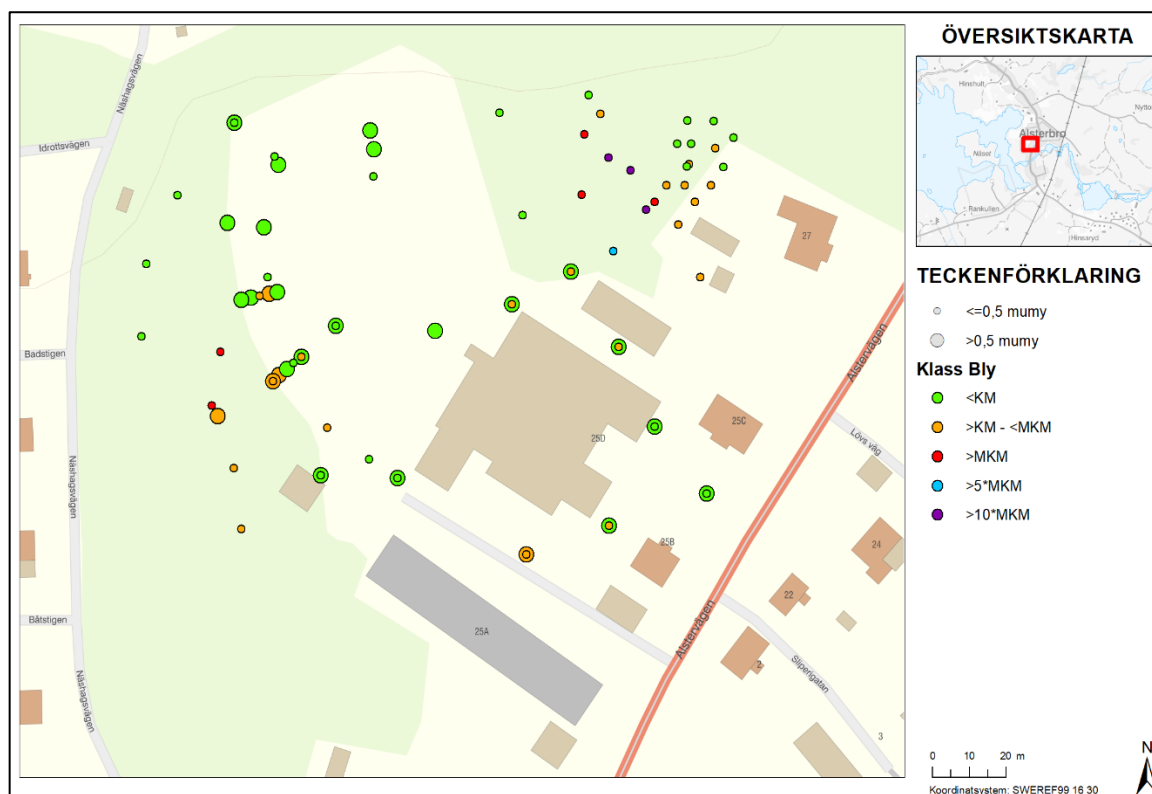
I figurerna nedan görs en uppdelning i resultat i ytlig jord (< 0,5 m u my) och mer djupliggande jord (> 0,5 m u my). I vissa fall har provuttag skett på flera olika jorddjup i samma provpunkt. Om det finns fler än ett resultat i något av de angivna djupintervallen redovisas endast den högsta halten i figurerna nedan.



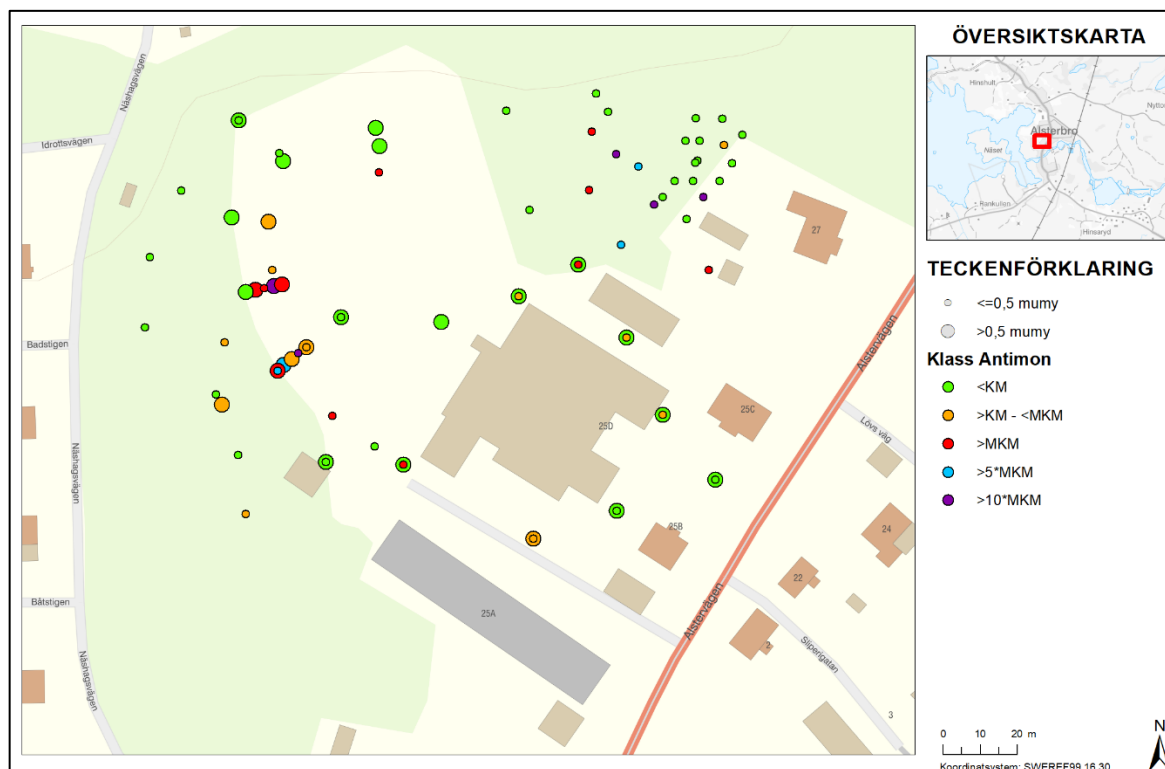
Figur 7: Arsenik i jord



Figur 8: Barium i jord



Figur 9: Bly i jord



Figur 10: Antimon i jord

Av figurerna ovan framgår att mycket höga föroreningshalter uppmätts i ytlig jord i den nordöstra delen av undersökningsområdet (delområde C). Kompletterande provtagningar utfördes inom detta delområde under våren 2019, men i Figur 8 syns att föroreningsutbredningen fortfarande inte är helt avgränsad med avseende på barium. När det gäller övriga ämnen finns enstaka förhöjda halter av arsenik och antimon nära undersökningsområdets nordvästra gräns, men överlag bedöms utbredningen vara avgränsad i denna riktning.

Baserat på jämförelsen med NV:s generella riktvärden i figurerna ovan (dvs med avseende på arsenik, barium, bly och antimon) kan föroreningsutbredningen inte heller sägas vara avgränsad i sydlig/sydöstlig riktning. Mot undersökningsområdets gränser mot nordost och sydväst ligger de flesta halter dock under använda jämförvärden, med undantag för arsenik i den sydvästra delen.

När det gäller avgränsning i djupled går fyllnadsmassorna i många fall ner till berg, i övrigt finns oftast bara ett tunnare lager med naturlig jord mellan bergytan och utfyllnadsmaterialet. Den ytliga bergytan innebär att föroreningsutbredningen överlag är avgränsad i djupled.

4.3 Biota

I Tabell 8 redovisas de halter som erhållits vid analys av gräs. Referensprovet (18GAREFBIO) togs ca 2 km utanför Alsterbro samhälle och proven inom undersökningsområdet togs intill grundvattenrören 18GA01GV och 18GA02GV.

För metaller beror upptaget i växter i stor utsträckning på miljöfaktorer och markförhållanden som pH, redoxpotential, innehåll av organiskt material och lerinnehåll, men även på ämnens egenskaper.

Tabell 8: Uppmätta metallhalter i gräs (mg/kg)

	18GA01BIO	18GA02BIO	18GAREFBIO
As	0,3	0,2	<0,05
B	3,5	0,5	0,7
Cd	0,02	0,2	0,01
Co	0,03	0,01	0,01
Cr	0,1	0,04	0,03
Cu	1,8	0,8	1,1
Hg	<0,007	<0,006	<0,007
Mn	42	9,2	33
Ni	0,1	0,07	0,2
Pb	1,3	0,2	0,1
Sb	0,3	0,02	0,009
U	0,008	0,002	0,004
Zn	18	7,8	14

Av tabellen framgår att halterna av arsenik, kadmium, krom, bly och antimon är högre än referenshalten i båda proverna från undersökningsområdet. För alla dessa ämnen utan kadmium är halten högst i 18GA01. Samma mönster gäller för flertalet metaller; halterna av bor, kobolt, koppar, mangan, uran och zink i GA01 är högre än referensvärdet, medan halterna av dessa ämnen i GA02 är lägre än referensen.

Det mest förhöjda värdet är halten antimon i GA01, som är 33 gånger högre än referensen, följt av blyhalten i samma provpunkt som är 13 gånger högre. Halten arsenik i GA01 är sex gånger större än rapporteringsgränsen (ingen halt över denna i referenspunkten).

Övriga uppmätta halter ligger inom ett intervall om ca 0,3 – 5 gånger halten i referensprovet.

4.4 Grundvatten

Grundvattenprover har uttagits i sex stycken grundvattenrör, som installerades av Golder i januari 2018. Enligt provtagningsplanen skulle därefter grundvatten provtas kvartalsvis under hela 2018. På grund av torra markförhållanden och genomgående låga grundvattennivåer kunde grundvatten för analys endast erhållas vid januarmätningen; under vår, sommar och höst var samtliga rör torra.

Det är värt att notera att samtliga sex grundvattenrör är ytligt installerade, då de sitter i jord och djupet till berg inom området generellt är litet. Det kan inte uteslutas att grundvatten finns i berget. Ett rör (18GA07) installerades i morän i undersökningsområdets utkant (delområde D) i syfte att fungera som ett referensrör.

I redovisningen nedan gäller liksom för jord att endast tungmetaller och andra metaller som kan förväntas förekomma i anslutning till glasbruksverksamhet (såsom fluorid) har tagits med, för kompletta resultat hänvisas till Fältrapporten. Av denna framgår att vissa andra ämnen, såsom järn, mangan och aluminium uppmätts i halter som är höga i jämförelse med SGUs bedömningsgrunder. Det är dock inte ovanligt att halterna av dessa ämnen är höga i miljön på grund av de naturliga förutsättningarna, och då de inte kan kopplas till glasbruksverksamheten har de inte inkluderats i föreliggande riskbedömning.

De uppmätta halterna har i första hand klassificerats enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten, se Tabell 9. Där kan vattnet delas in i fem olika klasser, utifrån uppmätta halter. Gränsen mellan de två högsta klasserna (4 och 5) motsvarar generellt Svenska Livsmedelsverkets dricksvattenkriterium för respektive ämne, och i jämförelsen nedan bedöms en halt vara förhöjd om denna gräns överskrids. Övriga klassgränser har valts för att ge en så stor upplösning som möjligt i de mest frekventa haltområdena, och det är värt att notera att tillståndsklasserna inte är framtagna för förorenade områden, utan avser grundvatten generellt. I andra hand har internationella dricksvattenkriterier använts, främst från världshälsoorganisationen (WHO). För kobolt har ett amerikanskt regionalt jämförvärde använts, som egentligen avser kranvatten (US EPA RSL (Regional Screening Levels)). Detta är egentligen ej relevant för det aktuella området, eftersom inget uttag av grundvatten för dricksvattenändamål sker, men erbjuder en konservativ nivå att relatera de uppmätta halterna till.

Tabell 9: Bedömningsgrunder för grundvatten (µg/l)

Klass	1	2	3	4	5	Referens
As	<1	1–2	2–5	5–10	≥ 10	SGU
Ba					1300	WHO
Cd	<0,1	0,1–0,5	0,5–1	1–5	≥5	SGU
Co					6	US EPA RSL
Cr	<0,5	0,5–5	5–10	10–50	≥50	SGU
Cu	<20	20–200	200–1000	1000–2000	≥2000	SGU
Hg	<0,005	0,005–0,01	0,01–0,05	0,05–1	≥1	SGU
Mo					70	WHO
Ni	<0,5	0,5–2	2–10	10–20	≥20	SGU
Pb	<0,5	0,5–1	1–2	2–10	≥10	SGU
Zn	<5	5–10	10–100	100–1000	≥1000	SGU
Sb					20	WHO
B	<10	10–100	100–500	500–1000	≥1000	SGU
F	<400	400–800	800–1500	1500–4000	≥4000	SGU

I Tabell 10 nedan redovisas uppmätta halter i de provtagna grundvattenrören, uppfärgade enligt den klassindelning som anges i Tabell 9.

Tabell 10: Jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvatten och SGUs bedömningsgrunder eller dricksvattenkvalitetskriterier (µg/l)

Ämne	18GA01GV	18GA02GV	18GA03GV	18GA05GV	18GA06GV	18GA07GV
Delområde	D	A	B	C	A	D
As	3,44	78,4	12,5	14,2	1,41	175
Ba	91,1	147	51,3	95,4	91,3	102
Cd	0,0326	0,235	0,0748	0,102	0,02	0,292
Co	1,6	0,689	0,518	0,74	5,32	1,6
Cr	0,671	0,804	0,429	0,836	5,28	0,25
Cu	2,02	2,32	2,44	3,19	9,64	2,21
Hg	<0.002	0,00255	<0.002	<0.002	0,009	<0.002
Mo	7,86	1,77	6,46	3,66	18,7	1,48
Ni	1,38	0,952	1,53	1,28	5,91	0,528
Pb	0,434	1,18	0,454	1,58	2,6	0,921
V	1,73	2,33	1,35	2	5,55	1,23
Zn	2,33	4,79	1,86	2,95	3,96	4,28
Sb	20,7	35,1	15,5	33,2	7,2	80,7
B	195	178	38,9	682	299	1090
F	<200	227	251	296	290	701

Av tabellen framgår att metallhalterna i grund/markvattnet inom undersökningsområdet generellt är låga. Förhöjda halter av arsenik (fyra punkter), bor (en punkt) samt antimon (fyra punkter) har uppmätts. De högsta halterna för dessa ämnen har uppmätts i GA07, dvs det grundvattenrör som var tänkt att användas som referensrör, utifrån att grundvattnets övergripande flödesriktning är mot söder och Alsterån. Röret ligger strax norr om det västra utfyllnadsområdet. Ett ytligt jordprov från provpunkten har analyserats, i detta var halterna arsenik, bor och antimon låga (inga metallhalter över NV-KM, och halten bor lägre än laboratoriets rapporteringsgräns). I teorin kan det dock inte uteslutas att förhöjda metallhalter föreligger längre ner i jordprofilen i denna provpunkt, även om inga sådana indikationer observerats i fält.

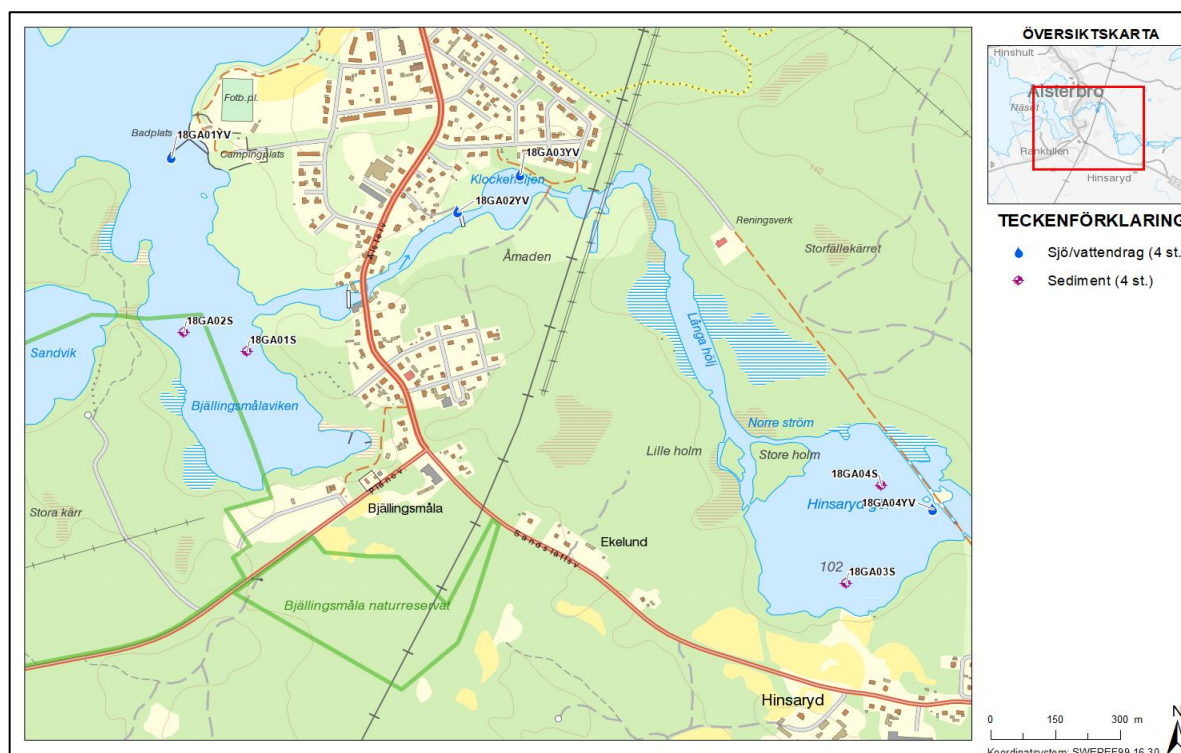
Halterna i GA07 kan eventuellt förklaras med ett lokalt grundvattenflöde i nordlig riktning från undersökningsområdet.

Den näst höga arsenikhalten har uppmätts i GA02, som ligger strax söder om GA07, i delområde A (västra utfyllnadsområdet). Förhöjd halt i jord har uppmätts i denna provpunkt, även om halten inte bedöms vara kraftigt förhöjd. Arsenikhalterna är även något förhöjda i GA05 (i den sydligaste delen av det nordöstra utfyllnadsområdet, delområde C) och i GA03 (i delområde B, i undersökningsområdets sydöstra hörn). I GA05 har jord inte analyserats, och i GA03 påvisades endast låga halter.

Analys av organiska ämnen i grundvatten kunde inte genomföras på grund av brist på vatten. Inga tecken på förekomst av organiska ämnen (t.ex. i form av lukt eller oljefilm) noterades i fält.

4.5 Ytvatten

Stickprovtagning av ytvatten i Alsterån har utförts vid fyra tillfällen under 2018; i mars, juni, september och december. En av provpunkterna ligger uppströms undersökningsområdet (Store Hindsjön), medan övriga tre är belägna nedströms.



Figur 11: Provpunkter i ytvatten och sediment

De uttagna proverna har inte filtrerats (förutom ett dubbelprov vid provtagningen i mars 2018, se Tabell 12) innan analys och de uppmätta halterna har därför i första hand jämförts med Kanadensiska vattenkvalitetskriterier (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life) som för de flesta ämnen är framtagna för totalhalter i ofiltrerade prover. Detta till skillnad från miljökvalitetsnormerna (MKN), vilka avser filtrerat vatten. De kanadensiska haltkriterierna syftar till att långsiktigt skydda alla former av akvatiskt liv, under alla delar av livscykeln, inklusive de mest känsliga livsstadierna och de mest känsliga arterna. För flera av metallerna finns ekvationer för att ta fram riktvärden baserade på vattnets hårdhet (CaCO_3). Då denna inte är känd har det mest konservativa värdet använts.

Halterna i det filtrerade provet jämförs därmed i första hand med svenska värden i form av MKN, som avser filtrerade prover alternativt biotillgänglig halt. Med biotillgänglig avses den del av den lösta halten som antas kunna tas upp av vattenlevande organismer. Vidare tar MKN för bl.a. arsenik och zink inte hänsyn till naturlig bakgrund, dvs. de avser det antropogena tillskottet. I andra hand har halterna jämförts med jämförvärden hämtade från *Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota* (Suter and Tsao, 1996), redovisade i den amerikanska databasen RAIS (Risk Assessment Information Systems). I Tabell 11 nedan redovisas den uppmätta maxhalten i respektive provpunkt, oberoende av provtagningstillfälle, för kompletta resultat hänvisas till Fältrapporten.

Tabell 11: Metallhalter i ytvatten, ofiltrerade prover (µg/l)

	18GA01YV	18GA02YV	18GA03YV	18GA04YV	Jämförvärde (CCME)
	Store Hindsjön	Innan kraftstation	Damm	Hinsaryd Göl	
As	0,3	0,3	0,3	0,4	5
B	10,4	<10	<10	<10	1500
Ba	17	16	17	19	Saknas
Cd	0,03	0,03	0,1	0,03	0,09
Co	0,2	0,2	0,8	0,2	Saknas
Cr	0,4	0,4	0,7	0,4	8,9
Cu	197	203	207	222	2
Hg	0,004	0,005	0,005	0,005	0,026
Mo	0,5	0,3	0,3	0,3	73
Ni	1,6	1,3	1,4	1,1	25
Pb	1,4	0,8	1,6	0,7	1
Sb	0,1	0,1	0,6	0,1	Saknas
V	0,5	0,6	1,2	0,6	Saknas
Zn	14,5	10,5	56,2	8	7*

*avser filtrerat vatten

Av tabellen framgår att främst halterna koppar och zink är förhöjda i förhållande till använda jämförvärden. Med avseende på koppar är det värt att notera att samtliga maxhalter uppmättes vid mätningen i september, i övriga mätomgångar uppmättes endast en halt över jämförvärdet (i dammen i december). För de ämnen som saknar jämförvärden finns sådana för filtrerat vatten (se nedan).

Tabell 12: Metallhalter i ytvatten, filtrerade prover (µg/l)

Ämne	18GA01YV	18GA02YV	18GA03YV	18GA04YV	Jämförvärde (MKN/RAIS)
	Store Hindsjön	Innan kraftstation	Damm	Hinsaryd Göl	
As	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5
B	<10	<10	<10	<10	1,6*
Ba	14	15	15	15	4*
Cd	0,03	0,02	0,03	0,02	0,08
Co	0,2	0,2	0,2	0,2	23*
Cr	0,3	0,3	0,4	0,4	3,4
Cu	1,3	1,2	1,1	1,2	0,5
Hg	0,004	0,003	0,003	0,004	0,07
Mo	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	370*
Ni	0,5	0,6	0,6	0,6	4
Pb	0,3	0,2	0,3	0,2	1,2
Sb	0,08	0,07	0,07	0,08	30*
V	0,4	0,4	0,4	0,4	20*
Zn	8,2	7,3	8,3	7,5	5,5

*Jämförvärde från Suter och Tsao, 1996 (RAIS).

Av tabellen framgår att halterna av koppar och zink är högre än MKN. För dessa ämnen avser jämförvärdet biotillgänglig halt. Denna avser inte bara halten löst förorening, utan påverkas även av andra parametrar, t.ex. vattnets hårdhet och pH-värde. Vidare överstiger bariumphalterna i samtliga provpunkter det använda jämförvärdet som hämtats från den amerikanska databasen RAIS (Suter and Tsao, 1996). Det är värt att notera att detta värde är lägre än det värde som NV använder för att beräkna riktvärden för skydd av ytvatten i sin beräkningsmodell. Detta värde är dock inte riskbaserat, utan bygger på bakgrundshalter i ytvatten.

För flertalet metaller är skillnaden mellan halterna i filtrerade och ofiltrerade prover liten. Undantag utgörs av koppar, men de uppmätta maxhalterna i ofiltrerade prover kommer inte från den provtagningsomgång där

filtrerade prover analyserades. Kopparhalterna i ofiltrerade och filtrerade prover från marsmätningen är i samma storleksordning. Samma sak gäller för zink, även om haltskillnaderna mellan olika provomgångar är mindre än för koppar.

I syfte att erhålla ett så relevant mått som möjligt på den biotillgängliga halten har även passiv provtagning med DGT (Diffusive Gradients in Thin films) utförts i sju av provpunkterna (december 2016). De uppmätta halterna jämförs med MKN eller alternativa riktvärden för filtrerade vattenprover i Tabell 13 nedan.

Tabell 13: Passiv ytvattenprovtagning samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)

Ämne	18GA01YV	18GA02YV	18GA03YV	18GA04YV	Jämförvärde (HVMFS 2015:4)
	Store Hindsjön	Innan kraftstation	Damm	Hinsaryd Göl	
As	0,04	0,04	0,04	0,04	0,5
Ba	1,1	1	1	0,7	4*
Cd	0,004	0,002	0,003	0,003	0,08
Co	0,01	0,004	0,005	0,02	23*
Cr	0,02	0,04	0,03	0,03	3,4
Cu	0,4	0,2	0,3	0,1	0,5
Mo	0,007	0,01	0,01	0,01	370*
Ni	0,1	0,1	0,2	0,1	4
Pb	0,008	0,002	0,002	0,003	1,2
Sb	0,004	0,005	0,004	0,005	30*
V	0,1	0,07	0,1	0,08	20*
Zn	2,5	0,6	0,7	0,6	5,5

*Jämförvärde från Suter och Tsao, 1996 (RAIS).

Av tabellen framgår att för samtliga ämnen är halterna uppmätta med DGT (biotillgänglig halt) lägre än de använda jämförvärdena, och halterna är även generellt lägre än de som uppmätts i filtrerade prover vid stickprovtagning, vilket är att förvänta.

4.6 Sediment

Provtagning av sediment skedde i september 2018. Prover för metallanalys uttogs ur två lokaler; en uppströms undersökningsområdet (Store Hindsjön) och en nedströms (Hinsaryd Göl). I båda provpunkterna analyserades sediment från olika djupnivåer

De uppmätta halterna jämförs i Tabell 14 nedan i första hand med miljökvalitetsnormer (MKN) för sediment, i andra hand med haltkriterier från kanadensiska CCME eller norska miljödirektoratet. Om jämförvärden finns i båda dessa källor har det lägsta värdet valts. I tredje hand har jämförvärden sökts i den amerikanska databasen RAIS. Jämförvärdena (JV) till vänster i tabellerna nedan (gulfärgad kolumn) gäller för MKN och RAIS samt skydd mot långtidsexponering/effekter enligt de Norska haltkriterierna och ett lågriskvärde för CCME. Jämförvärdena i den högra kolumnen (orange färg) gäller skydd mot korttidsexponering/effekter enligt de Norska haltkriterierna och halter som ofta orsakar negativa effekter enligt CCME.

Tabell 14: Uppmätta metallhalter i sediment (mg/kg TS)

Lokal	18GA01S (Store Hindsjön)					18GA03S (Hinsaryd göl)					JV		Ref
Skikt (m)	0,00-0,02	0,02-0,05	0,05-0,10	0,10-0,15	0,15-0,20	0,00-0,02	0,02-0,05	0,05-0,10	0,10-0,15	0,15-0,20			
As	9,5	8,9	10	11	4,3	10	10	8,4	11	13	5,9	17	CCME
B	<10	<9	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<9	-	-	Saknas
Ba	354	308	263	249	272	332	287	295	270	263	-	-	Saknas
Cd	3,5	3,6	3,7	2,4	1,3	4,8	5	4,5	5,3	5,2	2,3		MKN
Co	22	22	27	23	20	30	29	32	26	28	50		RAIS
Cr	25	29	28	25	26	26	25	22	27	27	37,3	90	CCME
Cu	34	37	41	33	17	39	40	36	49	53	36		MKN
Hg	0,3	0,3	0,3	0,2	0,09	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,17	0,486	CCME
Mo	2,2	1,8	3,2	3,6	3	2	1,8	1,8	2,6	2,7	-	-	Saknas
Ni	23	25	24	18	14	24	25	21	25	25	42	271	Norge
Pb	93	94	107	81	33	94	96	89	118	135	130		MKN
Sb	1,3	1,6	2	1,7	0,6	2	2	2	2,6	3,2	2		RAIS
V	49	43	43	39	42	49	44	45	44	45	-	-	Saknas
Zn	592	644	626	410	266	603	621	570	629	595	123	315	CCME

Av tabellen ovan framgår att halterna uppströms och nedströms är generellt i samma storleksordning. En skillnad är att på den djupaste provnivån (0,15 – 0,2 m) uppmätts de lägsta halterna i Store Hindsjön, medan halterna i Hinsaryd göl för flera ämnen (inklusive arsenik, bly och antimon) är högst på denna nivå. I övrigt är haltskillnaderna mellan olika nivåer relativt små, och inga tydliga trender i haltskillnader framgår.

Förhöjda halter har uppmätts av arsenik, kadmium, koppar, kvicksilver, bly, zink och antimon. För bor, barium, molybden och vanadin har inga jämförvärden för sediment hittats i litteraturen. Används NV:s generella riktvärden för jord som en grov indikation på huruvida halterna är förhöjda eller inte, kan konstateras att samtliga bariumhalter är högre än NV-MKM, medan alla molybden- och vanadinhalter är lägre än NV-KM. Bor har inte uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns.

4.6.1 Sedimentfällor

För att utreda eventuell pågående spridning av föroreningar och om resuspension av förorenade sediment förekommer har sedimentfällor (som fångar upp sedimenterande material) placerats uppströms bruket i Hinsaryd göl och nedströms i Store Hindsjön. Fällorna satt ute mellan september 2018 och april 2019.

Mängden sedimenterande material var liten, vilket indikerar begränsad potentiell förorenings-spridning via partiklar och även begränsad resuspension.

Tabell 15: Uppmätta metallhalter i material från sedimentfällorna (mg/kg TS) samt tillämpliga jämförvärden.

Lokal	Stora Hindsjön	Hinsaryd Göl	Jämförvärde		Referens
As	9,4	9	5,9	17	CCME
B	<10	<10			
Ba	680	512			
Cd	3,1	3,9	2,3		MKN
Co	32	35	50		RAIS
Cr	29	23	37,3 ¹	90 ¹	CCME
Cu	31	34	36		MKN
Hg	0,3	0,2	0,17	0,486	CCME
Mo	2,6	2,5			
Ni	23	23	42	271	Norge
Pb	111	89	130		MKN
Sb	1,4	1,6	2		RAIS
Zn	518	474	123	315	CCME

Halterna är i samma storleksordning som de som uppmätts vid stickprovtagning i sedimenten (se ovan) för samtliga ämnen, och halterna är även ungefär lika stora i uppströms respektive nedströms belägen provpunkt.

Sammanfattningsvis indikerar resultaten att inget påslag av förorenade sediment sker; de sedimentpartiklar som fångats upp av sedimentfällorna sannolikt utgörs av resuspenderande material.

5.0 GEOKEMISK KARAKTÄRISERING

I syfte att utreda markens geokemiska egenskaper och potentiell förorenings spridning från undersökningsområdet har fuktkammarförsök, skakförsök, sekventiella lakförsök samt analys av blyisotoper utförts. Utvalda resultat från dessa försök, utredningar och tester redovisas nedan tillsammans med en sammanfattande diskussion, kompletta resultat redovisas i rapporten Karaktärisering av fyllnadsmassor och spridningsutredning.

5.1 Fuktkammarförsök

Fuktkammarförsök är ett accelererat kinetiskt laboratorietest som utförs i syfte att visa på naturliga geokemiska vittringsprocesser. Resultaten visar hur vittring och utlakning av metaller från det analyserade materialet förändras över tid. I ett fuktkammarförsök nås efter ett varierande antal veckor stabila halter, s.k. "steady state", då halterna i lakvattnen från proverna är lika höga vecka efter vecka. Denna halt ger en god indikation på hur mycket som kan komma att laka från ett upplag över tiden, vilket kan jämföras med tvåstegs skakförsök (se Åtgärdsutredning) som istället främst visar på utlakning på kort sikt.

För denna studie utfördes fuktkammarförsök på två samlingsprover; ett utgjordes av blandat utfyllnadsmaterial från delområde A (utfyllnadsområde väst) och det andra av glasmaterial från delområde E (glashögen).

Baserat på resultaten från försöken har en uppskattning av den totala mängden utlakat material från de två undersökta delområdena beräknats. En sammanfattande tabell över relevanta delar av resultaten från fuktkammarförsöken redovisas i Tabell 16 nedan. Om halten av ett ämne är lägre än laboratoriets rapporteringsgräns vid "steady state" beräknas ingen urlakning, detta markeras med ett streck (-) i tabellen.

Tabell 16: Beräknad utlakning

Ämne	Utfyllnadsmaterial (delområde A)		Glasavfall (delområde E)	
	Totalhalt (mg/kg TS)	Utlakad mängd i kg/år	Totalhalt (mg/kg TS)	Utlakad mängd i kg/år
Sb	262	17	1080	0,15
As	212	14	7670	2,3
Ba	713	15	114	0,6
B	21	7	2440	0,07
Cd	0,6	-	110	0
Co	7,3	-	329	0
Cu	29	1	2360	0
Pb	57	0	38000	0,01
Ni	19	0	24	-
Zn	197	-	241	-

Av tabellen framgår att antimon, arsenik och barium förväntas urlakas i störst omfattning, och att det framförallt är urlakningen från utfyllnadsmaterialet som bidrar till den totala utlakade mängden förorening. Glasavfallet förefaller endast bidra med en mycket liten del, trots att totalhalterna är betydligt högre än de i utfyllnadsmaterialet.

5.2 Skakförsök

På grund av beräkningar av utlakning från hela undersökningsområdet inte kunnat utföras baserat på fuktkammarförsöken har belastningsberäkningar baserade på resultaten från genomförda skakförsök utförts för samtliga delområden. Vid skakförsök uppskattas endast den lakning som sker då ett prov genomsköljs med vatten, inga geokemiska processer vägs in. Försöket pågår under en kortare tid och därmed beaktas inte

tidsberoende processer. Det innebär att beräkningarna som baseras på skakförsök är osäkra, men kan ses som indikativa mått på föroreningsbelastning ut från området.

I tabellen nedan listas resultaten med avseende på relevanta metaller, för kompletta resultat se rapporten Karaktärisering av fyllnadsmassor och spridningsutredning.

Tabell 17: Uppskattad årlig belastning baserad skakförsök (kg/år)

Ämne	Delområde A	Delområde B	Delområde C	Delområde D	Delområde E	Summa
As	0,1	0,03	0,1	0,2	0,01	0,5
Ba	0,07	2,9	10	15	0,003	28
Cd	4E-05	0,0001	0,0005	0,0007	6E-05	0,001
Cr	0,003	0,0005	0,002	0,003	5E-05	0,008
Cu	0,02	0,006	0,02	0,03	0,0004	0,08
Mo	0,004	0,0005	0,002	0,002	4E-05	0,009
Ni	0,0009	0,0004	0,001	0,002	1E-05	0,004
Pb	0,002	0,006	0,02	0,03	0,007	0,07
Sb	0,2	0,2	0,6	0,9	0,0009	1,9
Zn	0,01	0,005	0,02	0,03	0,0007	0,06

Av tabellen framgår att för främst delområde A, men även för delområde E, är den beräknade årliga belastningen baserat på skakförsök betydligt lägre än den som anges i avsnittet ovan.

Resultaten i tabellen baseras på en fördelning som motsvarar att förhållande mellan mängden vatten och fast material är 2:1 (L/S 2). Denna typ av prov ger mest relevanta resultat på prover som inte tidigare utsatts för vatten (t.ex. från under byggnader). De material som analyserats i föreliggande fall har sannolikt sköljts igenom regelbundet (trots 2018 års torra väderlek) vilket innebär att ett jämviktsläge bör ha uppstått. När så är fallet tenderar skakförsök att underskatta den utlakade mängden, och siffrorna i tabellen bör därmed ses som den minsta mängd förorening som liknar.

5.3 Sekventiell lakning

I syfte att ge en mer komplett uppfattning om hur metallerna sitter fördelade i marken och för att erhålla indikationer på ämnenas biotillgänglighet samt hur olika processer påverkar metallernas utlakning och fastläggningsegenskaper har sekventiella lakförsök utförts. Detta sker genom att olika kemikalier tillsätts till ett prov, för att efterlikna olika geokemiska miljöer. Försöken utförs genom att ett och samma prov utsätts för olika kemikalier i en rad sekvenser (därav namnet).

I föreliggande projekt har de sekventiella lakningarna utförts i fem olika steg, där olika kemikalier tillsätts i varje steg, för att motsvara utlakningen av olika ämnen fastlagda i olika fraktioner. De tre första stegen kan användas för att uppskatta andelen av ett ämne som är biotillgänglig. Denna typ av bedömning av biotillgänglighet är dock inte någon standardiserad metod. Någon standardiserad metod för beräkning av biotillgänglighet i materialet har inte använts inom detta projekt men det bör noteras att det numer finns standardiserade metoder för detta.

En närmare beskrivning av försöken samt kompletta resultat återfinns i rapporten Sekventiella lakförsök. Nedan redovisas de resultat som är mest relevanta för riskbedömningen.

5.3.1 Resultat

Totalt har sekventiella lakningar utförts på tre prover:

■ G/s.18GASAML.1A

Samplingsprov glasavfall från delområde A (utfyllnadsområde väst) samt glas från delområde E (glashög). Provet utgjordes endast av glas i varierande färg, storlek och kvalitet.

■ 18GASAML.3B

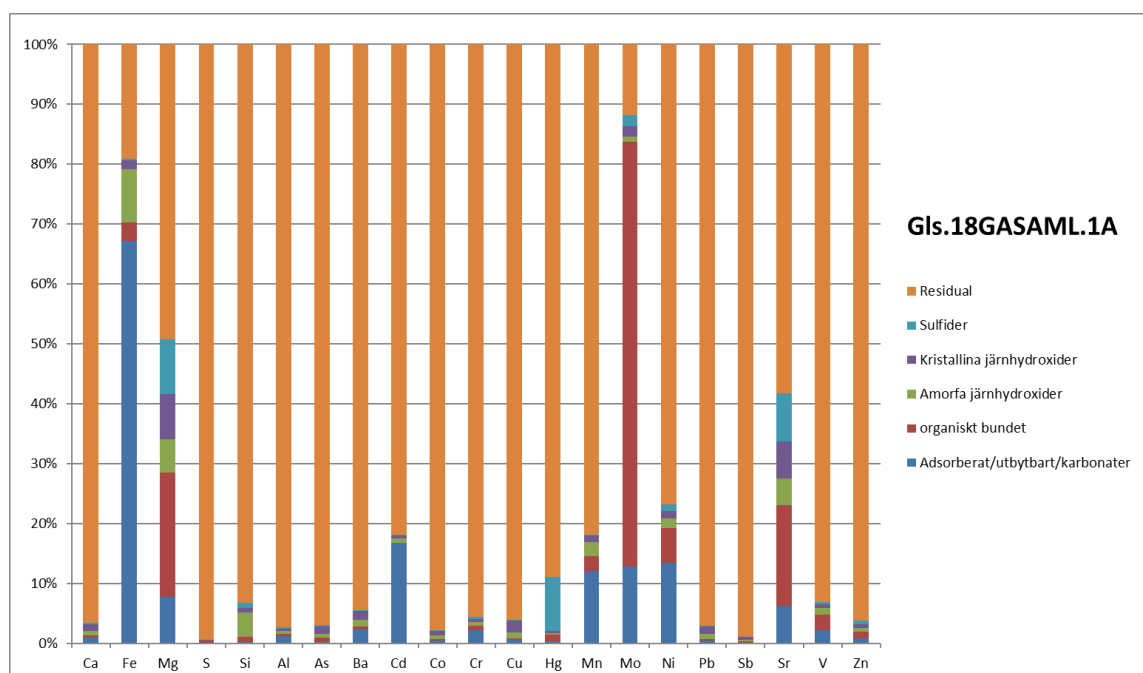
Samlingsprov av utfyllnadsmaterial från delområde A. Provets innehåll domineras av rivningsavfall såsom betong, tegel, plåt och sprängsten och består därutöver av missfärgad fyllnadssand med betydande inblandning av olikfärgat glasavfall sam inslag av obearbetad glasråvara s.k. mæng.

■ 18GA03S.1

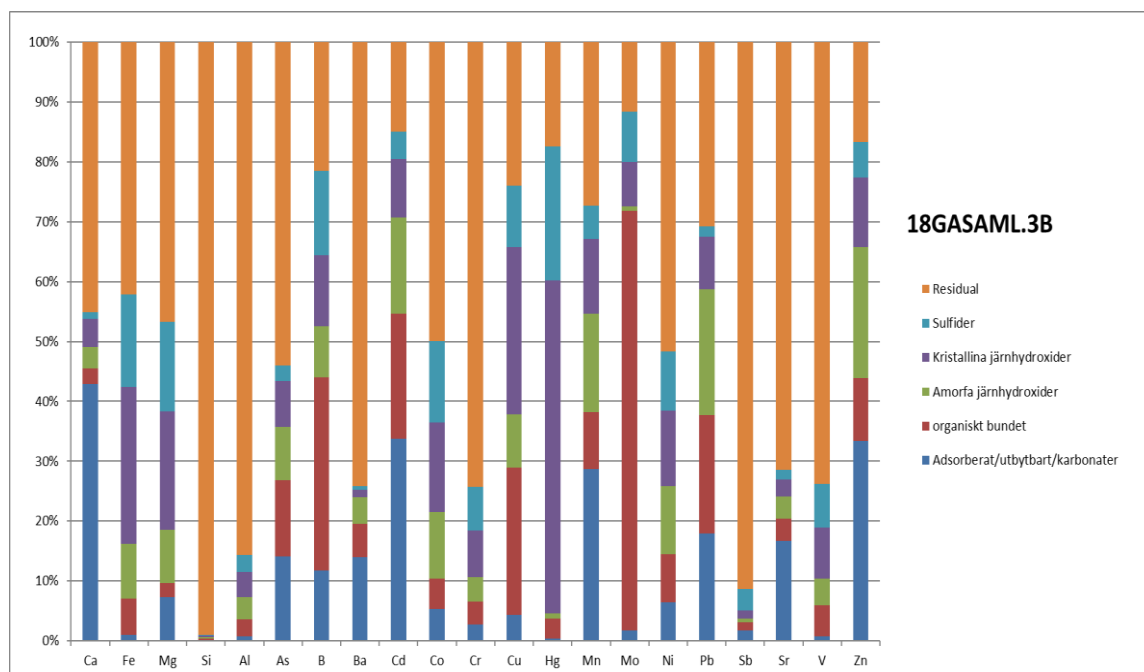
Sedimentprov från det översta lagret (0-2 cm) i en provpunkt i sjön Hinsaryd göl nedströms glasbruksområdet. Provet utgörs i huvudsak av organiskt material.

Överlag pekar resultaten på att de ämnen som kan knytas till den tidigare glasbruksverksamheten är relativt immobiliserade i samtliga provmaterial. Lägst lakbarhet observerades i det sekventiella lakförsöket på glasmaterial. Inget av de provtagna materialen bedöms kunna ses som helt inert.

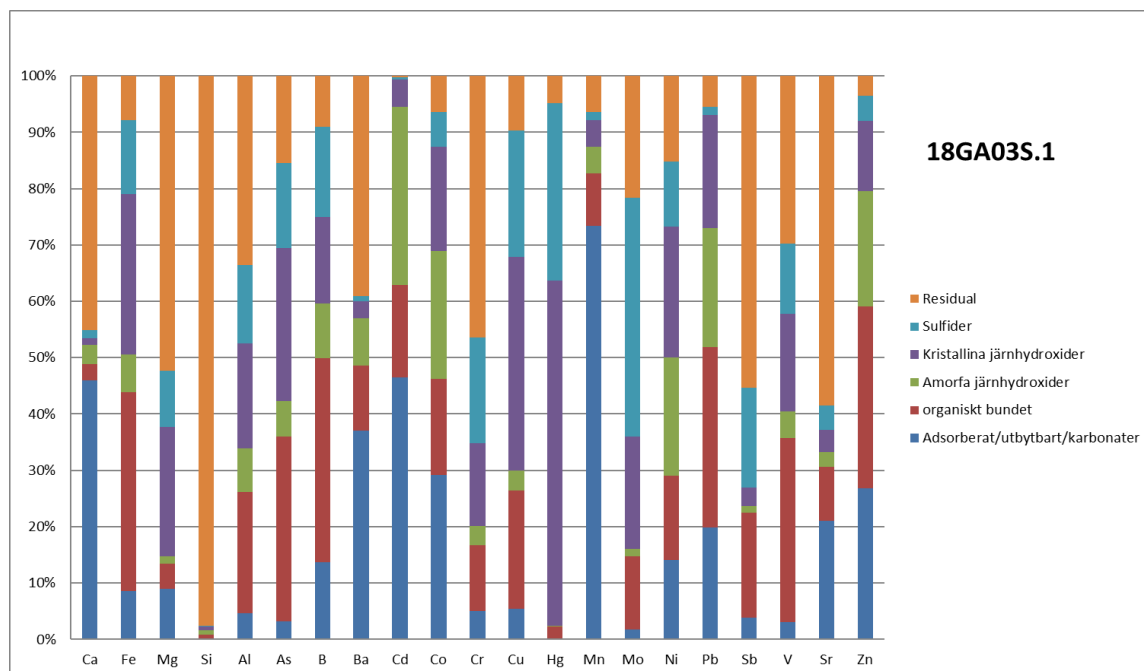
Resultaten från de sekventiella lakningarna redovisas i Figur 12 – Figur 14 nedan.



Figur 12: Utfallet av det sekventiella lakförsök som utförts på samlingsprovet på glasavfall från Alsterbro.



Figur 13: Utfallet av det sekventiella laktförsök som utförts på samlingsprovet på jord från Alsterbro.



Figur 14: Utfallet av det sekventiella laktförsök som utförts på samlingsprovet på sediment från Hinsaryd göl.

5.3.2 Biotillgänglighet

Generellt anses att den andel av ett ämne som lakar ut under de tre första stegen i en sekventiell lakning indikerar den biotillgängliga andelen. I Tabell 18 nedan redovisas en sammanställning av biotillgängligheten (uttryckt som en procentsats) för tungmetallerna. Resultaten från de sekventiella lakningarna indikerar att biotillgängligheten varierar stort mellan olika ämnen och olika typer av testat material.

Tabell 18: Biotillgänglighet, steg 1-3 (%)

	Glas	Jord	Sediment
As	1,5	36	42
Ba	3,9	24	57
Cd	17,5	71	95
Co	1,3	22	69
Cr	3,5	11	20
Cu	1,8	38	30
Hg	1,7	4,5	2,4
Mo	85	55	16
Ni	21	73	50
Pb	1,5	59	73
Sb	0,5	3,7	24
Zn	2,5	66	80

Av tabellen ovan framgår att för glasmaterial från utfyllnadsområdet är biotillgängligheten låg för de ämnen som förekommer i mest förhöjda halter (arsenik, barium, antimon, bly), den varierar mellan under 1 % (antimon) till knappt 4 % (barium). Molybden utmärker sig i detta prov genom att visa på hög biotillgänglighet, men totalhalterna av molybden i utfyllnadsområdet är generellt mycket låga. Av de aktuella ämnena uppvisar antimon genomgående lägst biotillgänglighet.

För de prover som uttagits i siktat material från utfyllnadsområdet varierar biotillgängligheten hos de utpekade ämnena mellan ca 4 % (antimon) till närmare 60 % (bly). Biotillgänglighet är högre än i glasmaterialet. Med avseende på framför allt arsenik, bly och antimon bör det noteras att halterna i glasutfyllnaden är betydligt högre än de som uppmätts i jordprovet. Det är dock värt att notera generellt har högre halter uppmätts i bruksområdet, se avsnitt 4.2.

I sedimentprovet är andelen biotillgängliga metaller som störst, men det bör noteras att totalhalterna är lägre i detta prov.

Värdena för biotillgänglighet i tabellen baseras endast på sekventiell lakning i ett prov per jordart. Att jordarten inom t.ex. bruksområdet varierar över området innebär att resultaten bedöms som osäkra.

5.4 Blyisotoper

Undersökningen av förekomsten av olika blyisotoper i sediment och sedimenterande material visar på samma fördelning i alla prover. Samma profil återfinns i moränprovet, medan materialet från glasbruksområdet (glasavfall, utfyllnadsmaterial och bruksmarksmaterial) uppvisar helt annorlunda blyammansättning. Detta indikerar att fyllnadsmaterialet från glasbruksområdet inte sprids eller har spridits till sedimenten, utan att det bly som förekommer där (generellt inte i halter över använda jämförvärden) kommer från naturliga material.

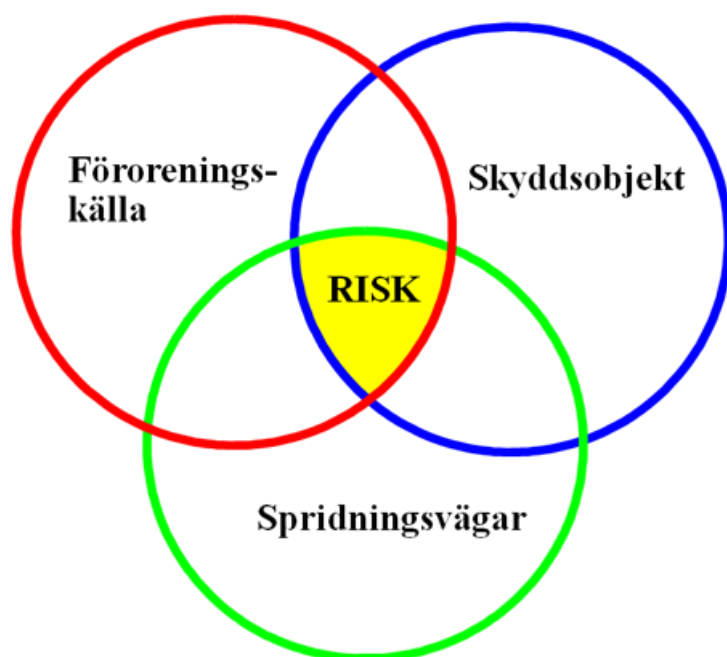
6.0 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

Övergripande åtgärds mål för markanvändning, skydd av hälsa och miljö samt skydd mot spridning till omgivningen har diskuterats fram inom ramen för hela glasriket. Dessa mål har anpassats till Alsterbro enligt nedan:

- F.d. glasbruksfastigheten ska i framtiden kunna nyttjas på liknande sätt som idag, dvs. människor ska kunna vistas där tillfälligt, i enlighet med detaljplanen. Området ska även kunna nyttjas för kulturmiljöupplevelser och framtida lättare industriell och/eller kommersiell verksamhet ska inte heller förhindras.
- Föroreningar i jord/fyllnadsmassor, grundvatten, sediment och ytvatten inom glasbruksfastigheten, och som härrör från den f.d. glasbruksverksamheten, ska inte innebära olägenheter eller oacceptabla risker för människors hälsa eller miljö.
- Spridningen av föroreningar från glasbruksfastigheten 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.

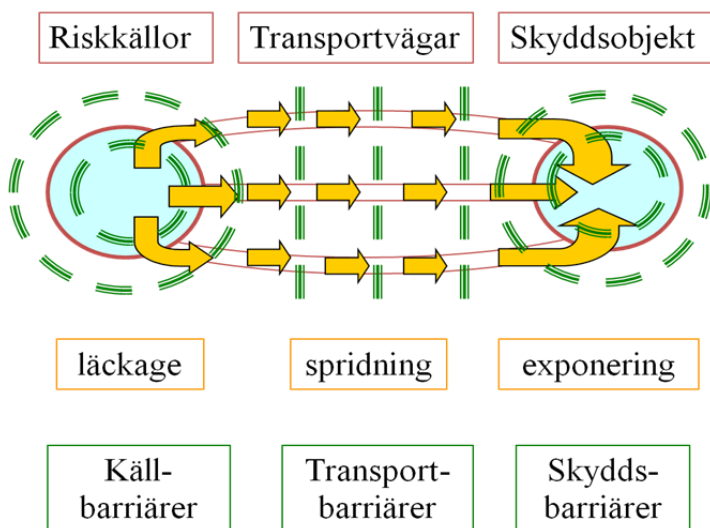
7.0 GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK

Risk uttrycks vanligen som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på skyddsobjekt, exempelvis människors hälsa eller miljön (NV, 2009a). 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 15). För att en risk skall föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till 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 15: 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 16.



Figur 16: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken.

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 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 under vilken risken för negativa effekter bedöms som acceptabel. I en förenklad riskbedömning representerar vanligen riskbaserade jämförelsekriterier dessa 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 med 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.

8.0 PROBLEMBESKRIVNING

I föreliggande avsnitt redovisas en övergripande redogörelse över de aspekter som påverkar riskbilden. Denna tas fram med utgångspunkt i de avgränsningar och förutsättningar som beskrivs i avsnitt 1.0, de övergripande åtgärds målen (se avsnitt 6.0), relevanta föroreningar, identifierade skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. Uppgifterna sammanfattas i en konceptuell modell som den fortsatta riskbedömningen baseras på.

8.1 Dimensionerande föroreningar

Den huvudsakliga föroreningskällan utgörs av glaskross, som främst finns i utfyllnadsområdena och i den stora glashögen, samt övriga rester från glastillverkningen, t.ex. mäng. Av beskrivningen av föroreningssituationen i avsnitt 4.0 framgår att området främst är förorenat med avseende på arsenik, barium, bly och antimon i jord, vilka är typiska för områden med tidigare glasbruksverksamhet. I Alsterbro är även kadmiumhalterna ställvis kraftigt förhöjda. Samtliga metaller som i någon punkt uppmätts i halter som överskrider de konservativt valda jämförvärden som redovisas i avsnitt 4.0 har inkluderats i riskbedömningen, men fokus ligger på de ovan nämnda föroreningarna.

Utöver de metaller som redovisas i avsnitt 4.0 har ämnen som järn, mangan och aluminium påvisats. Dessa ämnen bedöms dock inte härröra från den tidigare glasbruksverksamheten, och halter över t.ex. dricksvattenkvalitetskriterier förekommer ofta på grund av naturligt höga halter i miljön. Ämnena har baserat på ovanstående inte inkluderats i riskbedömningen.

För bor har NV inte tagit fram några generella riktvärden. Platsspecifika riktvärden från andra projekt inom ramen för glasbruksprojektet (t.ex. Flerohopp) är dock betydligt högre än de halter som uppmätts i Alsterbro, och därmed bedöms bor inte utgöra någon dimensionerande förorening i detta fall.

Med avseende på ytvatten och sediment framgår av avsnitt 4.5 och 4.6 att de uppmätta halterna nedströms respektive uppströms undersökningsområdet är i samma storleksordning. Därmed indikerar inte de utförda undersökningarna något haltpåslag av föroreningar från det förorenade området. Beaktat de ovanligt torra förhållandena under det gångna året har dock alla ämnen som påvisats i halter över jämförvärdet inkluderats i riskbedömningen nedan. Jämförvärden för sediment saknas för vissa ämnen. Också om ett ämne föreligger i förhöjd halt i något annat medium, men saknar jämförvärde för sediment, har detta ämne inkluderats i riskbedömningen (gäller barium).

Baserat på den screening-process som beskrivs ovan har de föroreningar som listas i Tabell 19 identifierats som relevanta för riskbedömningen. Det bör noteras att alla metaller i tabellen inte har påvisats i förhöjda halter inom samtliga delområden. Fokusmetallerna antimon, arsenik, barium och bly är dock dimensionerande föroreningar i alla delområden.

Tabell 19: Dimensionerande föroreningar (screening)

Jord	Grundvatten	Sediment	Ytvatten
Antimon Arsenik Barium Bly Kadmium Kobolt Krom Koppar Kviksilver Nickel Zink	Antimon Arsenik Bor	Arsenik Barium Kadmium Koppar Kviksilver Bly Zink Antimon	Barium Kadmium Koppar Bly Zink

8.2 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt har identifierats:

Människor

- Människor som vistas inom undersökningsområdet eller i närområdet. Risk kan föreligga vid exponering för förorenad jord, men även som fysiska risker pga. förekomst av krossat glas.

Den aktuella fastigheten ägs i dagsläget av privatpersoner, som dock inte bor där utan använder tomten för bl.a. uppställning av bilar. Fastigheten är inhägnad och låst, men det omgivande staketet är lågt och det har hänt att obehöriga tagit sig in på fastigheten. Bostadshus finns i direkt anslutning till undersökningsområdets sydvästra del.

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

Närmsta badplats ligger i vid campingplatsen invid Store Hindsjön, ca 200 meter väster om fastigheten i uppströms läge från glasbruksområdet. Inga utpekade badplatser finns belägna i det nedströms belägna närområdet. Vidare förekommer fiske i Store Hindsjön och det kan heller inte uteslutas att sjö-/åvatten används för bevattning.

När det gäller människor som utför markarbeten 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 undersökningsområdet. Att området till stor del är utfyllt innebär dock sämre förutsättningar för ett väl fungerande markecosystem, oavsett föroreningsinnehåll.
- Växter och djur inom området samt i närområdet. Djur som vistas inom området kan exponeras för föroreningar, men även glaskross (fysiska risker)
- Ytvatten som naturresurs samt vatten- och sedimentlevande organismer i närliggande sjöar och vattendrag. Avståndet till Alsterån i sydost är drygt 100 m.

Då inga vattenbrunnar eller identifierade grundvattenförekomster finns i närområdet bedöms grundvattnet inom det aktuella området inte vara skyddsvärt i sig. Området är anslutet till kommunalt vatten och inget framtida

grundvattenuttag är vad Golder erfar att förvänta. Grundvatten inkluderas dock i riskbedömningen, som en potentiell spridningsväg till ytvatten.

8.3 Spridningsvägar

Följande potentiella spridningsvägar har identifierats:

- Utlakning från jord till grundvatten, och vidare till ytvatten och sediment.

I samband med utförda underökningar rådde generellt torra förhållanden, och förekomsten av grundvatten i marken var mycket begränsad.

- Förångning.

Flyktiga ämnen (i föreliggande fall endast kvicksilver) kan spridas till främst inomhusluft via förångning.

- Erosion i markytan, såsom damning och ytavrinning.

Det bör noteras att glaskross är ett grovt material, vilket innebär minimal damning. Vidare föreligger ett lager av mull över fyllnadsmassorna inom stora delar av undersökningsområdet, vilket förhindrar spridning via erosion.

- Uptag i växter och andra levande organismer.

Spridning av föroreningar kan även ske i samband med markarbeten. Människor som utför markarbeten antas vara medvetna om föroreningssituationen och vidta lämpliga åtgärder för att förhindra föroreningsspridning i samband med ingrepp i marken.

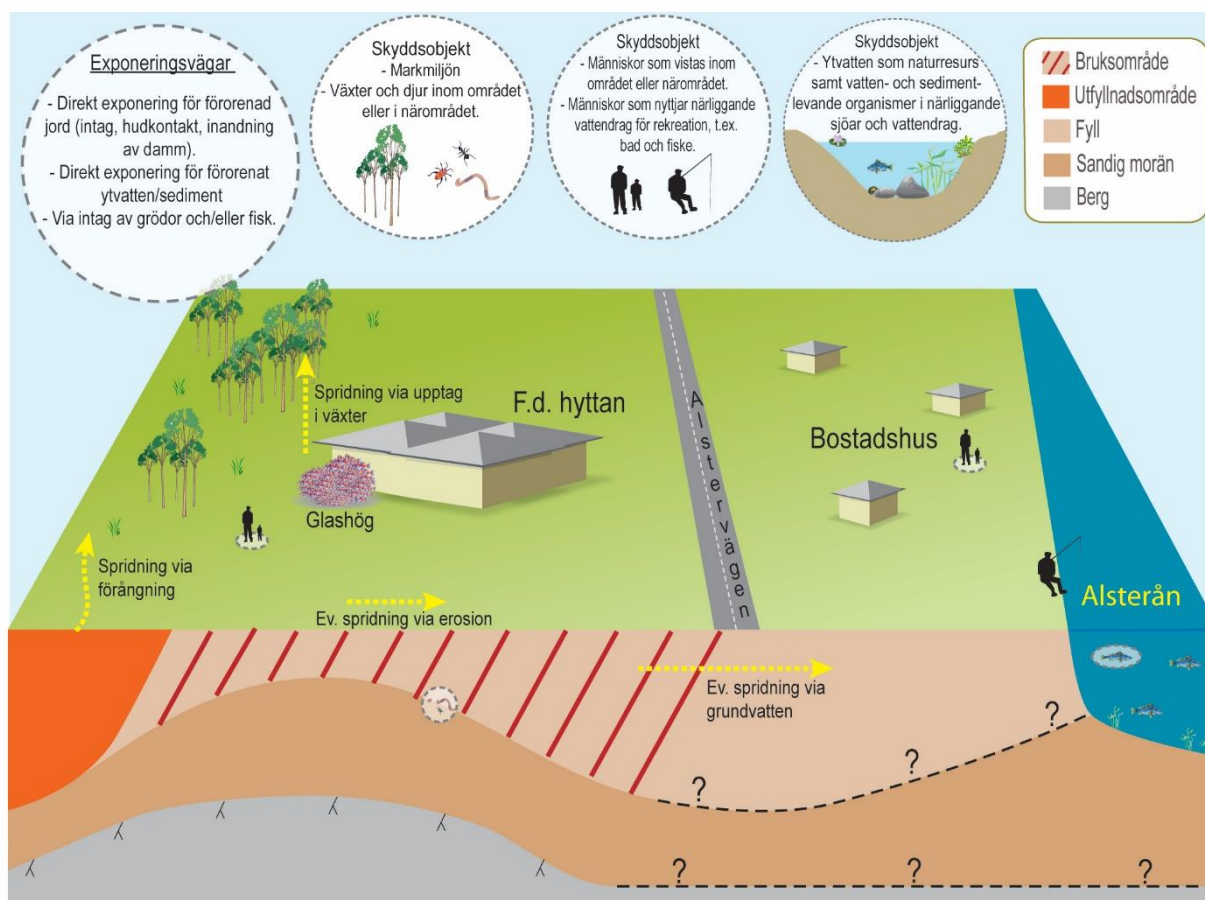
8.4 Exponeringsvägar

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

- Direkt exponering för förorenad jord (intag, hudkontakt, inandning av damm)
- Direkt exponering för förorenat ytvatten/sediment. I teorin kan potentiell exponering även ske via intag av fisk. Inget utbrett fiske pågår såvitt Golder erfar i anslutning till undersökningsområdet.
- Intag av grödor. Ingen odling av grödor sker inom området, men enstaka bärbuskar eller fruktträd kan inte uteslutas. Vidare kan djur som vistas inom området exponeras via intag av gräs och grödor.
- Intag av fisk.
- Exponering via inandning av ånga.

Av de dimensionerande ämnena är endast kvicksilver flyktigt, och halter över NV-KM har endast påvisats i utfyllnadsområdet. Risker kopplade till förångning föreligger generellt endast inomhus och inga byggnader finns inom utfyllnadsområdet idag. Det bedöms inte som troligt att byggnader i framtiden kommer uppföras där utan att glaskrosset först avlägsnas, varför exponering inte är att förvänta i praktiken.

8.5 Konceptuell modell



Figur 17: Konceptuell modell

9.0 FÖRORENINGSSPRIDNING

I föreliggande avsnitt redovisas översiktliga resonemang gällande föroreningsspridningen från undersökningsområdet; främst till grundvatten och eventuellt vidare till och i recipienten.

På grund av torra förhållandena under 2018 bedöms grundvattenprovtagningen inte nödvändigtvis vara representativ. Detta tillsammans med att de uppmätta halterna (med undantag för arsenik) var låga gör att en spridningsberäkning baserad på uppmätta halter i grundvatten och grundvattenbildningen via nederbörd (se avsnitt 3.1) inte bedömdes vara relevant att utföra.

För flera metaller var de uppmätta maxhalterna i jord mer än tio gånger högre än NV-MKM, medan endast halten arsenik och antimon (samt bor i en punkt) låg över använt jämförvärde i grundvatten. Detta indikerar att den pågående spridningen till grundvattnet är begränsad, även om det inte kan uteslutas att större spridning skett historiskt eller kan ske under andra omständigheter.

Utifrån ovanstående bedöms resultaten från fuktkammarförsöken ge en bättre, och mer konservativ bild, av potentiell spridning från undersökningsområdet till och via grundvatten, vilket diskuteras nedan.

9.1 Beräknad utlakning

Den beräknade mängden förorening som, baserat på de utförda fuktkammarförsöken, lakar från provtaget material beskrivs närmare i avsnitt 5.1 (Tabell 16) och i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmassor och spridningsutredning. Försök har utförts på både blandat utfyllnadsmaterial (från delområde A) och glasmaterial (från delområde E, glashögen) och resultaten visar på att de största mängderna som lakar ur från området är arsenik, barium och antimon och att det största bidraget kommer från utfyllnadsmaterialet. Storleksordningen av belastningen för dessa ämnen ligger på runt 15 kg per ämne och år.

En grov belastningsberäkning för respektive delområde har gjorts baserat på utförda skakförsök, vilken redovisas i Tabell 17. Försökens natur innebär dock ofta att den utlakade mängden underskattas, och siffrorna (som är mycket lägre än de från fuktkammarförsöken) bör ses som en slags lägsta nivå. Med undantag för barium, där en total belastning från samtliga delområden på ca 30 kg beräknats anger skakförsöken att belastningen för samtliga ämnen är i storleksordningen enstaka till 100-tals gram per år. Detta gäller även för arsenik och bly, som föreligger i kraftigt förhöjda halter i jorden.

Även de sekventiella lakningarna indikerar att de aktuella ämnena är relativt orörliga i glasmaterial, sannolikt beroende på att metallerna är hårt bundna i glasets silikatmatris. Resultaten från proverna på jord och sediment visar på betydlig högre förmåga att laka ur.

Det bör noteras att oavsett metod är de beräknade mängderna utlakad förorening teoretiska siffror. Som påpekats tidigare innebär de torra förhållandena under 2018 dåliga förutsättningar för lakning; under mer fördelaktiga förhållanden kan en signifikant spridning till följd av utlakning inte uteslutas (t.ex. motsvarande vad som erhålls i fuktkammarförsöken). Det är inte känt om denna potentiella spridning främst sker via grundvatten i jordmatrisen eller om spridning även sker till och vidare via grundvatten i berg.

9.2 Spridning till och i recipienten

Med avseende på spridning till och i sediment förs ett kvalitativt resonemang, baserat på uppmätta halter och resultaten från sedimentfällorna samt utförd blyisotopstudie. De utförda undersökningarna indikerar ingen pågående spridning av föroreningar från undersökningsområdet till recipienten.

Varken i ytvatten eller sediment har några beaktansvärda haltskillnader mellan uppströms och nedströms belägna prover observerats. Halterna i sediment från sedimentfällorna visar på metallhalter som är väldigt lika de i bottensedimenten, och generellt var mängden sedimenterande material liten. Blyisotopstudien visar att inget av sedimentproverna har samma isotopprofil som utfyllnadsmassorna inom undersökningsområdet.

I den nedströms belägna sedimentprovpunkten var halterna av arsenik, bly och antimon högst på den djupaste provtagningsnivån, vilket skulle kunna förklaras med att viss spridning skett historiskt. Haltskillnaderna mellan olika nivåer är dock liten, och samma mönster ses inte för barium, den fjärde av de glasbrukstypiska föroreningar som pekats ut som fokusämnen. Detta tillsammans med att blyisotopstudien pekar på annat ursprung än glasbruksområdet gör att antagandet om historisk spridning är svårt att styrka.

9.3 Övriga spridningsvägar

Utöver utlakning till grundvatten är det sannolikt att viss spridning via vind- och vattenerosion pågår, då området inte är hårdgjort. Det är dock bevuxet, vilket förhindrar erosion, och inom stora delar av undersökningsområdet finns ett tunt mullager eller liknande över de förorenade fyllnadsmassorna. Vidare är glaskrosset som föreligger främst inom utfyllnadsområdet ett grovt material, vilket innebär minimal damning. Eventuell pågående erosion är svår att bedöma utifrån befintliga underlag, och har inte kvantifierats i spridningsberäkningarna nedan.

Spridning via erosion hanteras till viss del genom utvärderingen av blyisotoper, där resultaten inte pekade på någon pågående partikelburen spridning från undersökningsområdet till recipienten (se avsnitt 5.4). Spridning i form av damning ingår även i NV:s beräkningsmodell, där denna spridningsväg tillsammans med spridning via förångning och upptag i växter beaktas när det gäller risker för människors hälsa.

Utförd provtagning av biota visar på att upptaget av flera metaller är något högre inom undersökningsområdet än i referenspunkten, särskilt i punkten GA01. Skillnaden är störst för fokusämnena arsenik, bly och antimon (barium har inte analyserats i gräs).

9.4 Potentiell framtida spridning

Föroreningarna har funnits länge på platsen; det var nästan 50 år sedan glasbruksverksamheten inom området avslutades. Under normala förhållanden bedöms därmed ett jämviktsläge råda, och inga markanta förändringar med avseende på föroreningsspridning är att förvänta. Om det sker omfattande ingrepp inom området, såsom schaktarbeten, kan detta dock komma att förändras. Om förorenade massor av friläggs kommer de att påverkas av luftens syre vilket ändrar de geokemiska förhållandena och föroreningar som i dagsläget är fastlagda kan bli mer mobila.

De sekventiella lakningar som utförts visar att glasmaterialets metallinnehåll huvudsakligen föreligger antingen hårt bundet i glasets silikatmatris eller som mycket starkt inbundna oxidformer, och således är utlakningen liten i förhållande till totalhalten. Detta innebär även att fastläggningen av metaller sannolikt inte påverkas i särskilt stor utsträckning till följd av naturliga geokemiska processer.

De utförda fuktkammarförsöken indikerar dock att metaller (såsom arsenik och antimon) delvis sköljs ur över tid. Vidare visar modellering i PHREEQC att glasavfallets silikatinnehåll verkar kunna brytas ned gradvis över tid. Även om detta förlopp sannolikt tar mycket lång tid, kan det inte helt uteslutas att silikatbundna metaller kan komma att mobiliseras på lång sikt.

Vidare kan klimatförändringar leda till förändringar gällande spridningsförutsättningarna inom det aktuella området. Ökad nederbörd skulle till exempel dels kunna leda till ökad utlakning och spridning via grundvatten, men även till ökat flöde i Alsterån, varför eventuellt ökat halttillskott inte nödvändigtvis skulle påverka halterna i recipienten.

10.0 PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

I den riskbedömning som utförs nedan med avseende på föroreningar i jord jämförs de representativa föroreningshalterna (se avsnitt 11.0) med platsspecifika riktvärden (PRV) för mark, som har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Riskbedömningen utförs för två olika scenarier; ett där marken

används enligt vad som beskrivs i de övergripande åtgärdsmålen och i den gällande detaljplanen ("samlingslokaler", se Figur 5) och ett där området används som sommarboende. Detta då det enligt fastighetsägaren funnits planer på att nyttja den fd hyttan som fritidshus.

De föroreningar som utifrån utförda undersökningar främst bedöms vara dimensionerande för det aktuella området är antimon, arsenik, barium och bly, samt kadmium. I riskbedömningen nedan inkluderas av konservativa skäl dock samtliga ämnen som i någon punkt uppmätts över NV-KM (se avsnitt 4.0).

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används för att bedöma eventuella risker med avseende på människors hälsa samt markmiljön. Modellen beräknar även riktvärden för skydd av ytvatten och skydd av grundvatten, men dessa medier bedöms separat, baserat på uppmätta halter, vilket ger en mer relevant bedömning med färre osäkerhetsfaktorer.

PRV för scenario samlingslokal har upprättats med utgångspunkt i NV-KM, och skiljer sig främst genom att en begränsad vistelsetid antagits. I scenariot antas att människor vistas 60 dagar per år inom området. Vidare antas exponeringen via intag av grödor vara begränsad, då ingen odling sker. Baserat på områdets karaktär kan det dock inte uteslutas att t.ex. bärbuskar växer inom området.

PRV för scenariot fritidshus utgår från NV:s generella antaganden för känslig markanvändning. Exponeringstiden för människor har dock anpassats till att scenariot avser fritidsboende. Vuxna antas kunna vistas inom området under de dagar de inte arbetar, vilket innebär 165 dagar per år. Samma antal dagar har ansatts för barn. Ingen justering har gjorts med avseende på exponering via hudkontakt med jord, då denna enligt NV främst sker under sommarhalvåret, då människor även kan förväntas spendera tid i ett fritidshus.

Intag av dricksvatten beaktas inte i detta scenario, då fastigheten är ansluten till kommunalt vatten.

De olika delområden som identifierats inom undersökningsområdet har inte skiljts åt i detta skede, utan de PRV som redovisas avser hela undersökningsområdet, då markanvändningen bedöms vara likartad inom hela undersökningsområdet. En kort kommentar ges dock om riskbilden i respektive delområde.

Uttagsrapporterna från beräkningarna återfinns i BILAGA A. Modifieringarna redovisas nedan samt i Tabell 20. I tabellen anges för jämförelse även de antaganden som görs för NVs generella scenario för känslig markanvändning.

Tabell 20: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.

	Samlingslokal	Fritidshus	NV-KM	Enhet
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas ej	beaktas	
Exp.tid barn - intag av jord	60	165	365	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	200	165	365	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	60	120	120	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	90	120	120	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	60	165	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	200	165	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	1	1	1	-
Exp.tid barn - inandning av ånga	60	165	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	200	165	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	1	1	1	-
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	0,1	-
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs ej	utförs	

NV:s riktvärden för skydd av människors hälsa byggs upp av s.k. envägskoncentrationer, vilka beräknas för de exponeringsvägar som identifierats i problembeskrivningen. Envägskoncentrationerna representerar den halt av en förorening där ingen negativ effekt på människans hälsa förväntas uppstå, för respektive exponeringsväg. De ger en uppfattning om vilken/vilka exponeringsvägar som är styrande vid beräkning av det hälsoriskbaserade riktvärdet, som bestäms utifrån en viktning av envägskoncentrationerna.

I Tabell 21 och Tabell 22 nedan redovisas envägskoncentrationer och sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärden för markanvändning enligt åtgärds målen (scenario ett) respektive som fritidshus (scenario två).

Tabell 21: Envägskoncentrationer scenario samlingslokal (mg/kg TS)

	Envägskoncentrationer					Riktvärde hälsa, långtidseffekter
Ämne	Intag jord	Hudkontakt	Inandning Damm	Inandning ånga	Intag av Växter	
Antimon	2300	9100	32000	beaktas ej	11000	1500
Arsenik	29	67	2200	beaktas ej	28	12
Barium	7600	91000	160000	beaktas ej	8700	3800
Bly	530	6400	32000	beaktas ej	2700	410
Kadmium	55	6600	320	beaktas ej	14	11
Kobolt	530	6400	16000	beaktas ej	300	180
Koppar	190000	ej begr.	160000	beaktas ej	28000	21000
Krom tot	570000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	ej begr.	420000
Kvicksilver	35	420	13000	2,7	7,6	1,9
Nickel	4600	55000	4100	beaktas ej	6500	1600
Zink	110000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	34000	26000

Tabell 22: Envägskoncentrationer scenario fritidshus (mg/kg TS)

	Envägskoncentrationer					Riktvärde hälsa, långtidseffekter
Ämne	Intag jord	Hudkontakt	Inandning Damm	Inandning ånga	Intag av Växter	
Antimon	830	4600	12000	beaktas ej	1100	420
Arsenik	11	33	790	beaktas ej	2,8	2,1
Barium	2800	46000	59000	beaktas ej	870	650
Bly	190	3200	12000	beaktas ej	270	110
Kadmium	20	3300	120	beaktas ej	1,4	1,3
Kobolt	190	3200	5900	beaktas ej	30	26
Koppar	69000	ej begr.	59000	beaktas ej	2800	2600
Krom tot	210000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	260000	110000
Kvicksilver	13	210	4700	0,99	0,76	0,42
Nickel	1700	27000	1500	beaktas ej	650	350
Zink	41000	680000	ej begr.	beaktas ej	3400	3100

11.0 REPRESENTATIVA HALTER

Representativa halter för jord har i föreliggande fall tagits fram för hela jordprofilen, dvs baserat på samtliga analysresultat. Ibland görs en indelning i djupled för att ta hänsyn till att skyddsobjekten (t.ex. människor och markmiljö) främst exponeras för ytlig jord. Inom undersökningsområdet har dock inga stora skillnader noterats mellan ytlig och mer djupliggande jord, varken med avseende på analyserade halter eller typen av fyllnadsmassor. Detta tillsammans med det faktum att ett större antal analysresultat innebär större säkerhet vid statistisk bearbetning ligger till grund för valet att beräkna halter baserat på samtliga provtagna jorddjup.

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 mått som används beror på dataunderlagets storlek. I föreliggande fall har statistik beräknats över uppmätta halter i jord, vilket redovisas i avsnitt 4.2.

För hela undersökningsområdet har den övre 95-procentiga konfidensgränsen för medelvärdet ($UCLM_{95}$) valts som representativ föroreningshalt, vilket rekommenderas av NV för en väldefinierad säkerhet för att inte underskatta risken. $UCLM_{95}$ kan sägas representera ett värde som det verkliga medelvärdet med 95 % sannolikhet underskrider. Att använda $UCLM_{95}$ som representativ halt i en riskbedömning innebär därmed att en jämförelse görs mellan det valda haltkriteriet och medelvärdet, med ett definierat säkerhetsintervall som bestäms genom beräkningen av $UCLM_{95}$. Sannolikheten att den verkliga medelhalten är högre än $UCLM_{95}$ är 5 %, vilket är en nivå som bedöms vara acceptabel vad gäller riskbedömning av förorenade områden. I föreliggande fall har $UCLM_{95}$ beräknats med amerikanska Naturvårdsverkets (US EPA) programvara ProUCL, som ursprungligen togs fram just i syfte att beräkna statistiska intervall för analysvärden från ett förorenat område.

För bedömning av akuttoxicitet 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 ytlig jord ($< 0,5$ m u my), då det är troligt att eventuell enstaka exponering sker här.

I första hand baseras riskkaraktäriseringen på representativa halter inom hela undersökningsområdet, då markanvändningen inom de olika delområdena inte skiljer sig nämnvärt. För att få en bild över haltvariationer inom området och en grund till den efterföljande åtgärdsutredningen görs dock även vissa övergripande jämförelser mellan platsspecifika riktvärden och föroreningshalter inom de olika delområdena. Vid denna jämförelse används medel- och maxhalter.

För övriga medier (grundvatten, ytvatten, sediment) är antalet provpunkter betydligt mindre, vilket innebär att underlaget är för litet för att kunna beräkna $UCLM_{95}$. Istället används uppmätta maxhalter som representativa halter.

12.0 RISKBEDÖMNING UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

I föreliggande kapitel redovisas utförd riskbedömning för undersökningsområdet, med avseende på både människors hälsa och miljön.

Ingen riskkaraktärisering har gjorts med avseende på glashögen som ligger utanför den gamla hyttan. Relevanta jämförvärden saknas för glasmaterial, men det kan inte uteslutas att glasmaterialet är förorenat och kan innehålla metallhalter som indikerar akut och/eller långsiktig risk för människors hälsa. Dessutom föreligger en uppenbar risk för fysiska skador, såsom skärsår.

12.1 Hälsorisker

Nedan redovisas bedömningen av eventuella hälsorisker kopplade till föroreningarna inom undersökningsområdet.

12.1.1 Långtidseffekter

I Tabell 23 jämförs representativa halter i jord för undersökningsområdet platsspecifika riktvärden (PRV) avseende kroniska hälsorisker. Då människor bedöms kunna exponeras för förorening i ungefär lika stor utsträckning inom hela undersökningsområdet används statistik för hela området som representativa halter.

Tabell 23: Riskkaraktärisering hälsa, kroniska effekter (mg/kg TS)

Ämne	Representativ halt	Hälsoriktvärde - fritidsbostad	Hälsoriktvärde - åtgärds mål
Antimon	162	420	1500
Arsenik	1 302	10*	12
Barium	3 544	650	3800
Bly	4 642	110	410
Kadmium	151	1,3	11
Kobolt	6,8	26	180
Koppar	139	2600	21000
Krom tot	29	110000	420000
Kvicksilver	0,3	0,42	1,9
Nickel	14	350	1600
Zink	241	3100	26000

*Justerat för bakgrundshalt, det hälsoriskbaserade riktvärdet ligger enligt modellen på 2,1 mg/kg TS.

Av tabellen framgår att halterna arsenik, bly och kadmium indikerar en risk för negativa hälsoeffekter, i båda scenarierna. I bostadsscenarioet är även halten barium förhöjd i förhållande till det hälsoriskbaserade riktvärdet. Antimon, som pekats ut som en potentiellt viktig förorening inom området, föreligger inte i halter som indikerar hälsorisk.

Vid bedömning av hälsorisker med avseende på exponering för förorenad mark bör det beaktas att normalt är inte hela föroreningsmängden tillgänglig för upptag i människan. Biotillgängligheten kan grovt bedömas genom att utvärdera resultaten från de sekventiella lakningarna (se avsnitt 0). Beaktas den beräknade biotillgängligheten för jordprovet blir den representativa halten för de aktuella ämnena något lägre. För de ämnen som indikerar risk enligt tabellen ovan är den representativa bariumhalten lägre än PRV om biotillgängligheten beaktas, för arsenik, kadmium och bly överskrider även de biotillgängliga halterna de platsspecifika jämförvärdena.

I Tabell 24 nedan görs motsvarande jämförelse per delområde, vilket kan ses som ett komplement till riskkaraktäriseringen i tabellen ovan.

Tabell 24: Riskkaraktärisering hälsa, kroniska effekter per delområde (mg/kg TS)

Ämne	Delområde A		Delområde B		Delområde C		Delområde D		Hälsoriktvärde - fritidsbostad	Hälsoriktvärde - åtgärds mål
	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max		
Antimon	106	1 000	14	79	282	5 670	5,4	56	420	1500
Arsenik	175	1 040	174	2 930	1 090	13 500	112	1 980	10*	12
Barium	382	968	135	980	2 718	52 700	378	2 420	650	3800
Bly	138	1 030	60	324	3 571	53 900	18	49	110	410
Kadmium	1	4,6	0,8	9,8	68	1 650	0,5	5,7	1,3	11
Kobolt	4,4	11	5,7	16	9,3	19	5,9	14	26	180
Koppar	29	74	17	37	115	1 290	16	84	2600	21000
Krom tot	17	88	16	47	50	306	15	39	110000	420000
Kvicksilver	0,2	1,5	0,04	0,2	0,07	0,3	0,04	0,09	0,42	1,9
Nickel	9,5	31	8,6	26	20	61	9,1	19	350	1600
Zink	323	2780	84	479	313	1 700	70	485	3100	26000

*Justerat för bakgrundshalt, det hälsoriskbaserade riktvärdet ligger enligt modellen på 2,1 mg/kg TS.

Av tabellen framgår att framför allt arsenikhalterna är förhöjda; inom samtliga delområden överstiger medelhalterna de valda jämförvärdena.

För nuvarande markanvändning föreligger, utöver risken kopplad till arsenikförekomsten, risk för negativa hälsoeffekter främst inom delområde C där halterna antimon, barium, bly och kadmium är förhöjda i förhållande till PRV. I delområde A (utfyllnadsområdet) är den uppmätta maxhalten bly förhöjd, men medelhalten ligger långt under det platsspecifika riktvärdet.

I scenariot som avser vistelse i fritidshus föreligger förhöjda halter av antimon (delområde A), barium (samtliga delområden), bly (A, B, C), kadmium (samtliga) samt kvicksilver (A). Gällande kvicksilver bör det noteras att riktvärdet styrs av inandning av ånga i inomhusluft, i dagsläget finns inga byggnader inom delområde A.

Närboende

Bostadshus ligger belägna mycket nära undersökningsområdet och därför görs i Tabell 25 nedan en jämförelse mellan representativa halter i jord och envägsconcentrationen som avser inandning av damm (från NV:s *generella scenario* för känslig markanvändning), då denna exponeringsväg inte bedöms kunna avgränsas till undersökningsområdet.

Tabell 25: Riskkaraktärisering närboende, inandning av damm (mg/kg TS)

Ämne	Representativ halt	Inandning av damm (NV-KM)
Antimon	162	36000
Arsenik	1 302	2400
Barium	3 544	180000
Bly	4 642	36000
Kadmium	151	360
Kobolt	6,8	18000
Koppar	139	180000
Krom tot	29	ej begr.
Kvicksilver	0,3	14000
Nickel	14	4500
Zink	241	ej begr.

Av tabellen framgår att samtliga representativa halter är lägre än enväggkoncentrationen som avser inandning av damm.

Övrig exponering för förorenad jord bedöms i huvudsak ske inom undersökningsområdet, i samband med besök. Det bör noteras att i nordost (delområde C) har kraftigt förhöjda halter uppmätts nära undersökningsområdets gräns, och föroreningsutbredningen bedöms inte vara helt avgränsad i denna riktning.

Som påpekas i problembeskrivningen föreligger utöver de risker som identifierats ovan utifrån föroreningsförekomsten, en risk för fysiska skador för människor som vistas inom området. Framför allt i utfyllnadsområdet samt i anslutning till glashögen kan det inte uteslutas att människor kan komma i kontakt med glaskross, och därmed riskera skärskador etc.

12.1.2 Akut toxicitet (arsenik)

Arsenik är ett ämne som bedöms ha hög akut toxicitet, och NV har därför tagit fram ett riktvärde för skydd mot akuta hälsoeffekter. Detta riktvärde avser att skydda ett litet barn med kroppsvikten 10 kg vid ett engångsintag av 5 gram jord. För arsenik är det akuttoxiska riktvärdet 100 mg/kg TS.

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

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

- Som tolerabel dos för akuta effekter (TDAE) använder NV normalt siffran 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 (NV 2016). Vid beräkningen nedan ansätts 1 mg/kg som potentiellt dödlig dos (värdet kommer från IMM via NV).
- 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) samt 70 kg för vuxna. Det är värt att notera att den genomsnittliga vikten för en vuxen numera är ca 75 kg enligt Statistiska Centralbyrån, 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 et al 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 hanterar detta genom att istället ansätta en säkerhetsfaktor om 10 gånger. Det är värt att notera att man enligt White 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 gram för barn medan ett dagligt intag om 2 gram ansätts för vuxna. Sannolikheten att människor skall få i sig förorenad jord bedöms generellt som något mindre inom utfyllnadsområdet, pga. förekomsten av stora mängder glaskross och liknande.

Baserat på ovanstående har följande platsspecifika riktvärden för akut toxicitet hos arsenik beräknats:

Tabell 26: Riktvärden för akuttoxicitet, arsenik (mg/kg TS)

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

Det är värt att notera att beräkningen av riktvärdet för akut toxicitet och potentiellt dödlig effekt är konservativ i alla steg. Arbets- och miljömedicin (AMM) anger att ett intag av en näve jord (ca 10 g) innehållande 1000 mg As/kg (dvs en dos om 10 mg arsenik) kan ge allvarlig förgiftning hos ett litet barn. Detta motsvarar den nivå som enligt ovan kan ge en potentiellt dödlig effekt. 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 potentiellt dödlig effekt eller allvarlig förgiftning hos ett litet barn är dock densamma oavsett angreppssätt.

Samma riktvärdesberäkning som redovisas ovan har utförts i andra glasbruksprojekt, t.ex. i huvudstudien för Älghults fd glasbruk. De beräkningarna har granskats av Arbets- och miljömedicin syd som bedömer att antagandena är rimliga utifrån tillgänglig information. Med detta utlåtande som stöd baseras även riskkaraktäriseringen i föreliggande fall på de riktvärden som redovisas i Tabell 26.

I Tabell 27 nedan jämförs riktvärdena för akut toxicitet (övergående symptom respektive potentiellt dödliga effekter) med uppmätta arsenikhalter i utfyllnadsområdet. Då det handlar om exponering vid ett enstaka tillfälle har uppmätt maxhalt ansatts som representativ föroreningshalt. I bruksområdet har inga halter över NVs riktvärde för akut toxicitet uppmätts.

Den uppmätta maxhalten (13 500 mg/kg TS) har uppmätts i ytlig jord (vid handgrävning 0 – 0,25 m u my), och bedöms därmed vara tillgänglig för såväl människor som andra skyddsobjekt. Halten uppmättes i provpunkten 18GA35HG som ligger inom delområde C, i nordost. Även den näst högsta halten arsenik (11 000 mg/kg TS) har påvisats inom samma område. Platsen där halten påvisats är beväxt med slyskog, vilket gör föroreningen lite mer svårtillgänglig för människor, men avståndet till den gräsbevuxna ytan öster om delområde C. Norr om delområdet finns bostadshus.

I tabellen redovisas även ett värde för den biotillgänglig halt; generellt är endast delar av de föroreningshalter som uppmäts i miljö tillgängliga för upptag i levande organismer. NV ansätter generellt att denna siffra är 100 %. I föreliggande fall har ett sekventiellt lakförsök utförts på utfyllnadsmaterial, vilket indikerar att biotillgängligheten för arsenik är ca 40 %. Att värdet baseras på ett enstaka lakförsök innebär att det är behäftat med osäkerheter.

Tabell 27: Akuta risker med avseende på arsenik (mg/kg TS)

	Maxhalt	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
		Övergående akuta symptom		Potentiellt dödlig effekt	
100 % biotillgänglighet	13 500	100	1 750	2 000	35 000
40 % biotillgänglighet	5 400				

Av tabellen framgår att den uppmätta den uppmätta maxhalten i jorden indikerar potentiellt dödlig effekt för ett litet barn, samt risk för övergående akuta symptom för vuxna. Detta gäller även om den biotillgängliga halten beaktas.

Halter över 2 000 mg/kg TS (potentiellt dödlig effekt för små barn) har även uppmätts i den provpunkt som ligger i anslutning till glashögen vid den fd hyttans baksida. I två provpunkter har halter strax under 2 000 mg/kg TS påvisats; en precis söder om provpunkten där maxhalten uppmättes (1 910 mg/kg TS) och en belägen precis

utanför det nordvästra hörnet av utfyllnadsområdet. Beaktas den beräknade biotillgängligheten är dock dödlig effekt inte att förvänta baserat på dessa halter.

Mot bakgrund av vad som nämnts ovan ska länsstyrelsen vidtalas för ett eventuellt vidare samråd med berörd kommun om arsenikhalter överstigande 1000 mg As/kg upptäcks.

12.1.3 Korttidseffekter

Vissa ämnen bedöms av NV ha lång uppehållstid i kroppen, vilket innebär att exponering vid enstaka tillfällen kan leda till långsiktiga risker. Av de ämnen som pekats ut som dimensionerande i detta fall har riktvärden för korttidsexponering tagits fram för bly och kadmium.

Riktvärdena har beräknats utifrån samma utgångspunkt som riktvärdena för akut toxicitet, dvs att ett litet barn som väger 10 kg 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. Ämnenas 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.

Av Tabell 28 nedan framgår att risk för negativa effekter vid korttidsexponering föreligger med avseende på bly och kadmium. I delområdena B och D överstiger inte de uppmätta halterna riktvärdet.

Tabell 28: Risk för korttidseffekter (mg/kg TS)

Ämne	A	B	C	D	Riktvärde
Pb	1 030	324	53 900	49	600
Cd	4,6	9,8	1 650	5,7	250

Liksom för arsenik i föregående avsnitt har maxhalterna av bly och kadmium uppmätts på prover från delområde C. Den högsta kadmiumhalten kommer från samma prov som maxhalten arsenik, och den högst blyhalten från en punkt i närheten. För kadmium har endast en ytterligare halt över kortidsriktvärdet uppmätts, i samma delområde. Blyhalter över riktvärdet har påvisats i ytterligare sex provpunkter, varav fyra ligger inom delområde C och två inom delområde A.

Biotillgängligheten i jord är enligt de sekventiella lakningarna ca 60% för bly och ca 70% för kadmium. Det innebär att risken för korttidseffekter i delområde C kvarstår, medan den biotillgängliga koncentrationen av bly inom delområde A hamnar i nivå med NVs riktvärde.

12.2 Miljörisker

12.2.1 Markmiljö

I Tabell 29 jämförs representativa halter i mark med riktvärden för skydd av markmiljö. Jämförelsen sker mot naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning, som bäst bedöms beskriva skyddsvärdet både vid nuvarande och eventuell framtida markanvändning. Det bör dock noteras att hela undersökningsområdet till stor del är utfyllt med bl.a. byggrester och glaskross innebär begränsade förutsättningar för ett rikt markekosystem, oavsett föroreningsnivå.

Tabell 29: Riskkaraktärisering markmiljö (mg/kg TS)

Ämne	Representativ halt	Markmiljö – NV-KM
Antimon	162	20
Arsenik	1 302	20
Barium	3 544	200
Bly	4 642	200
Kadmium	151	4
Kobolt	6,8	20
Koppar	139	80
Krom tot	29	80
Kvicksilver	0,3	5
Nickel	14	70
Zink	241	250

Av tabellen framgår att representativa halter av antimon, arsenik, barium, bly, kadmium och koppar är högre än NVs riktvärde för skydd av markmiljön vid känslig markanvändning, vilket indikerar risk för negativa effekter på markmiljön.

I Tabell 30 nedan görs motsvarande jämförelse per delområde.

Tabell 30: Riskkaraktärisering markmiljö per delområde (mg/kg TS)

Ämne	Delområde A		Delområde B		Delområde C		Delområde D		Markmiljö – NV-KM
	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	Medel	Max	
Antimon	106	1 000	14	79	282	5 670	5,4	56	20
Arsenik	175	1 040	174	2 930	1 090	13 500	112	1 980	20
Barium	382	968	135	980	2 718	52 700	378	2 420	200
Bly	138	1 030	60	324	3 571	53 900	18	49	200
Kadmium	1	4,6	0,8	9,8	68	1 650	0,5	5,7	4
Kobolt	4,4	11	5,7	16	9,3	19	5,9	14	20
Koppar	29	74	17	37	115	1 290	16	84	80
Krom tot	17	88	16	47	50	306	15	39	80
Kvicksilver	0,2	1,5	0,04	0,2	0,07	0,3	0,04	0,09	5
Nickel	9,5	31	8,6	26	20	61	9,1	19	70
Zink	323	2780	84	479	313	1 700	70	485	250

Av tabellen framgår att framför allt halterna av de utpekade fokusämnena (antimon, arsenik, barium och bly) är förhöjda; inom samtliga delområden överstiger t.ex. medelhalterna av arsenik de valda jämförvärdena. Utöver de ämnen som är förhöjda i jämförelsen i Tabell 29 föreligger även krom, och framför allt zink, i ställvis förhöjda halter. Med enstaka undantag (Hg, Zn) har samtliga maxhalter uppmätts inom delområde C.

Som framgår av avsnitt 4.3 sker ett visst upptag i gräs inom undersökningsområdet, och halterna av framför allt antimon, arsenik och bly högre än i referensprovet.

13.0 RISKBEDÖMNING RECIPIENTEN

I föreliggande avsnitt redovisas en kort beskrivning av riskbilden i recipienten. Med avseende på både ytvatten och sediment gäller att de uppmätta halterna nedströms respektive uppströms undersökningsområdet är i samma storleksordning. För de ämnen som överstiger jämförvärdena, och därmed pekats ut som dimensionerande ämnen, föreligger endast små haltskillnader mellan samtliga provpunkter och sammantaget indikeras inget påslag av föroreningar från undersökningsområdet.

Vidare bör det beaktas att MKN för koppar och zink avser biotillgängliga halter, vilket innebär att jämförelsen med uppmätta halter i filtrerade prover är konservativ. För barium har ett äldre, amerikanskt jämförvärde använts, som är högre än svenska bakgrundshalt enligt NVs vägledningsrapport för beräkning av riktvärden. Av de ämnen som pekats ut som dimensionerande för ytvatten (barium, kadmium, koppar, bly, zink) förekommer inget i förhöjd halt i grundvatten inom undersökningsområdet. Samtliga föreligger dock i halter över NV-MKM i jord. Då undersökningsområdet inte ligger i direkt anslutning till recipienten bedöms dock spridning främst ske via grundvatten. Som tidigare påpekats indikerar utförda undersökningar inte på någon pågående spridningen från området via grundvatten till recipienten vid provtagningstillfället.

Detta, tillsammans med att inga förhöjda halter på visats vid passiv provtagning (som syftar att redovisa den biotillgängliga halten) gör att spridning från området inte bedöms innebära någon ökad risk för negativa effekter på sediment- eller vattenlevande organismer.

Med avseende på eventuella hälsorisker vid exponering för ytvatten redovisas i Tabell 31 nedan en jämförelse mellan uppmätta halter i ytvatten och dricksvattenkvalitetskriterier, i första hand från svenska livsmedelsverket. Av tabellen framgår att de uppmätta halterna understiger respektive riktvärde med god marginal. I detta fall antas att om dricksvattenkvalitetskriterierna inte överskrids föreligger inte heller någon risk vid exempelvis bad. För metaller generellt att större risk föreligger vid exponering via oralt intag, jämfört med exponering via hudkontakt, vilket bl.a. framgår av envägskoncentrationerna i NV:s beräkningsmodell, varför detta antagande bedöms vara tillräckligt konservativt.

Halterna i ytvatten jämförs även med US EPAs kriterier för skydd av hälsa vid konsumtion av ytvatten och vattenlevande organismer eller enbart organismer. Gällande kadmium hänvisas till att dricksvattenkvalitetskriterierna innebär ett fullgott skydd. Kriterier saknas helt för bly.

Tabell 31: Riskkaraktärisering hälsa ytvatten (µg/l)

Ämne	Uppmätt maxhalt	Dricksvattenkvalitetskriterium (SLV)	Ytvattenkvalitetskriterium (US EPA)	
			Vatten + organism	Organism
Barium	19	1 300 (WHO)	1 000	
Bly	1,6	10		
Kadmium	0,1	5		
Koppar	222	2 000	1 300	
Zink	56,2		7 400	26 000

När det gäller hälsorisker i sediment saknas jämförvärden för hälsorisker. Beaktat att inget påslag som bedöms kunna bidra till en ökad risk har kunnat påvisas har ingen vidare riskbedömning med avseende på exponering för sediment utförts.

14.0 OSÄKERHETER

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 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.

- De torra förhållandena och den dåliga tillgången på grundvatten i jord, innebär att ingen tillförlitlig beräkning av eventuell spridning via grundvatten kunnat utföras. Vidare har förekomst av berggrundvatten inte undersökts, trots att djupet till bergytan är relativt litet över hela undersökningsområdet.

Potentiell spridning har istället uppskattats med hjälp av resultaten från utförda lak- och fuktkammarförsök. Dessa visar på mängden förorening som i teorin kan lämna området, via t.ex. grundvatten. Det bör dock noteras att fuktkammarförsök endast utförts på material från delområde A (utfyllnadsområde väst), varför ingen beräkning av den totala belastningen har kunnat utföras.

Om bergets överyta är sprickig/permeabel är det sannolikt att viss spridning sker till berggrundvatten.

- Föroreningsutbredningen bedöms vara relativt väl avgränsad, även om den inte är helt klarlagd. Att bergets överyta ligger ytligt innebär att föroreningen överlag bedöms avgränsad i djupled, även om ett det inte är känt om det tunna lager naturlig jord som ställvis föreligger mellan utfyllnadsmassorna och berget är förorenat eller inte.

Gällande utbredningen i ytled bedöms denna inte vara helt avgränsad mot nordost (främst med avseende på barium) och sydväst. Överlag bedöms dock halterna vara avtagande i anslutning till undersökningsområdets gräns.

- Ingen provtagning har utförts i eller under byggnader/byggnadsrester som finns inom bruksområdet. Det kan inte uteslutas att dessa är förorenade. Då föroreningarna inom området generellt inte är flyktiga bedöms eventuell föroreningsförekomst under byggnader inte påverka riskbilden för människor som vistas i byggnaderna.
- Ingen riskbedömning av större djur och fåglar som kan exponeras för föroreningar inom undersökningsområdet och/eller i recipienten har utförts. Det kan inte uteslutas att djur såsom harar och rådjur kan vistas inom området, även om det finns ett lågt staket runt det tidigare glasbruksområdet. Det finns dock bostäder i direkt anslutning till området och det händer att människor vistas inom området.

För djur som uppehåller sig inom området bedöms det som rimligt att anta att risk motsvarande den som identifierats för människor föreligger, dvs dels risk för negativa effekter på grund av föroreningshalterna i marken (inklusive akuta negativa effekter orsakade av arsenik, särskilt för mindre djur) och dels risk för fysiska skador på grund av förekomsten av glaskross.

Ingen av de aktuella föroreningarna tenderar att biomagnifieras, och ackumulera upp i näringskedjan, även om vissa metaller (såsom bly) kan ansamlas i organismer. Analys av gräs från området visar på ett högre upptag än i referenspunkt av de glasbrukstypiska föroreningarna arsenik, antimon och bly.

15.0 SAMLAD BEDÖMNING

Nedan redovisas de slutsatser som dragits avseende potentiella risker för människors hälsa och miljö, orsakade av föroreningar från Alsterbro f.d. glasbruk. Vilka åtgärder som krävs för erforderlig riskreduktion redovisas i Åtgärdsutredningen.

15.1 Hälsorisker

Utöver de hälsorisker som kan kopplas till föroreningar som bedöms ha sitt ursprung i den tidigare glasbruksverksamheten, föreligger, som tidigare konstaterats, också en risk för fysiska risker för människor (och djur) som vistas inom området. Det kan inte uteslutas att skyddsobjekten under vissa omständigheter kan komma i kontakt med glaskross, och därmed riskera skärskador etc.

15.1.1 Undersökningsområdet

De representativa halterna (UCLM₉₅) av arsenik, bly och kadmium indikerar risk för kroniska negativa hälsoeffekter vid nuvarande markanvändning. Om fastigheten används för fritidsboende överstiger även halten barium det platsspecifika riktvärdet (PRV).

Utvärderas resultaten per delområde bedöms arsenikhalten vara förhöjd i samtliga delområden för båda scenarierna. Vid nuvarande markanvändning (samlingslokal) innebär även halterna antimon, barium, bly och kadmium risk i delområde C, och halten bly medför hälsorisk i delområde A. I ett framtida scenario, med fritidshus inom undersökningsområdet, ser riskbilden ungefär likadan ut, men de uppmätta halterna är högre i förhållande till PRV och fler ämnen indikerar risk även i övriga delområden.

De uppmätta halterna arsenik i yttlig jord indikerar risk för akuta negativa effekter, för både barn och vuxna. Den beräkning som utförts med utgångspunkt i Naturvårdsverkets material visar att den uppmätta maxhalten inom delområde C kan innebära dödliga effekter för ett litet barn (med pica-beteende, dvs som äter med jord än vad som anses normalt) samt övergående akuta effekter för vuxna. Detta gäller även om de resultaten från de sekventiella lakningarna vägs in, och en lägre biotillgänglighet antas.

Uppmätta maxhalter av bly i delområde A och C samt av kadmium i delområde C indikerar risk för korttidseffekter, dvs risk för kroniska negativa effekter vid ett enstaka intag av jord. Liksom för akut toxicitet baseras exponeringsberäkningen på beteendet hos ett barn med så kallat pica-beteende.

15.1.2 Recipienten

Inget mätbart påslag av föroreningar från undersökningsområdet har kunnat konstateras, metallhalter i ytvatten och sediment är lika höga uppströms som nedströms undersökningsområdet, och resultaten från sedimentfällorna indikerar ingen spridning av partikelbundna föroreningar. För flertalet av de ämnen som uppmätts i något förhöjda halter i recipienten (t.ex. zink) saknas dessutom en klar koppling till den tidigare glasbruksverksamheten.

Vidare indikerar halterna i ytvatten ingen risk för negativa effekter för människor som nyttjar recipienten för rekreation.

15.2 Miljörisker

15.2.1 Undersökningsområdet

De representativa halterna av antimon, arsenik, barium, bly, kadmium inom bruksområdet överskrider NV:s generella riktvärde för känslig markanvändning (och även det för mindre känslig markanvändning), och därmed kan risk för marklevande organismer inte uteslutas. Förhöjda halter av en eller flera metaller har uppmätts inom samtliga delområden, med högst halter inom delområde C.

Undersökning av upptag i gräs visar att halterna i gräs av framför allt fokusämnena arsenik, bly och antimon (barium har ej analyserats) är högre inom undersökningsområdet än i referensprovet, vilket tyder på potentiell påverkan på växtlivet inom området och därmed även på eventuella gräsätande djur som vistas inom undersökningsområdet.

15.2.2 Recipienten

Då inget mätbart påslag av föroreningar från undersökningsområdet konstaterats (se ovan) bedöms påverkan från området inte medföra någon ökad risk för negativa effekter på vatten- och sedimentlevande organismer.

Halter som överskrider riskbaserade lågriskvärden har dock uppmätts i ytvatten och sediment, både uppströms och nedströms undersökningsområdet.

15.3 Kombinerad bedömning hälsa och markmiljö (förslag på mätbara åtgärds mål)

I Tabell 32 nedan redovisas de platsspecifika hälsoriktkvärdena för de båda identifierade scenarierna samt NV:s generella riktkvärden för skydd av markmiljön, vid känslig markanvändning.

Vid en eventuell åtgärd med avseende på jord föreslås att det lägsta av de framräknade riktkvärdena (hälsa eller markmiljö) används som mätbart åtgärds mål. Vilket hälsoriktkvärde som bör ligga till grund för åtgärds målen beror på planerad framtida markanvändning. Tillsvidare antas att fastigheten kommer kunna användas för fritidsboende (vilket är ett mer konservativt scenario än användning som samlingslokal). Det bör dock noteras att inget av de framräknade hälsoriktkvärdena tar höjd för permanentboende inom området, vilket är ett än mer konservativt scenario än de som tagits fram inom föreliggande riskbedömning. Denna typ av markanvändning är dock inget som omfattas av de övergripande åtgärds målen eller av den gällande detaljplanen.

Tabell 32: Sammanställning av framtagna platsspecifika riktkvärden för hälsa (två scenarion) och markmiljö samt föreslagna mätbara åtgärds mål.

Ämne	Hälsoriktkvärde - fritidsbostad	Hälsoriktkvärde - samlingslokal	Markmiljö – NV-KM	Föreslaget mätbart åtgärds mål
Antimon	420	1500	20	20
Arsenik	10*	12	20	10
Barium	650	3800	200	200
Bly	110	410	200	110
Kadmium	1,3	11	4	1,3
Kobolt	26	180	20	20
Koppar	2600	21000	80	80
Krom tot	110000	420000	80	80
Kviksilver	0,42	1,9	5	0,42
Nickel	350	1600	70	70
Zink	3100	26000	250	250

*Justerat för bakgrundshalt, det hälsoriskbaserade riktkvärdet ligger enligt modellen på 2,1 mg/kg TS.

Det bör noteras att i NVs beräkningsmodell anges ett sammanvägt riktkvärde (se Bilaga xx) som för flera metaller skiljer sig från de föreslagna mätbara åtgärds målen i tabellen ovan. Detta beror på att i modellen tas alltid hänsyn till skydd mot spridning till ytvatten, vilket i enlighet med vad som beskrivs i föreliggande rapport inte bedöms utgöra en beaktansvärd risk, baserat på mätningar i grund- och ytvatten.

15.4 Bedömning av framtida förändringar av riskbilden

Inom ett kortare, överskådligt framtidsperspektiv bedöms riskbilden inte ändras nämnvärt, om inga förändringar görs med avseende på markanvändningen. Föroreningen har funnits länge på platsen och ett jämviktsläge bedöms generellt ha uppstått.

Utlakning av föroreningar i glasmaterial (som generellt har högst innehåll av metaller) är i dagsläget mycket liten, och fastläggningen bedöms vara stabil, dvs spridningen eller biotillgängligheten kommer inte att öka. Det kan dock inte helt uteslutas att glasavfallets silikatinnehåll bryts ner över lång tid, vilket kan innebära viss mobilisering av föroreningar i framtiden.

16.0 REFERENSER

CCME:s (Canadian Councils of Ministers of the Environment) Canadian Environmental Quality Guidelines, http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html

Golder, 2018; Huvudstudie över Flerohopp fd glasbruk

Golder, 2018; Huvudstudie över Älghult fd glasbruk

HaV - Havs- och vattenmyndigheten. (2015). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2015:4.

<https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f2d15d/1429085661024/HVMFS+2015-4-ev.pdf>

Institutet för miljömedicin (2017). Arsenik; <https://ki.se/imm/arsenik>

Livsmedelsverket (2019). Arsenik; <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/onskade-amnen/metaller1/arsenik>

Länsstyrelsernas karttjänster (webbGIS); <http://extra.lansstyrelsen.se/gis/Sv/Pages/karttjanster.aspx>

Länsstyrelsen i Kronobergs län (2001). Inventering av förorenade områden enligt MIFO fas 1 – Glasbruk i Kalmar och Kronobergslän;

<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.14e585681665e51b75151f6/1539594763065/Inventering%20Glasbruk%20-%202001.pdf>

Länsstyrelserna Kalmar, Kronoborg (2018). Alsterbro Glasbruk, Kulturhistorisk guide i glasbruksmiljö;

<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.42b3306a1650dd83e9d481bc/1539155542696/Alsterbro%20glasbruk%20-%20Kulturhistorisk%20guide%20i%20glasbruksmilj%C3%B6.pdf>

Länsstyrelsen Kronobergs län (sök januari 2019). Karttjänster och geodata, digital miljöatlas;

<https://www.lansstyrelsen.se/kronoberg/tjanster/karttjanster-och-geodata.html>

Miljödirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota,

<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M608/M608.pdf>

Naturvårdsverket rapport 5976 (2009): Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning,

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf>

Naturvårdsverket rapport 5977 (2009): Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad

till fördjupad riskbedömning, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5977-4.pdf>

Naturvårdsverket (2016): Riktvärden för förorenad mark, [http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-](http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/)

[miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/](http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/)

Naturvårdsverket, Kemakta Konsult AB, Institutet för miljömedicin (2016): Datablad för arsenik;

<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/arsenik.pdf>

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

SGU kartvisare; <https://apps.sgu.se/kartvisare/>

SMHI, nederbörd i Sverige; <https://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord>

Suter, G.W. , II, and C.L. Tsao, 1996; Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.

Svenska Livsmedelsverkets dricksvattenkriterier: "Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30, omtryck innehållande ändringar fram till LIVSFS 2011:3";

<http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/slvfs-2001-30-kons.pdf>

US EPA (sök maj 2019): National Recommended Water Quality Criteria - Human Health Criteria Table;

<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>

Vattenmyndigheten Södra Östersjön (arbetsmaterial, 2011): Kunskapsöversikt Alsteråns avrinningsområde med kustområdena Mönsterås 74/75 och Nävraån 75/76;

http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/sodra-ostersjon/Projekt/Kulturmiljooversikter/Alster%C3%A5n%20m%20kustomr%C3%A5de/Alsterans_avrinningsomrade.pdf

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

WHOs dricksvattenkriterier "Guidelines for Drinking-water Quality";

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



Henning Holmström
Kvalitetsansvarig

HR/HH

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

\\sto1-s-main01\\projekt\\2017\\1786406 sgu - glasbruket i alsterbro\\8.rapporter\\riskbedömning\\riskbedömning_alsterbro final 20191018.docx

BILAGA A

Uttagsrapport - platsspecifika
riktvärden

Uttagsrapport

Generellt scenario:

KM

Eget scenario:

Samlingslokal

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon	1,2	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Arsenik	12	mg/kg	Intag av växter	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	150	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kadmium	0,60	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kobolt	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot	70	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kviksilver	0,10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Nickel	50	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Samlingslokal	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget uttag av grundvatten för dricksvattenändamål sker. (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	60	120	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	60	120	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	60	365	dag/år	Justerat utifrån platsspecifika förhållanden, för att motsvara "samlingslokal" (obl)

Utagsrapport

Generellt scenario:

KM

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Eget scenario:

Samlingslokal

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Ingen odling av grödor sker, endast intag av enstaka bär eller liknande antas vara aktuellt (obl)
Längd på förorenat område	250	50	m	Ungefärlig längd på det aktuella området (obl)
Bredd på förorenat område	250	50	m	Ungefärlig bredd på det aktuella området (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Skydd av grundvatten bedöms separat i riskbedömningen (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

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	2300	9100	32000	beaktas ej	beaktas ej	11000	1500	data saknas	data saknas	1500	20	beaktas ej	beaktas ej	1,3	1,3	0,3	1,2
Arsenik	29	67	2200	beaktas ej	beaktas ej	28	12	data saknas	100	12	20	beaktas ej	beaktas ej	14	12	10	12
Barium	7600	91000	160000	beaktas ej	beaktas ej	8700	3800	data saknas	data saknas	3800	200	beaktas ej	beaktas ej	1900	200	80	200
Bly	530	6400	32000	beaktas ej	beaktas ej	2700	410	600	data saknas	410	200	beaktas ej	beaktas ej	140	140	20	150
Kadmium	55	6600	320	beaktas ej	beaktas ej	14	11	250	data saknas	11	4	beaktas ej	beaktas ej	0,64	0,64	0,2	0,60
Kobolt	530	6400	16000	beaktas ej	beaktas ej	300	180	data saknas	data saknas	180	20	beaktas ej	beaktas ej	9,6	9,6	10	10
Koppar	190000	ej begr.	160000	beaktas ej	beaktas ej	28000	21000	data saknas	data saknas	21000	80	beaktas ej	beaktas ej	96	80	30	80
Krom tot	570000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	420000	data saknas	data saknas	420000	80	beaktas ej	beaktas ej	72	72	30	70
Kvicksilver	35	420	13000	2,7	beaktas ej	7,6	1,9	data saknas	data saknas	1,9	5	beaktas ej	beaktas ej	0,096	0,096	0,1	0,10
Nickel	4600	55000	4100	beaktas ej	beaktas ej	6500	1600	data saknas	data saknas	1600	70	beaktas ej	beaktas ej	48	48	25	50
Zink	110000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	34000	26000	data saknas	data saknas	26000	250	beaktas ej	beaktas ej	380	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: Samlingslokal
Generellt scenario: KM

1

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 2.0.1

2

3

4

5

6

7

8

9

10

11

Beskrivning av scenariot

Scenariots namn:

Fritidshus

Beskrivning:

12

13

14

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

25

26

Val av ämnen

Ämne 1: Antimon

Ämne 2: Arsenik

Ämne 3: Barium

Ämne 4: Bly

Ämne 5: Kadmium

Ämne 6: Kobolt

Ämne 7: Koppar

Ämne 8: Krom tot

Ämne 9: Kvicksilver

Ämne 10: Nickel

Ämne 11: Zink

Ämne 12:

Ämne 13:

Ämne 14:

Ämne 15:

Ämne 16:

Ämne 17:

Ämne 18:

Ämne 19:

Ämne 20:

Ämne 21:

Ämne 22:

Ämne 23:

Ämne 24:

27

28

29

30

31

32

33

34

35

36

37

38

39

Beaktade exponeringsvägar

☒ Intag av jord

☒ Hudkontakt med jord/damm

☒ Inandning av damm

☒ Inandning av ånga

☐ Intag av dricksvatten

☒ Intag av växter

☐ Uppskattning av halt i fisk

KM

40

41

42

43

44

45

46

47

Scenariospecifika modellparametrar

☒ Använd KM-värden i modellen

☐ Använd MKM-värden i modellen

48

49

50

51

52

53

54

55

56

Jord- och grundvattenparametrar

Halt löst/mobilt organiskt kol

Torrdensitet

Halt organiskt kol

Vattenhalt

Andel porluft

Total porositet

0,000003

1,5

0,02

0,32

0,08

0,4

KM

3E-06

kg/dm³

kg/dm³

kg/kg

dm³/dm³

dm³/dm³

57

58

59

60

61

62

63

64

65

Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft

Luftvolym inne i byggnad

Luftomsättning i byggnad

Yta under byggnad

Djup till förorening

Utspädning till inomhusluft

Utspädning till utomhusluft

240

12

100

0,35

saknas

saknas

KM

m³

dag⁻¹

m²

m

Bly

66

67

68

69

70

71

72

73

74

75

76

Transportmodell - Ytvatten

☒ Sjö

☐ Rinnande vattendrag

Sjöns volym

Sjöns omsättningstid

Flöde i rinnande vattendrag

Modellens utspädning

1,00E+06

1

0,03171

160

KM

m³

år

m³/s

ggr

77

78

79

80

81

82

Skydd av markmiljö

☒ Använd KM-värden i ämnesdatabas

☐ Använd MKM-värden i ämnesdatabas

☒ Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö

83

84

85

86

87

88

89

Skydd av grundvatten samt justeringar

☐ Skydd av grundvatten beaktas

☒ Justering för bakgrundshalt

KM

✓

✓

Skydd av grundvatten - Utspädning:

☐ Egen utspädningsfaktor

Avstånd till skyddat gv

Egen utspädningsfaktor

Utspädning till skyddat gv

0

14

6

KM

m

ggr

ggr

4

5

6

7

8

9

10

11

12

13

14

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

25

26

27

28

29

30

31

32

33

34

35

36

37

38

39

40

41

42

43

44

45

46

47

48

49

50

51

52

53

54

55

56

57

58

59

60

61

62

63

64

65

66

67

68

69

70

71

72

73

74

75

76

77

78

79

80

81

82

83

84

85

86

87

88

89

Uttagsrapport

Generellt scenario:

KM

Eget scenario:

Fritidshus

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon	1,2	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	100	mg/kg	Intag av jord	
Kadmium	0,60	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kobolt	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot	70	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kvikksilver	0,10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Nickel	50	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Fritidshus	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget uttag av grundvatten för dricksvattenändamål sker. (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	165	365	dag/år	Justerat utifrån antagna förhållanden vid scenario "fritidshus". (obl)
Längd på förorenat område	250	50	m	Ungefärlig längd på det aktuella området (obl)
Bredd på förorenat område	250	50	m	Ungefärlig längd på det aktuella området (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Skydd av grundvatten bedöms separat i riskbedömningen. (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario:

KM

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Eget scenario:

Fritidshus

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Avvikelser i modellparametrar**Eget värde****Standardvärde**

Kommentarer till modellparametrar (frv)

Inga avvikelser i modellparametrar.

-

-

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

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	830	4600	12000	beaktas ej	beaktas ej	1100	420	data saknas	data saknas	420	20	beaktas ej	beaktas ej	1,3	1,3	0,3	1,2
Arsenik	11	33	790	beaktas ej	beaktas ej	2,8	2,1	data saknas	100	2,1	20	beaktas ej	beaktas ej	14	2,1	10	10
Barium	2800	46000	59000	beaktas ej	beaktas ej	870	650	data saknas	data saknas	650	200	beaktas ej	beaktas ej	1900	200	80	200
Bly	190	3200	12000	beaktas ej	beaktas ej	270	110	600	data saknas	110	200	beaktas ej	beaktas ej	140	110	20	100
Kadmium	20	3300	120	beaktas ej	beaktas ej	1,4	1,3	250	data saknas	1,3	4	beaktas ej	beaktas ej	0,64	0,64	0,2	0,60
Kobolt	190	3200	5900	beaktas ej	beaktas ej	30	26	data saknas	data saknas	26	20	beaktas ej	beaktas ej	9,6	9,6	10	10
Koppar	69000	ej begr.	59000	beaktas ej	beaktas ej	2800	2600	data saknas	data saknas	2600	80	beaktas ej	beaktas ej	96	80	30	80
Krom tot	210000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	260000	110000	data saknas	data saknas	110000	80	beaktas ej	beaktas ej	72	72	30	70
Kvicksilver	13	210	4700	0,99	beaktas ej	0,76	0,42	data saknas	data saknas	0,42	5	beaktas ej	beaktas ej	0,096	0,096	0,1	0,10
Nickel	1700	27000	1500	beaktas ej	beaktas ej	650	350	data saknas	data saknas	350	70	beaktas ej	beaktas ej	48	48	25	50
Zink	41000	680000	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	3400	3100	data saknas	data saknas	3100	250	beaktas ej	beaktas ej	380	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: **Fritidshus**
Generellt scenario: **KM**



golder.com