

RAPPORT

Huvudstudie Åryd f.d. glasbruk
Riskbedömning

Framställd för:

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)

Insänd av:

Golder Associates AB

1781984

2019-09-05



Distributionslista

Sveriges geologiska undersökning (1 ex)

Golder Associates AB (1 ex)

Övriga projektgrupp (1 ex)

Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING	6
2.0	HISTORIK	6
3.0	OMRÅDESBESKRIVNING	7
3.1	Geologi	9
3.2	Grundvatten	9
3.3	Recipient	10
3.4	Övriga skyddsvärden	10
4.0	FÖRORENINGSSITUATIONEN	11
4.1	Analyser	11
4.2	Jord	12
4.2.1	Biotillgänglighet	13
4.2.2	Föroreningsutbredning	14
4.3	Biota	16
4.4	Grundvatten	16
4.5	Recipienten	19
4.5.1	Ytvatten	19
4.5.2	Sediment	20
5.0	GEOKEMISK KARAKTÄRISERING	22
5.1	Fuktkammarförsök	22
5.2	Sekventiell lakning	23
5.2.1	Resultat	23
5.2.2	Biotillgänglighet	25
6.0	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	26
7.0	GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK	26
8.0	PROBLEMBESKRIVNING	28
8.1	Dimensionerande föroreningar	28
8.2	Skyddsobjekt	29
8.3	Spridningsvägar	30
8.4	Exponeringsvägar	30

8.5	Konceptuell modell	30
9.0	FÖRORENINGSSPRIDNING.....	32
9.1	Beräknad utlakning	32
9.2	Spridning via grundvatten	32
9.3	Övriga spridningsvägar	33
9.4	Framtida spridningspotential	33
10.0	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN.....	33
11.0	REPRESENTATIVA HALTER.....	37
12.0	RISKBEDÖMNING UNDERSÖKNINGSOMRÅDET.....	38
12.1	Hälsorisker	38
12.1.1	Långtidseffekter.....	38
12.1.2	Akut toxicitet (arsenik).....	40
12.1.3	Korttidseffekter	41
12.2	Miljörisker	43
12.2.1	Markmiljö	43
13.0	RISKBEDÖMNING RECIPIENT.....	44
13.1	Hälsorisker	44
13.1.1	Ytvatten	44
13.1.2	Sediment	46
13.2	Miljörisker	47
14.0	OSÄKERHETER.....	48
15.0	SAMLAD BEDÖMNING.....	49
15.1	Hälsorisker	49
15.1.1	Bruksområdet.....	49
15.1.2	Utfyllnadsområdet	49
15.1.3	Recipienten	50
15.2	Miljörisker	50
15.3	Bedömning av framtida förändringar av riskbilden.....	50
16.0	REFERENSER.....	51

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Kemiska analyser	11
Tabell 2: Övriga analyser	12
Tabell 3: Statistik över föroreningshalter inom bruksområdet (mg/kg TS)	13
Tabell 4: Statistik över föroreningshalter inom utfyllnadsområdet (mg/kg TS)	13
Tabell 5: Biotillgänglighet i jord (%)	14
Tabell 6: Uppmätta halter i biota, utfyllnadsområde (mg/kg TS)	16
Tabell 7: Bedömningsgrunder för grundvatten (µg/l)	17
Tabell 8: Föroreningshalter (maxhalter) i grundvatten (µg/l)	17
Tabell 9: Föroreningshalter i grundvatten och jämförvärden för ytvatten (µg/l)	18
Tabell 10: Uppmätta maxhalter i ytvatten, ofiltrerade prover (µg/l) samt jämförvärden (långtidseffekter) från kanadensiska CCME. Ett streck betyder att jämförvärde saknas.	19
Tabell 11: Uppmätta maxhalter i ytvatten, filtrerade prover (µg/l)	20
Tabell 13: Beräknad utlakning från hela området	22
Tabell 14: Sekventiella lakningar steg 1 - 3, biotillgänglighet (%)	25
Tabell 15: Biotillgänglighet utfyllnadsområdet, jämförelse (%)	26
Tabell 16: Dimensionerande ämnen	29
Tabell 17: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.	35
Tabell 18: Envägskoncentrationer och platsspecifikt hälsoriktvärde, bruksområdet (mg/kg TS)	35
Tabell 19: Envägskoncentrationer och platsspecifikt hälsoriktvärde, utfyllnadsområdet (mg/kg TS)	36
Tabell 20: Riskkaraktärisering jord, bruksområde (mg/kg TS)	38
Tabell 21: Riskkaraktärisering jord, utfyllnadsområde (mg/kg TS)	39
Tabell 22: Riskkaraktärisering jord, utfyllnadsområde (mg/kg TS)	39
Tabell 23: PRV arsenik akuttoxicitet (mg/kg TS)	40
Tabell 24: Akuta risker med avseende på arsenik i utfyllnadsområdet (mg/kg TS)	41
Tabell 25: Risk för korttidseffekter (mg/kg TS)	41
Tabell 26: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS)	43
Tabell 27: Hälsorisk ytvatten (µg/l)	45
Tabell 28: Riskkaraktärisering, intag av sediment (mg/kg kroppsvikt och dag)	46
Tabell 29: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)	47

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Översiktlig karta över det område som varit föremål för mark- och grundvattenundersökningar samt lägen för befintliga byggnader.	7
Figur 2: Bruks- respektive utfyllnadsområde	8

Figur 3: Föroreningsutbredning i ytled (samtliga ämnen).....	15
Figur 4: Resultat sekventiell lakning, metaller i material från bruksområdet	24
Figur 5: Resultat sekventiell lakning, metaller i material från utfyllnadsområdet.....	24
Figur 6: Resultat sekventiell lakning, metaller i glasmaterial från utfyllnadsområdet.....	24
Figur 7: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening.	27
Figur 8: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken.....	27
Figur 9: Konceptuell modell	31

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 Åryd, beläget en dryg mil sydost om Växjö. Undersökningsområdet utgörs av i huvudsak av fastigheterna Åryd 2:3, Hemset 1:231, Hemset 1:233 och Åryd 1:1, Växjö kommun. Rapportering inom huvudstudien görs i följande delrapporter:

- Fält- och resultatrapport
- Karakterisering av utfyllnadsmaterial
- Riskbedömning
- Översiktlig åtgärdsutredning

Föreliggande rapport utgör en sammanfattande huvudrapport inkluderande riskbedömning som främst baseras på de undersökningar som utförts av Golder under 2018. Arbetet har utförts och redovisats enligt Naturvårdsverkets riktlinjer och kvalitetsmanual.

Riskbedömningen omfattar de föroreningar som uppmäts i förhöjda halter inom det undersökta området. 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. Inom det aktuella området har både järnbruks- och glasbruksverksamhet bedrivits, den senare endast under en kortare period (ca 10 år). De utförda undersökningarna har dock utförts i syfte att i första hand bedöma påverkan från glasbruksverksamheten. Observationer som kan kopplas till järnbruksverksamheten berörs endast mycket kortfattat i föreliggande rapport.

I riskbedömningen delas undersökningsområdet in i två delområden; bruksområdet och utfyllnadsområdet. Det senare är ett område som är ca 750 m² och som till stor del är utfyllt med restprodukter från glasproduktionen. Vid beskrivning av föroreningssituationen nedan räknas även det området nordost om utfyllnadsområdet som utpekats som förorenat vid tidigare undersökningar och hägnats in. Med "undersökningsområdet" avses i rapporten nedan hela det aktuella området, dvs. både bruks- och utfyllnadsområdet. Utfyllnadsområdets yta utgör endast ca 6 % av undersökningsområdet.

2.0 HISTORIK

I Småland har en omfattande glasindustri funnits ända sedan 1700-talet, sammanlagt har mer än ett hundratal glasbruk varit i drift. Vid tillverkningen har såväl arsenik som antimon använts som luttringsmedel, bly har använts som stabilisator i kristallglas och andra metaller (exempelvis kadmium) som pigment. Glasbruksområden är ofta även förorenade av barium och bor. Som en följd av detta har glasbruksområdena förorenats och vid ett flertal glasbruk finns såväl förorenad jord som områden utfyllda med glasavfall (glasskärvor, glaskross m.m.)

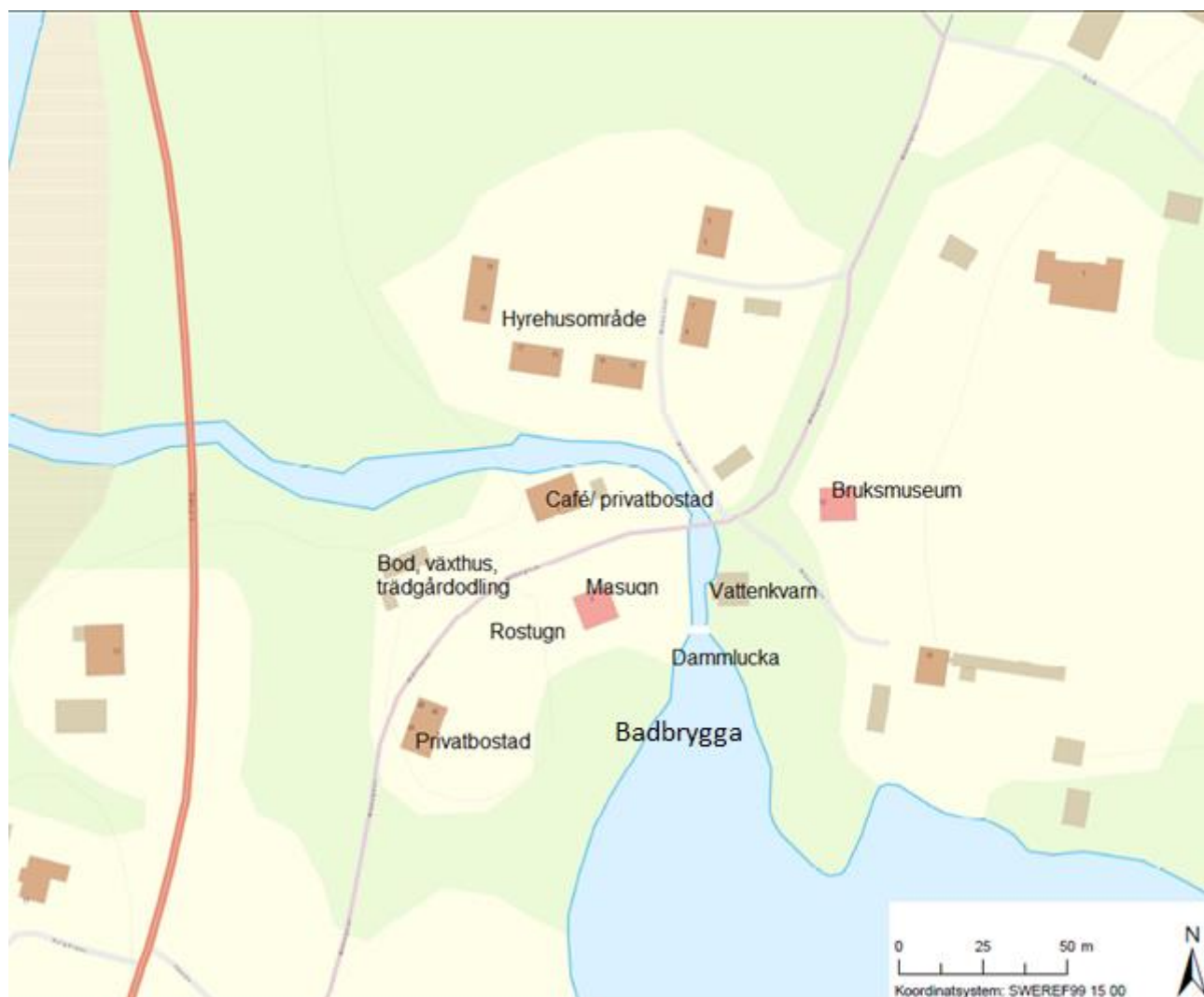
Inom det aktuella undersökningsområdet anlades ett järnbruk redan på 1640-talet. Bruket var i drift fram till slutet av 1870-talet. Under perioden 1912 till 1921 nyttjades området för glasbruksverksamhet, med tillverkning av servisglas, vaser och glas till termosflaskor. Glasbruksverksamheten bedrevs i en byggnad som idag är riven men på området finns fortfarande en masugn och en rostugn från slutet av järnbrukstiden bevarade. Platsen är sedan 1997 ett byggnadsminne och räknas även som ett fornminne.

En utförlig beskrivning av områdets historik finns i rapporten Åryd – järn och glas, arkeologisk rapport 2018:04, som upprättats av Kalmars museum på uppdrag av SGU.

3.0 OMRÅDESBESKRIVNING

Det aktuella området, som utgör ett besöksmål, ligger strax söder om samhället Åryd. I öster avgränsas undersökningsområdet av Årydsjön, och i norr av den å som sammanbinder Årydsjön med Tegnabysjön (nedströms belägen, ca 2 km sydväst om undersökningsområdet). Markanvändningen inom grannfastigheterna utgörs i huvudsak av skogsmark samt bostadsmark. Ca 100 meter söder om undersökningsområdet finns ett industriområde inom vilket metall- och kemiteknisk verksamhet bedrivs. Närmsta på karta utpekade badplats ligger i Årydsjön knappt 500 meter nordost om undersökningsområdet. Det finns även en badbrygga, som används av de boende, i anslutning till utfyllnadsområdet.

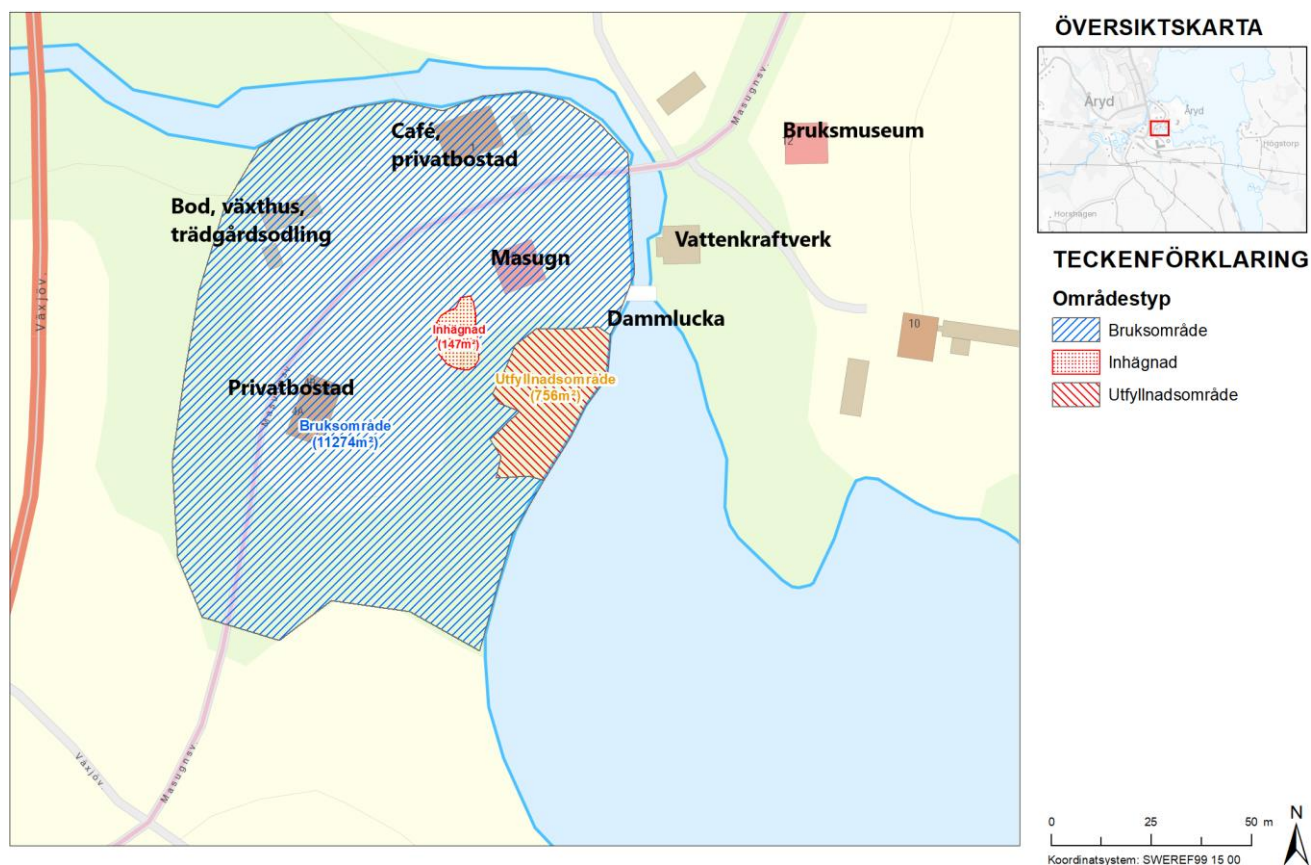
Marken inom undersökningsområdets centrala del utgörs i huvudsak av anlagda gräsbevuxna ytor samt bebyggelse med tillhörande trädgårdar och parkeringsytor. Bostadshusen har tidigare tillhört bruket. I ett av husen bedrivs även caféverksamhet under delar av året. Merparten av den tidigare hyttan är riven, endast delar av fundamentet i murad sten finns kvar. I direkt anslutning till den f.d. hyttan ligger en större masugnsbyggnad i trä samt en rostugn i tegel, båda härrörande från järnbrukstiden. De olika byggnadernas lägen inom undersökningsområdet redovisas i Figur 1. I undersökningsområdets norra, östra och södra utkanter övergår gräsytona till mer otillgänglig terräng i form av slyskog. I norr och nordost sluttar marken kraftigt mot ån som passerar undersökningsområdet i östlig riktning.



Figur 1: Översiktlig karta över det område som varit föremål för mark- och grundvattenundersökningar samt lägen för befintliga byggnader.

Utfyllnadsområdet, som är utfyllt med både glasavfall och järnslag, är ca 750 m² och ligger inom områdets östra del. Området avgränsas i öster av Årydsjön, i övriga riktningar finns gräs- eller slybevuxna markytor. Ett mindre område nordost om utfyllnadsområdet är inhägnat till följd av höga påvisade föroreningshalter vid tidigare undersökningar (Structor, 2014). Närmsta bostadshus ligger ca 50 meter från utfyllnadsområdet.

Resterande del av undersökningsområdet uppgår till ca 11 400 m² och betecknas bruksområdet. Undersökningsområdets utbredning samt de båda delområdena redovisas i Figur 2 nedan:



Figur 2: Bruks- respektive utfyllnadsområde

3.1 Geologi

Den naturliga jordarten inom undersökningsområdet utgörs enligt SGUs jordartskarta av sandig morän.

Av utförda undersökningar framgår att undersökningsområdet är präglad av tidigare verksamheter, särskilt tydliga är spåren från järnbrukstiden och rester av järnslag går att finna över i stort sett hela området. Spår av glasbruksverksamheten är mindre omfattande och utgörs i huvudsak av förekomst av glasbitar och klumpar av felsemt glas ("glasslagg") inom och i anslutning till utfyllnadsområdet. I samband med utförda undersökningar har följande noteringar gjorts med avseende på markens egenskaper:

- Marken i det upphöjda området nordost och öster om Masugnsvägen samt väster om cafébyggnaden är utfylld med järnslag som överlagras av ett tunnare mullhaltigt ytskikt, bevuxet gräs eller sly. Slaggfyllningen är ställvis över 2 m mäktig och står i vissa provpunkter i kontakt med grundvattnet.
- Fyllnadsmassorna öster om cafébyggnaden utgörs av ett ca 3 m mäktigt sandlager, med inslag av kol, järnslag och tegel. I en punkt noterades även betydande förekomst av genomskinligt glasavfall. Grundvattennivån låg ca 2 m under markytan vid tidpunkten för provtagningen.
- Marken inom området kring Masugnen utgörs av sandig fyllning med inslag av kol och tegel och är gräsbevuxen. Rester av betong av vad som antas vara grundläggning från tidigare bebyggelse har påträffats. Även i denna del av bruksområdet låg grundvattenytan ca 2 m under markytan.
- Massorna i utfyllnadsområdet utgörs i huvudsak av sand eller siltig sand med ett betydande innehåll av järnslag och glasavfall. Glasavfallet utgörs av genomskinliga skärvor av färdig glasprodukt samt spröda, företrädesvis vita och gröna, klumpar av felsemt glas. Utfyllnadens mäktighet uppgår till ca 1 m och andelen glas och slag i massorna ökar i riktning mot sjön. I utfyllnadsområdets centrala del påträffades ett rödaktigt finkornigt material, som förmodas vara vittrad ställsten från tidigare infordring av masugnen. Delar av utfyllnadsområdets massor står i direkt kontakt både med Årydsjön samt även med grundvattnet som låg ca 1 m under markytan.
- Även inom det inhägnade området nordost om utfyllnadsområdet och som utpekats som förorenat utgörs markinnehållet av sand. Dock är avfallsinnehållet betydligt lägre än i massorna inom det nu identifierade utfyllnadsområdet, och utgörs av enstaka inslag av genomskinliga glasskärvor.
- I undersökningsområdets södra del utgörs marken huvudsakligen av ca 1 m mäktig sandfyllning, på naturlig morän. Andelen avfall i fyllnadsmassorna är generellt liten. I en av punkterna inom delområdet (17GA03PG) noterade viss förekomst av vittrad ställsten.

Vid provgroppgrävning och schaktning inom undersökningsområdet har berg generellt inte påträffats, varför djupet till berg inte är klarlagt. Enligt SGUs brunnsarkiv anges jorrdjupet i energibrunnen vid bostadshuset i syd till 7,5 m. Motsvarande siffra för brunnen vid caféet är 9,5 m.

I många provpunkter har underlagrande, naturlig jord påträffats i samband med grävning, men inte i alla. Fyllnadsmassornas mäktighet bedöms därmed vara relativt väl avgränsad i djupled, men inte fullt ut.

3.2 Grundvatten

Grundvattenkapaciteten i berg anges av SGU som god (mediankapacitet om 2 000-6 000 l/h). Närmsta av VISS (VattenInformationssystem Sverige) identifierade grundvattenförekomst ligger ca 600 m norr om undersökningsområdet. Enligt SGUs brunnsarkiv finns inga vattenbrunnar i närområdet, men det är gott om energibrunnar, inklusive två stycken inom undersökningsområdet.

Grundvattnets övergripande flödesriktning bedöms baserat på observationer i fält och på utförda nivåmätningar i installerade grundvattenrör vara nordlig/svag nordostlig (mot ån). Nivåskillnaden är ca 0,5 – 1 m per 50 m.

Nivåmätningar vid badbryggan samt i grundvattenrören 18GA03GV och 18GA04GV (se Fältrapporten) pekar på att grundvattnet står i kontakt med sjön.

Fyllnadsmassorna inom undersökningsområdet är heterogena, de utgörs av sand med inslag av bland annat järnslag, tegel och glas. Sand har hög genomsläpplighet (i storleksordningen $1E-03$ till $1E-05$ enligt NV), och uppblandningen med grova fyllnadsmaterial gör att den potentiellt är ännu högre. Det är sannolikt att markens genomsläpplighet varierar stort i de heterogena fyllnadsmassorna. Detta tillsammans med att akvifärens mäktighet inte är känd (djupet till berg inom området är inte klarlagt) gör det svårt att beräkna föroreningsbelastningen via grundvattnet utifrån ett uppskattat grundvattenflöde genom området. Huvuddelen av fyllnadsmassorna bedöms dock ligga ovanför grundvattenytan under normala omständigheter, vilket innebär att grundvattenflödet genom det förorenade området kan bedömas genom att uppskatta mängden grundvattenbildande infiltrerande nederbörd. Denna beräknas med hjälp av en enkel vattenbalansekvation enligt nedan, samt uppskattad områdesarea (för bruks- respektive utfyllnadsområdet).

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

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

Nederbördsdata har hämtats från SMHI (1981-2010), som anger en årsmedelnederbörd på ca 0,7 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 0,2 m/år.

Multiplieras denna siffra med arean för undersökningsområdet (ca 19 000 m²) erhålls en uppskattning av grundvattenbildningen:

$$R = 3\,800 \text{ m}^3/\text{år}$$

3.3 Recipient

Recipienten utgörs av Årydsjön, öster om undersökningsområdet samt Aggaå (Skyeån) som går norr om området, från Årydsjön mot Tegnabysjön.

Årydsjön är ca 5 km². Den är identifierad som vattenförekomst av VISS, som uppger att den ekologiska statusen i sjön är god. Den kemiska statusen uppnår inte god på grund av de överallt förekommande ämnena kvicksilver och difenyletrar, sjön är inte klassad med avseende på övriga kemiska parametrar.

Aggaå mellan Årydsjön och Tegnabysjön är ca 3 km lång. I ån anger VISS den ekologiska statusen som måttlig, bland annat på grund av dålig passerbarhet för fisk. Liksom Årydsjön är den kemiska statusen ej god baserat på förekomst av kvicksilver och difenyletrar, ej klassad med avseende på övriga ämnen som har en miljö kvalitetsnorm. Gällande så kallade särskilt förorenande ämnen (SFÄ) visar utförda mätningar av zink att statusen är god.

Undersökningsområdet ligger inom Mörrumsåns avrinningsområde, som är av riksintresse som skyddat vattendrag. Vattenkraft samt vattenreglering eller vattenledning för kraftändamål får idag inte utföras i Mörrumsån med tillhörande käll- och biflöden.

3.4 Övriga skyddsvärden

Lämningarna från järnbrukets hytta utgör en fornlämning, enligt riksantikvarieämbetet. I samband med schaktundersökningarna 2017 utfördes en arkeologisk schaktningsövervakning (Kalmars museum, 2018), enligt Länsstyrelsens beslut.

4.0 FÖRORENINGSSITUATIONEN

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

4.1 Analyser

Uttagna prover har analyserats med avseende på metaller. För yt- och grundvatten har analys även gjorts med avseende på anjoner.

För analys av metaller i jord har två olika metoder nyttjats. I punkter där haltbestämning endast har varit relevant ur ett riskbedömningsperspektiv har syralakning tillämpats medan metallhalter i lägen där även geokemiska aspekter varit önskvärda att bedöma, såsom i utfyllnadsmassor och i sediment, har avgjorts genom totaluppslutning (syralakning och smälta). Den största skillnaden mellan de båda metoderna ligger i att syralakning endast medger analys av lakbara andelar av ett ämne medan totaluppslutning/smälta även tillåter bestämning av sådana element som förekommer i svårslösliga matrisstrukturer t.ex. silikater.

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

Tabell 1: Kemiska analyser

Medium	Antal	Beskrivning
Jord och utfyllnadsmaterial	67	Analys avseende lakbara metallhalter.
	27	Totalhaltsanalys avseende metaller
Grundvatten	24	Analys av lösta metallhalter i vatten.
	24	Analys av anjoner.
	12	Screening av volatila och semivolatila föreningar
Ytvatten	35	Totalhaltsanalys avseende metaller vid fyra tillfällen samt analys av lösta halter vid ett tillfälle.
	28	Analys av anjoner.
Sediment	12	Totalhaltsanalys avseende metaller.
Biota (gräs, äpple, rabarber)	5	Analys av grundämnen i biota.

Utöver de analyser som anges ovan har material från området även uttagits för skakförsök, sekventiella lakförsök, fuktkammarförsök och biotillgänglighetsförsök enligt den omfattning som framgår Tabell 2.

Tabell 2: Övriga analyser

Försökstyp	Antal	Omfattning	Syfte
Skakförsök enligt L/S 2 och L/S 10	4	Ett försök på blandat material från utfyllnadsområdet, två försök på jord från bruksområdet och ett försök på enkom järnslag.	Utredning av initial lakning samt mottagningskrav vid aktuell deponering.
Sekventiella lakförsök (Fem steg)	3	Ett försök på blandat material från utfyllnadsområdet, ett försök på enkom glasavfall och ett försök på jord från bruksområdet.	Precisering av tillgänglighet och lakbarhet i samband med olika klimatscenarier såsom översvämning och ändrade redoxförhållanden. Analysresultaten ger även en fingervisning om de eventuella föroreningarnas biotillgänglighet.
Fuktkammarförsök	2	Ett försök på enkom glasavfall och ett försök på enkom järnslag.	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.
Biotillgänglighetstest (UBM – Unified Bioaccessability Method)	2	Ett försök på glasavfall och ett på blandat material från utfyllnadsområdet	Simulerar utlakning av metallföroreningar vid passage genom mag-tarmkanalen, efter att en person svält jord.

4.2 Jord

Med avseende på provtagning i jord delades undersökningsområdet som tidigare nämnts in i två huvudsakliga delområden; utfyllnadsområdet och bruksområdet. Indelningen baseras i första hand på utfyllnadsmassornas sammansättning. Utfyllnadsområdet, som ligger inom den östra delen av undersökningsområdet, intill Årydsjön, är till stor del utfyllt med glasrester/glaskross. Resterande delar av undersökningsområdet utgör bruksområdet. Även detta är i stor utsträckning utfyllt, med bland annat järnslag från den långvariga järnbruksverksamheten. Utfyllnadsområdet har huvudsakligen provtagits genom maskinschaktning, medan bruksområdet har provtagits genom skruvborrning och handgrävning, för att undvika markskador.

De uttagna jordproverna har endast analyserats med avseende på metaller. Antalet analyser är stort och därför redovisas, istället för enskilda resultat, en statistisk sammanställning över de uppmätta halterna (se tabellerna nedan). Statistiken baseras på samtliga prover, oavsett analysmetod. De statistiska måtten jämförs 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.

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 inom bruksområdet (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det*)	Ref (max)	Min	Median	Medel	UCLM95	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	72 (65)	0,8	<0,5	1,8	4,7	5,3	80	10	25	250
Ba	72 (72)	28	6,7	128	304	534	2 610	200	300	3000
Cd	72 (58)	<0,1	0,07	0,3	0,4	0,5	2	0,8	12	120
Co	72 (72)	2,3	1,7	5,2	8,9	14	44	15	35	350
Cr	72 (72)	8	1,2	6,6	11	17	66	80	150	1500
Cu	72 (72)	7,6	2,9	9,5	19	18	460	80	200	2000
Hg	72 (34)	<0,04	<0,02	0,02	0,05	0,07	0,5	0,25	2,5	25
Mo	72 (72)	0,4	0,2	2	5,2	8,7	27	40	100	1000
Ni	72 (72)	3,2	1,7	3,8	5,8	8,4	26	40	120	1200
Pb	72 (72)	7,6	3	16	33	37	363	50	400	4000
V	72 (72)	8	3	13	23	43	317	100	200	2000
Zn	72 (72)	25	11	83	148	196	908	250	500	5000
Sb	72 (72)	0,2	0,09	0,8	2,6	6	39	12	30	300
B	72 (15)	<2	<2	<2	2,2	3,4	20			

*antalet analyser där halter över laboratoriets rapporteringsgräns detekterats.

Av tabellen ovan framgår att uppmätta maxhalter av de flesta metaller överskrider naturvårdsverkets generella jämförvärden. Statistiken indikerar dock att förhöjda halter generellt endast förekommer ställvis, bara med avseende på barium är även medelhalten förhöjd.

Tabell 4: Statistik över föroreningshalter inom utfyllnadsområdet (mg/kg TS)

Ämne	Antal prov (det*)	Min	Median	Medel	UCLM95	Max	NV-KM	NV-MKM	10*NV-MKM
As	20 (20)	1,7	27	124	394	1090	10	25	250
Ba	20 (20)	282	1015	1166	1387	2470	200	300	3000
Cd	20 (20)	0,04	0,2	0,4	0,6	1,1	0,8	12	120
Co	20 (20)	3,1	7,9	9,7	12	30	15	35	350
Cr	20 (20)	12	33	37	48	122	80	150	1500
Cu	20 (20)	16	28	31	37	87	80	200	2000
Hg	20 (11)	<0,02	0,03	0,06	0,09	0,3	0,25	2,5	25
Mo	20 (20)	0,9	4,8	6,3	8,5	26	40	100	1000
Ni	20 (20)	3,4	19	22	27	51	40	120	1200
Pb	20 (20)	7,7	38	192	568	1400	50	400	4000
V	20 (20)	14	40	68	96	473	100	200	2000
Zn	20 (20)	36	152	196	251	515	250	500	5000
Sb	20 (20)	0,5	22	41	138	407	12	30	300
B	20 (19)	4,8	13	27	43	131			

*antalet analyser där halter över laboratoriets rapporteringsgräns detekterats.

Halterna i utfyllnadsområdet är markant högre med avseende på de glasbrukstypiska ämnena arsenik, barium, bly och antimon, samt i viss mån även bor. För övriga ämnena är halterna i samma storleksordning som i bruksområdet. Notera att maxhalterna av bl.a. arsenik, antimon och bor uppmätts inom det inhägnade området precis nordväst om utfyllnadsområdet (17GA05PG, se provpunktskarta i Fältrapporten).

4.2.1 Biotillgänglighet

Jordprover (glas respektive utfyllnadsmaterial) har skickats till SGI (Statens Geotekniska Institut) för undersökning genom UBM (Unified Bioaccessibility Method). Denna metod är ett slags laktest för bedömning av oral biotillgänglighet av metaller i jord. Lakmetoden simulerar utlakning av metallföroreningar vid passage genom mag-tarmkanalen, efter att en person svält jord.

UBM är validerad för arsenik, kadmium, bly och antimon, och SGI anger även värden för koppar och krom. Resultaten redovisas i Tabell 5 nedan samt i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmaterial.

Tabell 5: Biotillgänglighet i jord (%)

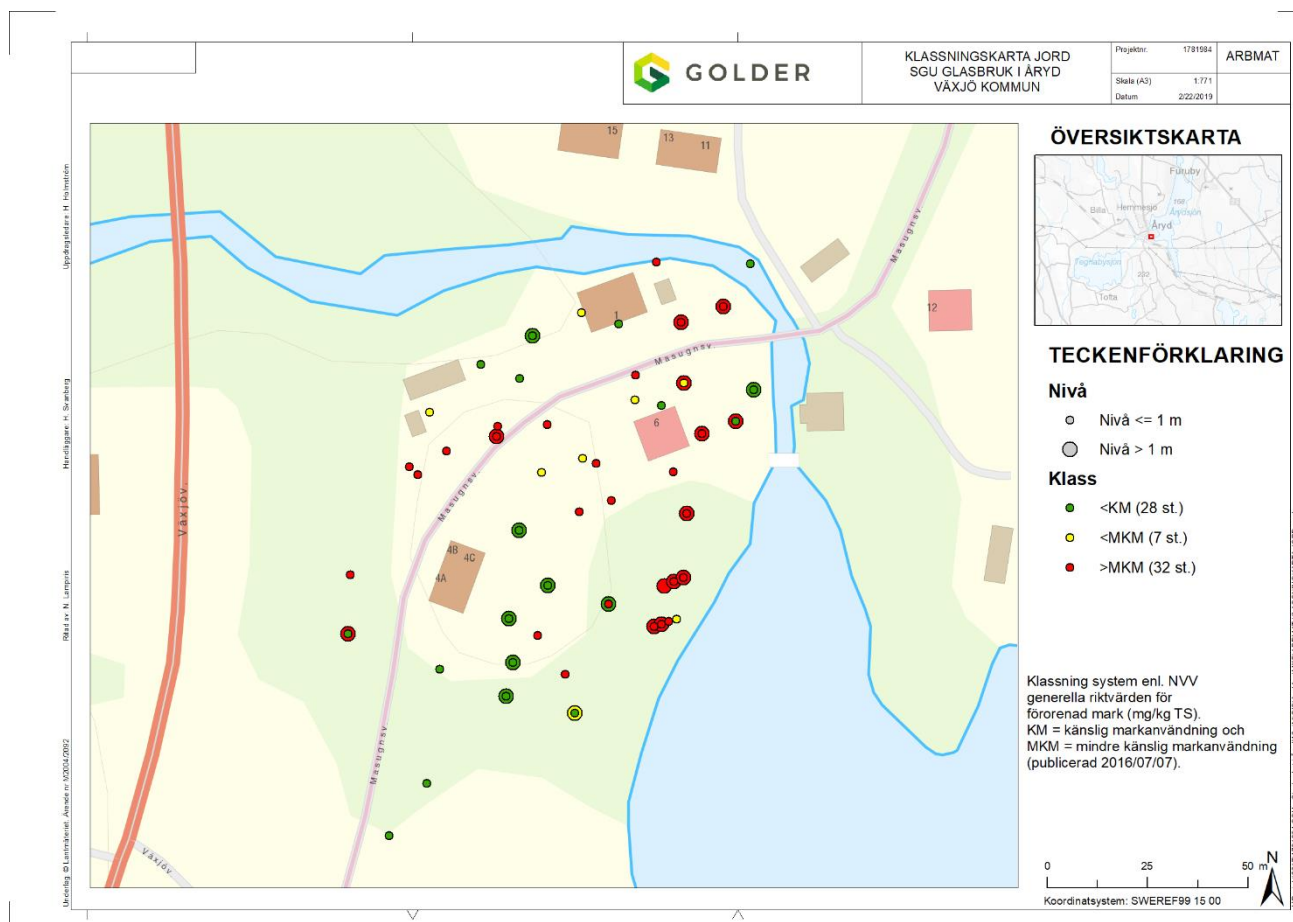
	Glas	Utfyllnad
As	<12	48
Cd	<1,2	11
Cr	13	0,3
Cu	3,3	3,3
Pb	4,1	1,9
Sb	<49	16

Av tabellen framgår att biotillgängligheten generellt är låg, med undantag för arsenik i utfyllnadsjord och potentiellt även antimon i glas. Värden som anges som "<" (mindre än) i tabellen, innebär att totalhalten i minst ett av de ingående proven är under rapporteringsgränsen.

För en indikation kring biotillgängligheten för övriga ämnen hänvisas till avsnitt 5.1, där resultaten från utförda sekventiella lakningar redovisas.

4.2.2 Föroreningsutbredning

En övergripande bild av föroreningsutbredningen inom undersökningsområdet redovisas i Figur 3 nedan. I figuren görs en uppdelning i resultat i ytlig jord (< 1 m u my) och mer djupliggande jord (> 1 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. Av figuren framgår att föroreningsutbredningen inte är helt avgränsad i sydvästlig/västlig riktning. I provpunkten längst i sydväst (GA11SK), på den västra sidan om vägen, föreligger förhöjda halter av barium och zink. I punkten strax norr om denna (GA05GV) är halten koppar förhöjd. Det är värt att notera att koppar inte föreligger i förhöjda halter inom området i övrigt, och föroreningen i denna punkt kan inte kopplas till den tidigare verksamheten.



Figur 3: Föroreningsutbredning i yttled (samtliga ämnena)

Med avseende på föroreningsutbredning i djupled kan för bruksområdet generellt konstateras att de uppmätta halterna är i ungefär samma storleksordning i yttlig (57 analyser) och djup jord (15 analyser). Av de analyser som uttagits i djup jord, är sex prover uttagna i naturlig jord. Inget av dessa uppvisade halter över NV-KM.

I utfyllnadsområdet har 14 analyser utförts på yttlig jord, flertalet uttagna ur grävda schakter. På prover uttagna ur djup jord har sex analyser utförts. Inte heller inom utfyllnadsområdet syns några signifikanta haltskillnader mellan olika jordlager. Endast en analys är utförd på naturlig jord, i provpunkten 17GA03SC.B (0,5 – 1,3 m u my). I denna punkt uppmättes endast förhöjd halt av barium. För figur med provpunkternas läge hänvisas till Fältrapporten.

Notera att i många provpunkter har grävning/borrning upphört innan naturlig jord påträffats.

4.3 Biota

Gräs, äpplen och rabarber, som växer i eller mycket nära utfyllnadsområdet har analyserats med avseende på metaller. Uppmätta halter redovisas i Tabell 6 nedan. För gräs och äpplen redovisas även resultat från referensprover, tagna i vad som anses vara opåverkade områden. För rabarber saknas referensvärde.

Tabell 6: Uppmätta halter i biota, utfyllnadsområde (mg/kg TS)

Provtyp	Gräs		Äpplen		Rabarber
Lokal	Utfyllnadsområdet	Furuby (referens)	Utfyllnadsområdet	Strängnäs (referens)	Utfyllnadsområdet
As	0,2	<0,06	<0,05	<0,03	<0,05
B	3,2	3,9	2,7	-	2
Cd	0,008	0,04	<0,003	<0,002	0,008
Co	0,01	0,03	<0,003	<0,002	<0,003
Cr	0,02	0,03	<0,02	<0,01	<0,02
Cu	0,7	2	0,3	0,3	0,2
Hg	<0,005	0,008	<0,006	<0,004	<0,006
Mn	34	108	1	0,3	5,7
Ni	0,04	0,3	<0,02	<0,02	<0,02
Pb	0,2	0,2	<0,02	<0,02	<0,02
Sb	0,02	0,01	0,008	-	<0,002
U	0,002	0,01	0,0003	-	0,001
Zn	4,8	34	0,3	0,3	2,5

Av tabellen framgår att med enstaka undantag (arsenik i gräs, mangan i äpplen) ligger halterna från undersökningsområdet under eller i nivå med halterna i referensproverna. Detta indikerar att upptaget av föroreningar i växter inom området sannolikt inte kommer vara styrande för riskbedömningen. Med avseende på rabarber har inga referensprover analyserats, men halterna i ligger generellt på samma nivå som halterna i gräs och äpplen.

4.4 Grundvatten

Grundvattenprover har uttagits i sex grundvattenrör, som installerades av Golder i januari 2018. Dessa har därefter provtagits kvartalsvis, i januari, maj och september 2018 samt i januari 2019. Samtliga grundvattenrör är installerade i jord, ingen borrhning har skett ner till berg. Samtliga provpunkter ligger inom bruksområdet, även om 18GA03GV ligger nära utfyllnadsområdet. Ett av rören (18GA06GV) installerades ca 150 meter norr om undersökningsområdet, i syfte att fungera som ett referensrör. Grundvattenrörens placering redovisas i fältrapporten.

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 samtliga resultat hänvisas till Fältrapporten. Med tanke på den långa perioden med järnbruk inom undersökningsområdet redovisas även ämnena järn, mangan och aluminium, då dessa uppmätts i halter över använda jämförvärden och då det inte kan uteslutas att halterna kan kopplas till järnbruksverksamheten. Det är dock inte ovanligt att halterna av dessa ämnen är höga i miljön på grund av de naturliga förutsättningarna, och höga halter påvisas även i referenspunkten.

De uppmätta halterna har i första hand klassats enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten, se Tabell 7. 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 (SLV) dricksvattenkriterium för respektive ämne, och i jämförelsen nedan bedöms en halt vara förhöjd om denna gräns överskrids. För järn och mangan är dock SGU klass 5 högre än SLVs kriterier. 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. Detta är egentligen ej relevant för det aktuella området, men ger en konservativ nivå att relatera de uppmätta halterna till.

Tabell 7: Bedömningsgrunder för grundvatten (µg/l)

Klass	1	2	3	4	5	Referens
As	<1	1–2	2–5	5–10	≥ 10	SGU
Ba					700	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	10–50	≥50	SGU
Pb	<0,5	0,5–1	1–2	2–10	≥10	SGU
Zn	<5	10-maj	10-100	100-1000	≥1000	SGU
Sb					20	WHO
B					2400	WHO
F	<400	400-800	800-1500	1500-4000	≥4000	SGU
Al	<10	10-50	50-100	100-500	≥500	SGU
Fe	<100	100-200	200-500	500-1000	≥1000	SGU
Mn	<50	50-100	100-300	300-400	≥400	SGU

I Tabell 8 nedan redovisas uppmätt maxhalt i de provtagna grundvattenrören, oberoende av provtagnings-tillfälle. Halterna är uppfärgade enligt den klassindelning som anges i Tabell 7.

Tabell 8: Föroreningshalter (maxhalter) i grundvatten (µg/l)

Ämne	18GA01GV	18GA02GV	18GA03GV	18GA04GV	18GA05GV	18GA06GV (ref)
As	0,1	1,2	0,2	0,2	0,2	0,3
Ba	81	26	107	31	32	47
Cd	0,05	0,02	0,04	0,05	0,1	0,01
Co	12	3,8	1,7	8,2	2,6	1,7
Cr	0,08	0,2	0,1	0,1	0,1	0,6
Cu	0,6	0,3	0,3	0,1	3,2	1
Hg	<0,002	<0,002	0,03	<0,002	<0,002	<0,002
Mo	1,3	3,6	3,5	15	0,3	0,2
Ni	3,1	0,6	1,5	1,7	3,1	2
Pb	0,2	0,3	0,1	0,3	0,07	0,2
V	0,08	1,2	0,3	0,2	0,09	0,6
Zn	74	2,8	5,9	10	27	18
Sb	0,03	0,09	0,06	0,1	0,05	0,07
B	14	30	11	26	17	22
Al	43	85	114	41	47	68
Fe	766	23 400	4 800	210	1 210	4 290
Mn	17 700	6 490	3 660	870	5 070	1 420
F	<200	333	291	592	<200	<200

Av tabellen framgår att halterna av glasbrukstypiska metaller och andra metaller generellt är låga inom bruksområdet. Samtliga halter är lägre än SGUs klass 5/valt jämförvärde. Metallerna järn och mangan har dock uppmätts i förhöjda halter, även i referensprovpunkten. De högsta halterna av t.ex. zink och mangan uppmättes i 18GA01GV, som ligger allra längst söderut inom undersökningsområdet, dvs uppströms området beaktat att grundvattnets övergripande flödesriktning är nordlig. Sammanfattningsvis visar resultaten att halterna i grundvatten för de glasbrukstypiska ämnena inte är högre än i omgivningen.

Som tidigare konstaterats sker inget uttag av dricksvatten i närområdet, och avståndet till närmsta grundvattenförekomst är stort. Därmed bedöms grundvattnet främst vara skyddsvärt som en möjlig spridningsväg till ytvatten, varför uppmätta halter även jämförts med ytvattenkvalitetskriterier (se avsnitt 4.5.1), i Tabell 9. De ämnen som överstiger dessa jämförvärden kommer att inkluderas i riskbedömningen.

Tabell 9: Föroreningshalter i grundvatten och jämförvärden för ytvatten (µg/l)

Ämne	18GA01GV	18GA02GV	18GA03GV	18GA04GV	18GA05GV	18GA06GV (ref)	JV
As	0,1	1,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5
Ba	81	26	107	31	32	47	4*
Cd	0,05	0,02	0,04	0,05	0,1	0,01	0,08
Co	12	3,8	1,7	8,2	2,6	1,7	23*
Cr	0,08	0,2	0,1	0,1	0,1	0,6	3,4
Cu	0,6	0,3	0,3	0,1	3,2	1	0,5
Hg	<0,002	<0,002	0,03	<0,002	<0,002	<0,002	0,07
Mo	1,3	3,6	3,5	15	0,3	0,2	370*
Ni	3,1	0,6	1,5	1,7	3,1	2	4
Pb	0,2	0,3	0,1	0,3	0,07	0,2	1,2
V	0,08	1,2	0,3	0,2	0,09	0,6	20*
Zn	74	2,8	5,9	10	27	18	5,5
Sb	0,03	0,09	0,06	0,1	0,05	0,07	30*
B	14	30	11	26	17	22	1,6*
Al	43	85	114	41	47	68	
Fe	766	23 400	4 800	210	1 210	4 290	
Mn	17 700	6 490	3 660	870	5 070	1 420	80*
F	<200	333	291	592	<200	<200	120

Av tabellen framgår att arsenik, barium, kadmium, koppar, zink, aluminium, järn och fluor uppmätts i halter över respektive ytvattenkvalitetskriterium. För flera av dessa ämnen är halterna förhöjda både i referenspunkten och i uppströms belägna 18GA01GV.

4.5 Recipienten

4.5.1 Ytvatten

Stickprovstagning i recipienten har utförts vid tre tillfällen under 2018; i mars, maj och september. Sju prover uttogs vid varje provtagningsomgång. Vid provtagningen i mars togs dubbla prover ut från varje provpunkt, varav det ena filtrerades. Vid övriga provtagningar filtrerades inte proverna, och de uppmätta halterna har därmed i första hand jämförts med kanadensiska vattenkvalitetskriterier, *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, som är framtagna för totalhalter i ofiltrerade prover. Dessa har till syfte att under lång tid skydda alla former av akvatiskt liv och under alla delar av livscykeln, inkl. de mest känsliga livsstadierna och de mest känsliga arterna. De har status av riktvärden och de uppdateras regelbundet. 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 filtrerade prover jämförs i första hand med svenska värden i form av miljökvalitetsnormer (MKN). Dessa avser filtrerade prover alternativt biotillgänglig halt. Med biotillgänglig avses den del av den lösta halten som beräknas 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), vilka även redovisas i den amerikanska databasen RAIS.

I Tabell 10 nedan redovisas den uppmätta maxhalten i ofiltrerat vatten i respektive provpunkt, oberoende av provtagningstillfälle. I Tabell 11 redovisas halterna i filtrerat vatten, från provtagningen i mars. För fullständiga resultat hänvisas till Fältrapporten. I båda tabellerna redovisas provpunkterna från öster till väster, dvs från uppströms till nedströms läge. Provpunkterna 18GA03 och 18GA02 ligger i nära anslutning till undersökningsområdet, 18GA02 strax norr om läget för utfyllnadsområdet.

Tabell 10: Uppmätta maxhalter i ytvatten, ofiltrerade prover ($\mu\text{g/l}$) samt jämförvärden (långtidseffekter) från kanadensiska CCME. Ett streck betyder att jämförvärde saknas.

	18GA01	18GA02	18GA03	18GA04	18GA05	18GA06	18GA07	Jämförvärde
	Uppströms	Rotvälta	Cafe	Landsväg	Flödes-korsning	Damm nedströms	Tegnaby-sjön	CCME
As	0,5	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5	5
Ba	17	14	15	19	16	15	18	-
Cd	0,05	0,04	0,04	0,04	0,07	0,04	0,06	0,09
Co	0,3	0,2	0,2	0,3	0,5	0,2	0,4	-
Cr	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	8,9
Cu	0,9	0,9	1	1	0,9	1,3	2,5	2
Hg	0,008	0,005	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,026
Mo	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	73
Ni	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5	25
Pb	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,9	1,3	1
Zn	17	13	12	13	15	13	15	7
V	0,9	0,7	0,7	0,7	0,9	0,7	0,7	-
Sb	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,09	0,1	-
B	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	1500
Fe	2 090	1 530	1 550	1 550	2 140	1 540	1 590	300
Al	385	383	384	389	390	373	355	100
Mn	130	151	157	154	169	156	262	
F	242	201	207	208	216	207	264	120

Av Tabell 10 framgår att koppar, bly och zink, samt järn, aluminium och fluor är förhöjda i förhållande till de kanadensiska jämförvärdena. CCME har inte tagit fram jämförvärden för barium, kobolt, vanadin och zink, men för samtliga ämnen gäller att halterna som uppmätts uppströms, intill och nedströms undersökningsområdet är i ungefär samma storleksordning. Inga beaktansvärda haltskillnader mellan de olika provtagningsomgångarna noterades för något av de analyserade ämnena.

Tabell 11: Uppmätta maxhalter i ytvatten, filtrerade prover (µg/l)

	18GA01	18GA02	18GA03	18GA04	18GA05	18GA06	18GA07	Jämförvärde
	<i>Uppströms</i>	<i>Rotvälta</i>	<i>Cafe</i>	<i>Landsväg</i>	<i>Flödes-korsning</i>	<i>Damm nedströms</i>	<i>Tegnaby-sjön</i>	MKN/RAIS
As	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,5
Ba	13	13	13	14	14	13	17	4*
Cd	0,06	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,08
Co	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,4	23*
Cr	0,2	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	3,4
Cu	0,8	0,9	0,9	1	0,9	1	1,3	0,5
Hg	0,003	0,004	0,005	0,004	0,003	0,004	0,003	0,07
Mo	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	370*
Ni	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	4
Pb	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	1,2
Zn	15	12	13	12	12	13	12	5,5
V	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5	0,4	20*
Sb	0,08	0,1	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	30*
B	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	1,6*
Fe	1 460	1 110	1 110	1 120	1 100	1 100	1 020	
Al	294	347	359	349	309	322	320	
Mn	124	37,7	42,4	41,3	41,6	42,9	237	120*

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

Av tabellen framgår att halterna av koppar och zink är högre än MKN. För samtliga dessa tre 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 bariumhalterna 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. Även manganhalter över det amerikanska jämförvärdet har påvisats, i provpunkten uppströms och i den längst nedströms.

Haltskillnaderna mellan filtrerade och ofiltrerade prover är generellt små, med vissa undantag, såsom järn och mangan. För ett par metaller (varierande) i varje provpunkt är halten högre i det filtrerade provet än i det ofiltrerade. Inte heller mellan grund- och ytvatten är haltskillnaderna särskilt stora för merparten ämnen.

4.5.2 Sediment

Provtagning av sediment i recipienten utfördes i mars 2018. Totalt analyserades sediment från sju provpunkter, varav två belägna nedströms undersökningsområdet. Sedimenten utanför undersökningsområdet består av sandig dy/organiskt material. Enstaka glasbitar påträffades vid provtagning, och även någon kolbit. I övrigt noterades endast naturliga material. I provet taget utanför caféet fanns inslag av järnslag, i övrigt utgjordes

sedimenten i ån av sand. Sedimenten i dammen nedströms (18GA08) utgjordes av ett svart, dygt material. Sammanfattningsvis var spåren efter glasbruksverksamheten i sedimenten få.

De uppmätta halterna jämförs i Tabell 12 nedan med relevanta jämförvärden. I första hand har miljökvalitetsnormer (MKN) för sediment använts, i andra hand 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 (i gul färg) nedan gäller för MKN och RAIS samt skydd mot lång tids exponering/effekter enligt de norska haltkriterierna och ett lågriskvärde för CCME. Jämförvärdena till höger i tabellerna (i orange färg) gäller skydd mot korttids exponering/effekter enligt de norska haltkriterierna och halter som ofta orsakar negativa effekter enligt CCME.

Tabell 12: Uppmätta halter i sediment (mg/kg TS). Ett streck betyder att jämförvärde saknas.

	GA02	GA02	GA03	GA03	GA04	GA04	GA05	GA05	GA05	GA06	GA07	GA08	JV	JV	Ref
	Vid utfyllnadsområdet/ innan dammlucka.									Café	Nedstr	Nedstr			
Djup (m)	0-0,02	0,05-0,07	0-0,02	0,05-0,07	0-0,023	0,05-0,07	0-0,02	0,05-0,07	0,18-0,2	0-0,02	0-0,02	0-0,02			
As	< 3	< 3	4,7	< 3	3,9	7,2	5,4	< 3	5,1	< 3	6,1	6	5,9	17	CCME
Ba	604	644	370	593	401	348	344	524	319	4 470	1 120	667	-	-	
Cd	1,2	0,7	3	0,5	3	4,1	3,2	1	4,6	0,2	1,2	2,9	2,3		MKN
Co	9,9	8,8	15	7,9	16	15	18	9,6	8,9	5,9	12	10	50		RAIS
Cr	32	30	46	28	37	29	40	28	32	26	16	19	37,3	90	CCME
Cu	15	24	44	19	48	55	57	31	58	11	24	26	36		MKN
Hg	0,1	0,09	0,3	0,07	0,3	0,4	0,2	0,1	0,3	0,03	0,08	0,1	0,17	0,486	CCME
Mo	2,4	2,9	4,2	3	4	3,7	4,3	3,1	3,2	3,5	4,4	3,5	-	-	
Ni	12	10	24	9,4	18	14	23	11	12	4,4	5,5	9,8	42	271	Norge
Pb	36	37	57	38	62	81	56	49	80	7,4	29	45	130		MKN
V	43	49	32	47	33	29	30	40	27	76	34	29,4	-	-	
Zn	156	144	323	128	356	375	345	162	455	52	173	223	123	315	CCME
Sb	0,7	0,7	1	0,8	1,2	1,3	1,1	0,8	1,7	0,4	0,6	1	2		RAIS
B	< 9	< 10	< 10	< 9	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 9	< 10	< 10	-	-	

Av tabellen framgår att arsenik, kadmium, krom, koppar, kvicksilver och zink påvisats i halter över använda jämförvärden. Liksom för ytvatten föreligger generellt inga markanta haltskillnader mellan de olika provpunkterna. Ett undantag utgörs av barium där den klart högsta halten uppmäts i provpunkten utanför caféet,

För barium, molybden, vanadin och bor 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 uppmäts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns.

5.0 GEOKEMISK KARAKTÄRISERING

I syfte att utreda markens geokemiska egenskaper har fuktkammarförsök, skakförsök och sekventiella lakförsök utförts. Utvalda resultat från dessa försök, utredningar och tester redovisas nedan tillsammans med en sammanfattande diskussion. Då skakförsöken främst är avsedda för att klassificera massor i samband med en eventuell åtgärd, redovisas inte resultaten från dessa nedan, utan detta sker i Åtgärdsutredningen.

5.1 Fuktkammarförsök

Fuktkammarförsök är ett accelererat kinetiskt laborietest 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 dels ett samlingsprov på glasavfall från utfyllnadsområdet dels ett prov på järnslag från bruksområdet. Båda proverna bedöms som representativa för huvudfraktionerna i området.

Baserat på resultaten från de utlakningsberäkningarna som presenteras i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmaterial har en uppskattning av den totala mängden utlakat material från både utfyllnadsområdet och bruksområdet under ett år beräknats för denna riskbedömning. Den totala volymen massor från bruks- och utfyllnadsområdet är framräknad med summan av arean för de båda områdena samt med en genomsnittlig mäktighet av 1 m. Vid beräkningarna antas att 20 % av materialet i områdena utgörs av glaskross och att 80 % av massorna utgörs av järnslag. Noterbart är att detta antagande försummar eventuellt bidrag från morän.

I glasavfallet uppmättes relativt höga pH-värden ($> 8,5$) under hela försökstiden, utan indikationer på förändringar. Detta indikerar att de undersökta materialen innehåller mineral med starkt buffrande egenskaper (såsom t.ex. karbonater eller oxider). I järnslagen uppmättes relativt neutrala pH-värden (ca 7,2) utan några större förändringar under försökstiden. För flertalet metaller gäller att lägre pH bidrar till ökad spridning, varför en god buffringskapacitet är positivt för fastläggning av metaller.

En sammanfattande tabell över delar av resultaten från fuktkammarförsöken redovisas i Tabell 13 nedan, för fullständiga resultat hänvisas till rapporten Karakterisering av utfyllnadsmaterial.

Tabell 13: Beräknad utlakning från hela området.

	Uppmätta halter (mg/kg TS)		Utlakad mängd förorening (kg/år)
	Glasavfall	Järnslag	
Sb	828	0,1	32
As	58	<0.5	12
Ba	123	252	1,4
B	<10	<2	1,5
Cd	<0,05	<0,1	-
Co	0,6	1,4	-
Cu	9,8	0,7	-
Pb	33	1,6	0,4
Ni	6,9	0,8	-
Zn	7,8	20	-

Av tabellen framgår att antimon och arsenik förväntas urlakas i störst omfattning. För både antimon och arsenik är det framförallt urlakningen från glas som bidrar till den totala utlakade mängden förorening per år, järnslaggen tycks endast bidra med en mycket liten del.

5.2 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 fastläggningssegenskaper 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 tillsatts 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.

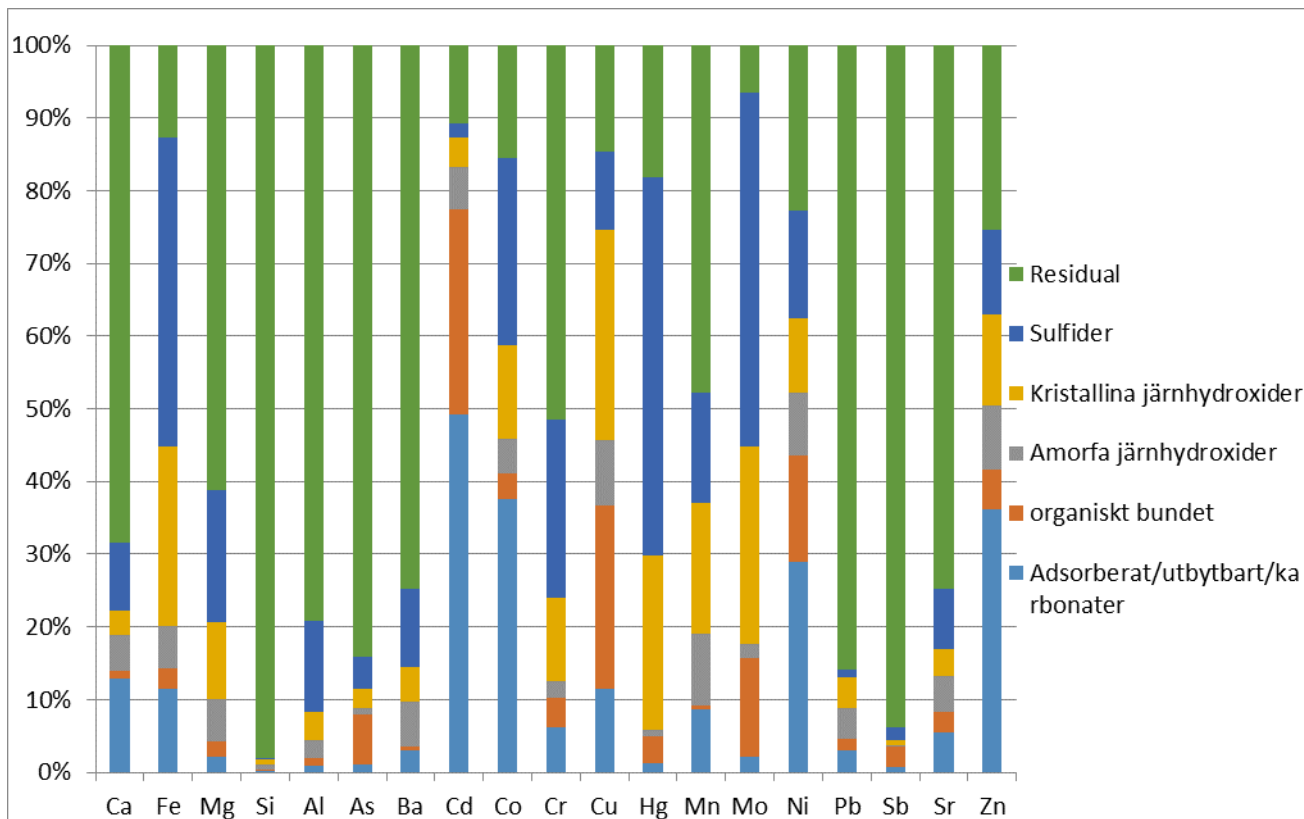
En närmare beskrivning av försöken samt kompletta resultat återfinns i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmaterial. Nedan redovisas de resultat som är mest relevanta för riskbedömningen.

5.2.1 Resultat

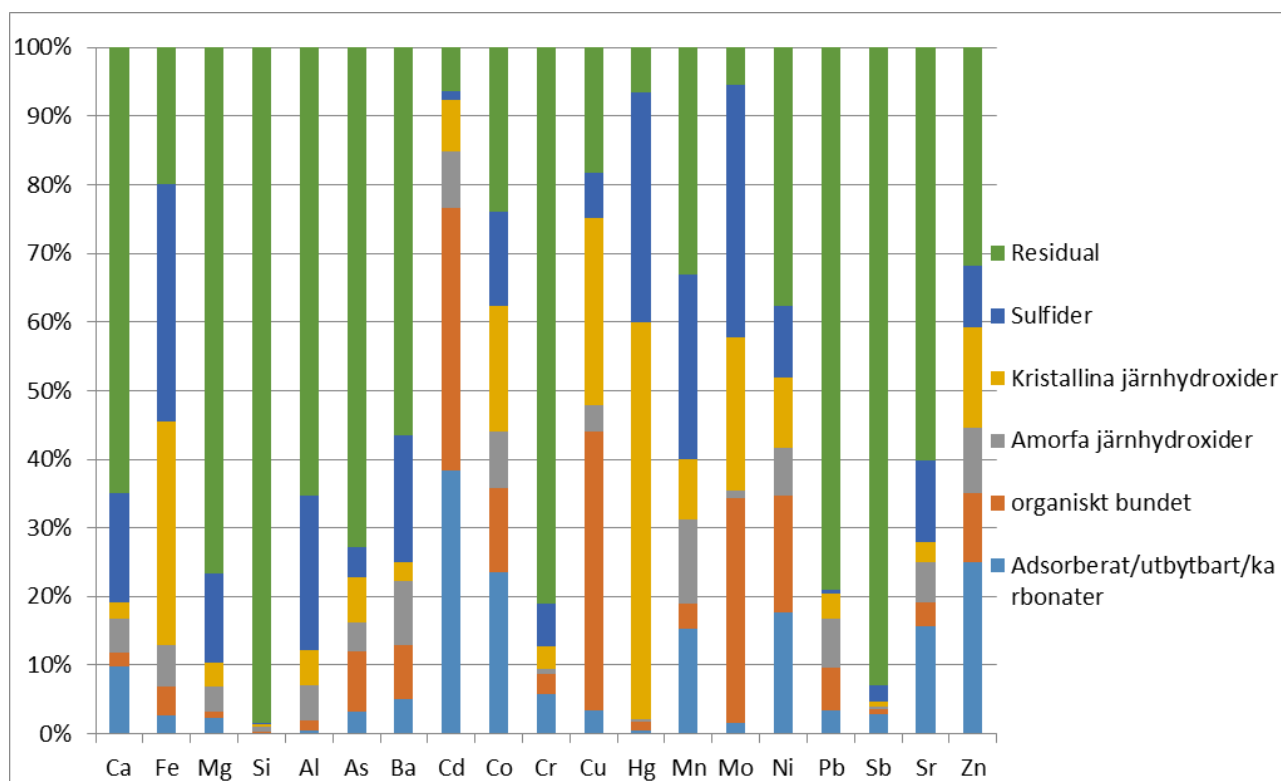
Sekventiella lakförsök har utförts på tre prover:

- 18GASAML.3B - Samlingsprov av jord från bruksområdet.
- 18GASAML.2C - Samlingsprov av jord från utfyllnadsområdet
- 18GASAML.5A - Samlingsprov av glasmaterial från utfyllnadsområdet

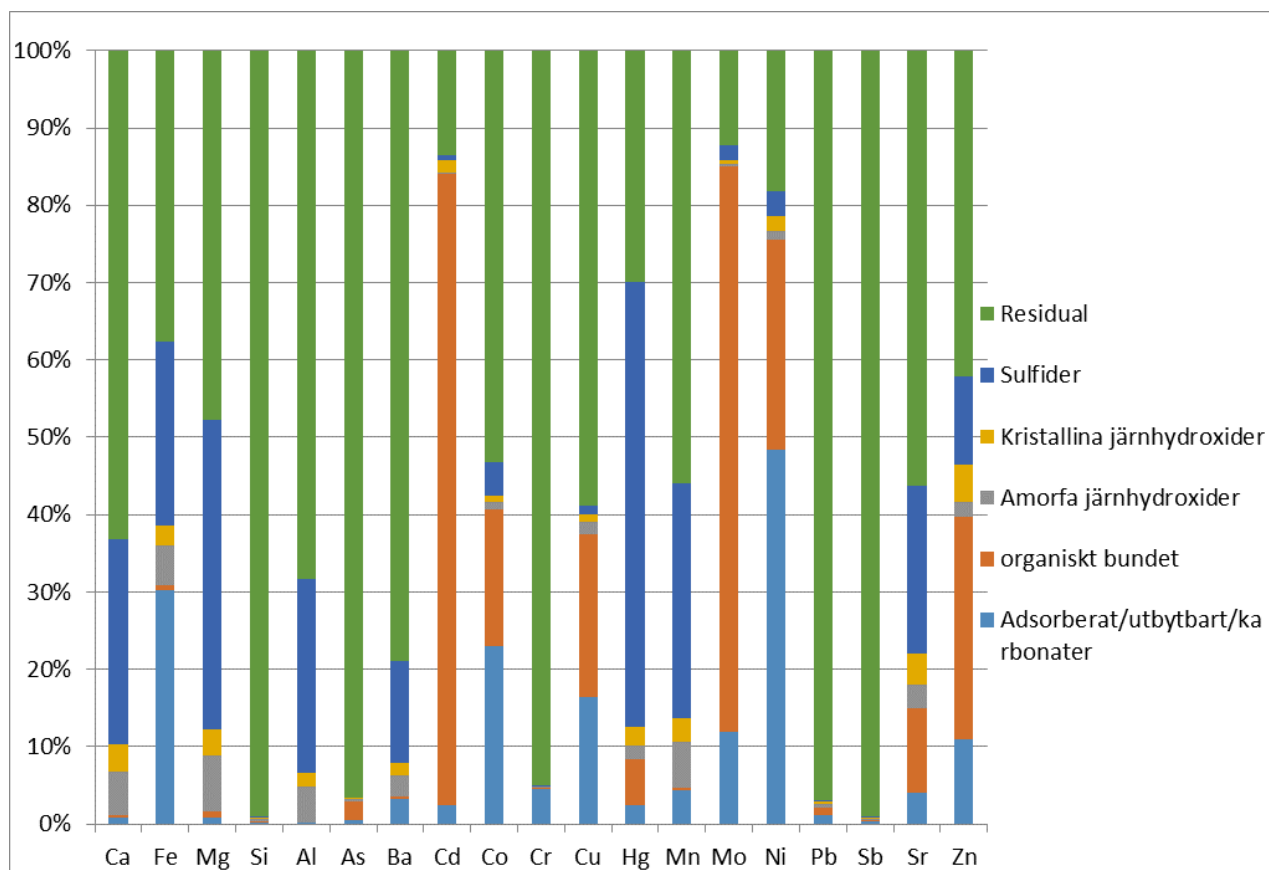
Resultaten från de sekventiella lakningarna redovisas i figurerna nedan; i samma ordning som ovan:



Figur 4: Resultat sekventiell lakning, metaller i material från bruksområdet



Figur 5: Resultat sekventiell lakning, metaller i material från utfyllnadsområdet



Figur 6: Resultat sekventiell lakning, metaller i glasmaterial från utfyllnadsområdet

Resultaten visar att en stor andel av de flesta metallerna i prov som mestadels utgörs av glas (se Figur 6) föreligger i residualfas, vilket innebär att de binder hårt till materialet och inte är benägna att laka ur. Detta gäller i hög grad för de metaller som påvisats i kraftigt förhöjda halter inom utfyllnadsområdet (arsenik, barium, bly, antimon). Vissa metaller, såsom kadmium, molybden och nickel förefaller till stor del vara organiskt bundna, och därmed betydligt mer lättlakade.

Jämförs resultaten med lakningen som utförts på blandat material från utfyllnadsområdet (se Figur 5) förefaller de flesta metallerna i detta material vara något mer lättlakade. Detta gäller för samtliga de metaller som påvisats i höga halter.

När det gäller de sekventiella lakningar som utförts på provet från bruksområdet (se Figur 4) visar resultaten inte på några större skillnader från provet som uttagits inom utfyllnadsområdet.

5.2.2 Biotillgänglighet

Som påpekas ovan anses generellt att den andel av ett ämne som lakar ut under de tre första laksekvenserna indikerar den biotillgängliga andelen. I Tabell 14 nedan redovisas en sammanställning av biotillgängligheten (uttryckt som en procentsats) för tungmetallerna. Resultaten från de sekventiella lakningarna visar på att biotillgängligheten varierar stort mellan olika ämnen och olika typer av testat material.

Tabell 14: Sekventiella lakningar steg 1 - 3, biotillgänglighet (%)

	Bruksmark	Utfyllnadsområde	Glas
As	8,9	16	3,2
Ba	9,6	22	6,2
Cd	83	85	84
Co	46	44	42
Cr	13	9,4	4,8
Cu	46	48	39
Hg	5,9	2,2	10
Mo	18	35	85
Ni	52	42	77
Pb	8,7	17	2,6
Sb	3,8	4	0,6
Zn	51	45	42

Av Tabell 14 framgår biotillgängligheten för material från bruksmark respektive utfyllnadsområde inte skiljer sig markant för de flesta ämnen. Biotillgängligheten är generellt låg för de glasbrukstypiska ämnen som främst uppmätts i förhöjda halter (arsenik, barium, bly och antimon). För dessa ämnen är biotillgängligheten i glasmaterialet lägre än i det siktade materialet, medan skillnaderna för flera övriga ämnen är små. För molybden och nickel är biotillgängligheten högst i glasmaterialet.

Det är värt att notera att totalhalterna i samtliga tre prover gällande de glasbrukstypiska ämnena generellt endast överskrider NV-MKM marginellt. Undantag är barium i utfyllnads- samt bruksmarksmaterial samt antimon i glasmaterialet som uppmätts i halter klart överskridande NV-MKM. Inga halter överskrider dock gränsvärdet för farligt avfall enligt Avfall Sveriges gränsvärde för farligt avfall.

Biotillgängligheten har även undersökts genom UBM-tester, se avsnitt 4.2.1. Denna metodik är till skillnad från de sekventiella lakningarna framtagna för att undersöka just biotillgänglighet, vid oralt intag. En jämförelse mellan resultaten från de båda testerna redovisas i Tabell 15 nedan.

Totalhalterna i både de prover som UBM-test utförts på (glas och utfyllnadsmaterial) visar på generellt låga totalhalter. I glasavfallet är det endast kobolt som uppvisar halter överstigande NV-MKM, övriga ämnen

understiger NV-KM. I utfyllnadsmaterialet överstiger arsenik och barium NV-MKM och kadmium, bly, koppar och zink NV-KM.

Tabell 15: Biotillgänglighet utfyllnadsområdet, jämförelse (%)

	Glasmaterial		Fyllnadsmassor	
	UBM	Sek. lakning	UBM	Sek. lakning
As	<12	3,2	48	16,2
Cd	<1,2	84,3	11	84,8
Cr	13	4,8	0,3	9,4
Cu	3,3	39,1	3,3	47,9
Pb	4,1	2,6	1,9	16,7
Sb	<49	0,6	16	4

Av tabellen framgår att skillnaderna i resultat mellan de båda metoderna för vissa ämnen är mycket stora. Vid bedömning av biotillgänglighet i hälsoriskbedömningen kommer UBM beaktas i första hand, men där de sekventiella lakningarna visar på större utlakning kommer även dessa beaktas, av konservativa skäl.

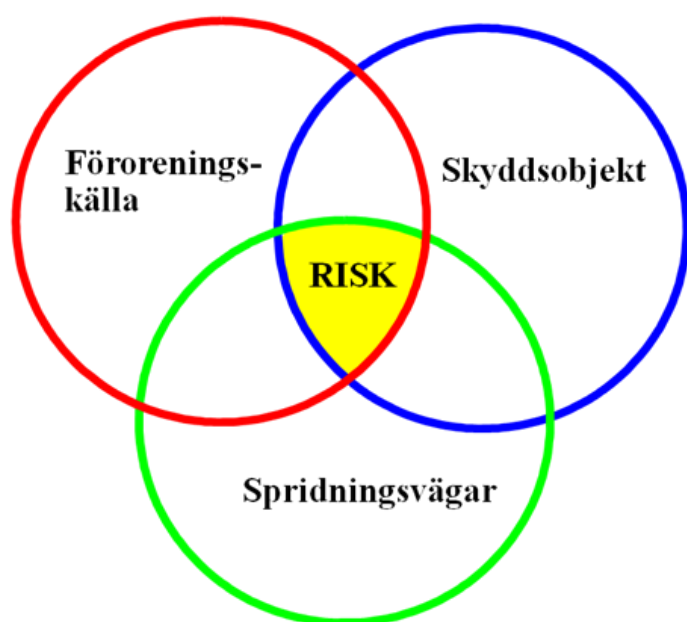
6.0 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

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

- F.d. glasbruksfastigheten ska i framtiden kunna nyttjas på liknande sätt som idag, dvs. människor ska kunna bo inom området. Området ska även kunna nyttjas för kulturmiljöupplevelser. 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 (såväl närboende som besökande) 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 vattentäkt i glasbruksobjektets omgivning.
- Områdets kulturmiljövärden ska vägas in vid planeringen av eventuella åtgärder.

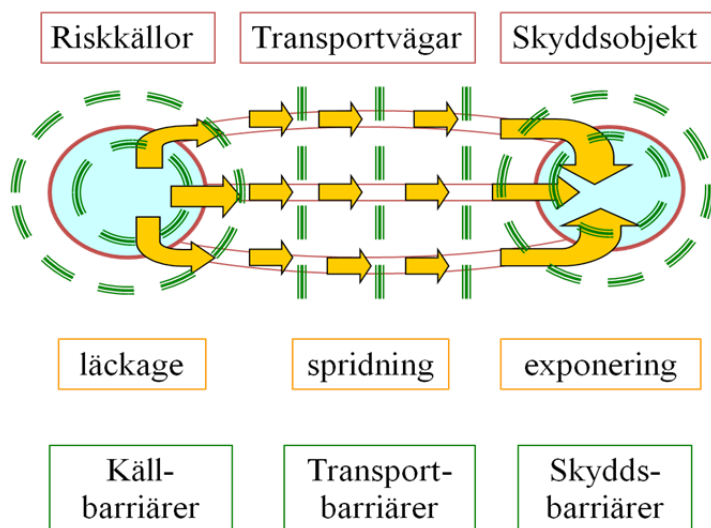
7.0 GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK

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 7). 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 7: 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 8.



Figur 8: 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 förutsättningar som råder inom området, 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.

Som tidigare påpekats har undersökningsområdet delats in i två olika delområden – utfyllnadsområdet och bruksområdet.

8.1 Dimensionerande föroreningar

Den huvudsakliga föroreningskällan utgörs av glaskross, som främst finns i utfyllnadsområdet, samt övriga rester från glastillverkningen, t.ex. mäng. Av beskrivningen av föroreningssituationen i avsnitt 4.0 framgår att utfyllnadsområdet främst är förorenat med avseende på de glasbrukstypiska föroreningarna arsenik, barium, bly och antimon i jord, bruksområdet främst med avseende på barium. Samtliga metaller som i någon punkt uppmätts i halter som överskrider de konservativt valda jämförvärden som redovisas i avsnitt 4.2 har inkluderats i riskbedömningen, men fokus ligger på de ovan nämnda föroreningarna. Det är värt att notera att metaller som arsenik och bly i viss mån även kan kopplas till den tidigare järnbruksverksamheten.

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

För grundvatten har jämförvärden som avser ytvatten använts för att peka ut vilka ämnen som är dimensionerande. Detta då grundvattnet inom området endast är skyddsvärt som spridningsväg till ytvatten. Av de ämnen som anges i tabellen nedan har endast järn och mangan uppmätts i halter över SGUs haltkriterium för skydd av grundvatten, eller motsvarande. För bor, barium, koppar, zink och järn var de halter som uppmätts i referenspunkten högre än jämförvärdet för ytvatten. Det bör noteras att metallhalter i referenspunkten generellt inte skiljer sig markant från de inom undersökningsområdet, och för majoriteten av ämnena har den lägsta halten inte uppmätts i referensröret.

Jämförvärden saknas för vissa ämnen. Om ett ämne föreligger i förhöjd halt i något annat medium, men saknar jämförvärde för sediment, har detta ämne inkluderats i riskbedömningen (gäller barium i sediment, mangan i

ytvatten). Baserat på den screening-process som beskrivs ovan har följande föroreningar identifierats som relevanta för riskbedömningen:

Tabell 16: Dimensionerande ämnen

Jord (bruksområde)	Jord (utfyllnadsområde)	Grundvatten	Ytvatten	Sediment
Arsenik Barium Kadmium Kobolt Koppar Kvicksilver Bly Vanadin Zink Antimon	Arsenik Barium Kadmium Kobolt Krom Koppar Kvicksilver Nickel Bly Vanadin Zink Antimon	Arsenik Barium Kadmium Koppar Zink Aluminium Järn Mangan	Barium Bor Koppar Zink Bly Aluminium Järn Fluor Mangan	Arsenik Barium Kadmium Krom Koppar Kvicksilver Zink

8.2 Skyddsobjekt

Nedan redovisas de skyddsobjekt som identifierats

Människor

- Människor som vistas inom området (bruks- och utfyllnadsområde) eller i närområdet. Risk kan föreligga vid exponering för förorenad jord, men även fysiska risker pga. förekomst av krossat glas.

Den aktuella fastigheten fungerar i dagsläget både som bostadsfastighet och som utflyktsmål med café. Merparten av undersökningsområdet är öppet för allmänheten, men i anslutning till utfyllnadsområdet finns ett avgränsat område (där bl.a. maxhalten arsenik uppmätts) med en skylt som säger "Stopp, området får ej beträddas, förorenad mark".

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

Det finns en badbrygga inom undersökningsområdet, som används av de boende. Närmsta på karta utpekade badplats ligger ca 500 m norr om undersökningsområdet (uppströms). Det kan heller inte uteslutas att vattendragen i närheten används för fiske samt att sjö- eller åvatten används för bevattning.

Som framgår av ovan överstiger inte halterna i ytvatten som uppmätts utanför eller nedströms undersökningsområdet de som påvisats i uppströms provpunkt. Med avseende på sediment saknas uppströms provpunkt motsvarande för ytvatten, och dessutom bedöms främst bariumhalterna vara förhöjda i anslutning till undersökningsområdet. Därmed har människor som nyttjar vattensystemet för rekreation inte kunnat avfärdas som skyddsobjekt.

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. Att området till stor del är utfyllt med bland annat järnslag innebär dock sämre förutsättningar för markecosystemet, 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. Undersökningsområdet ligger i direkt anslutning till Årydsjön i öster och Agga å i norr.

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.
- Förångning. Gäller flyktiga ämnen, i föreliggande fall endast kvicksilver.
- Erosion i markytan, såsom damning och ytavrinning samt vattenerosion vid strandkanten. Det bör noteras att där andelen glaskross är hög är endast minimal damning att förvänta då materialet är grovt.
- Uptag i växter/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.

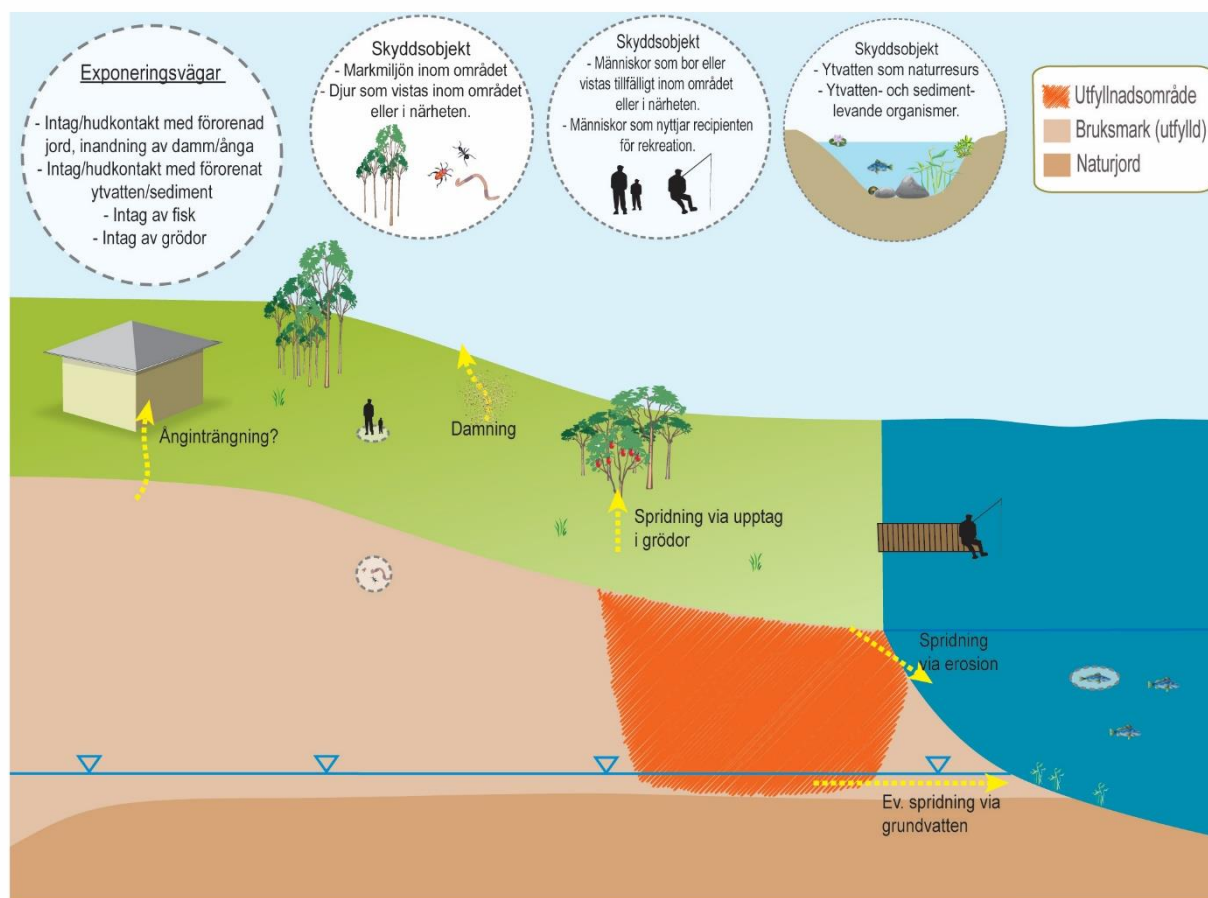
8.4 Exponeringsvägar

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

- Direkt exponering för förorenad jord (intag, hudkontakt, inandning av damm) eller inandning av ånga.
- Direkt exponering för förorenat ytvatten/sediment. I teorin kan potentiell exponering även ske via intag av fisk.
- Intag av grödor. Ingen odling av grödor sker inom området, men enstaka bärbuskar eller fruktträd kan inte uteslutas. Vidare kan djur, t.ex. kaniner, exponeras via intag av gräs.

8.5 Konceptuell modell

I Figur 9 redovisas en konceptuell modell för Åryds f.d. glasbruk. I figuren redovisas vilka skyddsobjekt som är aktuella samt hur dessa kan exponeras för förorening. Notera att figuren är konceptuell, och för att öka tydligheten skiljer sig förhållandena mellan olika ytor och jorddjup något från så som de är i verkligheten.



Figur 9: Konceptuell modell

9.0 FÖRORENINGSSPRIDNING

I föreliggande avsnitt redovisas översiktliga resonemang kring föroreningsspridningen från det aktuella området, till grundvatten och ytvatten och eventuellt vidare därifrån. Belastningsberäkningarna baseras i första hand på uppmätta halter i grundvatten och området hydrologiska egenskaper men en bedömning görs även av utlakning och potentiell föroreningsspridning baserat på utförda fuktkammarförsök.

Det är troligt att viss spridning via vind- och vattenerosion pågår då området inte är hårdgjort. Det är dock bevuxet, vilket förhindrar erosion. Vidare är glaskrosset som föreligger främst inom utfyllnadsområdet ett grovt material, vilket innebär minimal damning. Sammanfattningsvis är eventuell pågående erosion svår att bedöma, och har inte kvantifierats i spridningsberäkningarna nedan. Spridning i form av damning ingår dock 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. Med avseende på spridning till och i sediment förs ett kvalitativt resonemang, då inga undersökningar har utförts t.ex. med sedimentfällor eller porvattenstudier.

9.1 Beräknad utlakning

Den beräknade mängden förorening som, baserat på de utförda fuktkammarförsöken, lakar från provtaget material beskrivs närmare i avsnitt 5.1 och i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmassor genom fuktkammarförsök. Försök har utförts på glasmaterial från utfyllnadsområdet och på järnslag från bruksområdet. Resultaten visar på att de största mängderna som lakar ur från området är arsenik och antimon och att det största bidraget kommer från glasmaterialet.

De sekventiella lakningarna indikerar att de aktuella ämnena är relativt orörliga, särskilt i glasmaterial. Att lägst lakbarhet observerades i glas beror sannolikt på att elementen huvudsakligen är hårt bundna i glasets silikatmatris. Även i övriga prover var utlakningen begränsad. Inget av de prövade materialen bedöms dock kunna ses som helt inert.

Resultaten från fuktkammarförsöken och de sekventiella lakningarna beskrivs närmare i separat rapport.

9.2 Spridning via grundvatten

Utöver den beräkning av utlakning som utförts baserat på fuktkammarförsöken har belastningsberäkningar utförts baserat på representativa halter i grundvatten. Som representativ halt i grundvatten har medelvärdet för de fem rören som finns inom undersökningsområdet använts. Medelvärdesberäkningen baseras på uppmätt maxhalt i respektive rör, oavsett mättillfälle. De ämnen som pekas ut som dimensionerande för grundvatten i Tabell 16 har inkluderats i belastningsberäkningarna, samt antimon och bly eftersom fuktkammarförsöken visar på viss utlakning av dessa ämnen. Halterna i grundvatten har tillsammans med det uppskattade grundvattenflödet (se avsnitt 3.2) använts för att beräkna den årliga belastningen från de två delområdena.

Huvuddelen av de förorenade massorna inom undersökningsområdet bedöms ligga ovanför grundvattenytan, under normala förhållanden. Dock har grundvatten i kontakt med fyllnadsmaterial konstaterats både inom bruks- och utfyllnadsområdet. Inga omfattande hydrogeologiska undersökningar har utförts inom området, och beräkningen av grundvattenbildningen inom området baseras på att denna främst utgörs av infiltrerande nederbörd. Det är detta vatten som främst kommer i kontakt med de förorenade massorna. Grundvattenbildningen via infiltrerande nederbörd har uppskattats till ca 3 800 000 liter/år (se avsnitt 3.2). Då inga grundvattenrör är installerade inom utfyllnadsområdet sker här ingen uppdelning i olika delområden.

Resultaten från den utförda beräkningen visar på en mycket liten spridning via grundvatten i förhållande till de resultat som erhålls från fuktkammarförsöken. Beaktat de osäkerheter som föreligger med avseende på massflödet via grundvatten bedöms fuktkammarförsöken ge en säkrare och mer konservativ bild av föroreningsspridningen. Vid den slutgiltiga bedömningen av spridning via grundvatten har därför resultaten från

fuktkammarförsöken använts. Mängden urlakad förorening beräknad från fuktkammarförsöken redovisas i Tabell 13.

9.3 Övriga spridningsvägar

Utfyllnadsområdet står i kontakt med Årydsjön, och därmed kan viss spridning via erosion (dvs att föroreningar bundna till partiklar förs bort med vattnet i ån) inte uteslutas. Även ren ursköljning, dvs en varierande grundvattenyta som styrs av åns nivå är en möjlig spridningsväg. Dessa spridningsvägar är dock svåra att kvantifiera, och diskuteras därför i föreliggande riskbedömning endast kvalitativt. Uppmätta halter i ytvatten visar generellt på små skillnader mellan filtrerade och ofiltrerade prover (mätning i mars 2018), vilket pekar på att spridningen av partikelbundna föroreningar är begränsad.

9.4 Framtida spridningspotential

Föroreningarna har funnits länge på platsen; det var nästan 100 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 friläggs kommer de att påverkas av luftens syre vilket ändrar de geokemiska förhållandena och föroreningar som i dagsläget är fastlagda kan bli mer mobila.

Resultaten från genomförda sekventiella lakförsök tyder på att elementen som kan knytas till den tidigare glasbruksverksamheten är relativt immobiliserade i det prov som endast innehöll glas vilket sannolikt beror på att elementen huvudsakligen är hårt bundna i glasets silikatmatris. Däremot visar resultaten från de två övriga proverna på jord från bruks- samt utfyllnadsområdet på en något högre förmåga att laka ut även om den totala andelen lakningsbara fraktioner fortfarande är tämligen låg.

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/omsättning i recipienten, vilket i sin tur skulle kunna innebära ökad spridning via erosion i strandkanten. Ökat flöde/omsättning innebär sannolikt även större utspädning, 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 med platsspecifika riktvärden för mark (PRV), som har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. PRV har av konservativa skäl tagits fram för samtliga ämnen som i någon punkt uppmätts över NV-KM (se avsnitt 8.1). NVs 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, vilket ger en mer relevant bedömning med färre osäkerhetsfaktorer.

PRV har upprättats med utgångspunkt i NVs generella scenario för känslig markanvändning, och skiljer sig endast lite från NV-KM. Separata värden har tagits fram för bruks- respektive utfyllnadsområdet. Intag av dricksvatten beaktas inte för något av delområdena, då inga vattenbrunnar finns inom fastigheten (som är ansluten till kommunalt vatten).

Då bruksområdet delvis används för bostadsändamål har inga justeringar gentemot NV-KM gjorts med avseende på vistelsetid för människor. Det är inte känt hur mycket människor vistas inom utfyllnadsområdet området, men NV-KM bedöms överskatta exponeringstiden. NV:s generella scenario avser vistelse 24 timmar per dygn, 365 dagar om året, livet ut.

Vid bedömning av risk i dagsläget antas därför istället att människor vistas inom utfyllnadsområdet 120 dagar per år, vilket motsvarar fyra månaders heltidsvistelse. Risken för att människan exponeras för föroreningar via hudkontakt är enligt NV generellt lägre än via intag av jord eftersom människor endast vistas utan heltäckande kläder under delar av året, främst sommartid. Därför har NV ansatt att exponeringstiden för hudkontakt är ca en tredjedel av den för övriga exponeringsvägar. För utfyllnadsområdet görs ingen sådan justering, med tanke på att badbryggan ligger i anslutning till utfyllnadsområdet är det sannolikt att människor främst vistas där under sommaren. Andelen inomhusvistelse inom utfyllnadsområdet har satts till noll, då inga byggnader finns där idag. För utfyllnadsområdet har även exponering via intag av grödor justerats. Förekomsten av glaskross etc innebär att sannolikheten för att grödor skall kunna frodas bedöms som liten, och intaget har därmed ansatts till en tiondel av NV:s generella antagande. Detta då det inte kan uteslutas att människor intar t.ex. bär eller svamp från området.

Skydd av markmiljö har antagits i enlighet med KM, dvs. att 75 % av alla markorganismer och markprocesser skall skyddas i hela den omättade zonen, detta eftersom området inte är hårdgjort/asfalterat och ligger i nära anslutning till bland annat bostadsområden. Det är värt att notera att hela området är utfyllt, med bl.a. förekomst av järnslag, vilket generellt innebär sämre förutsättningar för ett välfungerande markecosystem. Detta gäller särskilt för utfyllnadsområdet, där marken innehåller en stor andel glaskross.

Utagsrapporterna från beräkningarna återfinns i BILAGA A. Modifieringarna redovisas nedan samt i Tabell 17. I tabellen anges för jämförelse även de antaganden som görs för NVs generella scenario för känslig markanvändning.

Tabell 17: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.

	Bruksområde	Utfyllnadsområde	NV-KM	Enhet
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas ej	beaktas	
Exp.tid barn - intag av jord	365	120	365	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	365	120	365	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	120	120	120	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	120	120	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	365	120	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	365	120	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	1	0	1	(ingen enhet)
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	120	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	120	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	1	0	1	(ingen enhet)
Andel växter från odling på plats	0,1	0,01	0,1	(ingen enhet)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs ej	utförs	(ingen enhet)

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.

Tabell 18: Envägskoncentrationer och platsspecifikt hälsoriktvärde, bruksområdet (mg/kg TS)

	Envägskoncentrationer bruksområde					Sammanvägt riktvärde
Ämne	Intag jord	Hudkontakt	Inandning av damm	Inandning av ånga	Intag av växter	
Arsenik	4,8	33	360	beaktas ej	2,8	10 (bakgrund)
Barium	1300	46000	27000	beaktas ej	870	500
Kadmium	9	3300	53	beaktas ej	1,4	1,2
Kobolt	88	3200	2700	beaktas ej	30	22
Koppar	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	2800	2400
Kvicksilver	5,8	210	2100	0,45	0,76	0,27
Bly	88	3200	5300	beaktas ej	270	64
Vanadin	560	21000	27000	beaktas ej	3500	470
Zink	19000	680000	ej begr.	beaktas ej	3400	2900
Antimon	380	4600	5300	beaktas ej	1100	250

Av tabellen framgår att för bruksområdet är intag av växter eller jord styrande för de flesta ämnena. Undantag utgörs av kvicksilver, där inandning av ånga styr.

Tabell 19: Envägskoncentrationer och platsspecifikt hälsoriktvärde, utfyllnadsområdet (mg/kg TS)

	Envägskoncentrationer bruksområde					Sammanvägt riktvärde
Ämne	Intag jord	Hudkontakt	Inandning av damm	Inandning av ånga	Intag av grödor	
Arsenik	14	33	820	beaktas ej	28	10 (bakgrund)
Barium	3800	46000	61000	beaktas ej	8700	2400
Kadmium	27	3300	120	beaktas ej	14	8,6
Kobolt	270	3200	6100	beaktas ej	300	130
Krom	290000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	ej begr.	220000
Koppar	95000	ej begr.	61000	beaktas ej	28000	16000
Kvicksilver	17	210	4900	290	7,6	5,1
Nickel	2300	27000	1500	beaktas ej	6500	780
Bly	270	3200	12000	beaktas ej	2700	220
Vanadin	1700	21000	61000	beaktas ej	35000	1500
Zink	57000	680000	ej begr.	beaktas ej	34000	21000
Antimon	1100	4600	12000	beaktas ej	11000	790

Även i utfyllnadsområdet är intag av växter respektive jord styrande för det sammanvägda hälsoriktvärdet.

Det är värt att notera att människan exponeras för föroreningar även från andra källor (t.ex. via intag av livsmedel, dricksvatten), som inte härrör från det aktuella undersökningsområdet. NV ansätter att för flertalet ämnen är det acceptabelt av 50 % av exponeringen kommer från ett förorenat område. Detta beaktas i beräkningsmodellen. Detta gäller för ämnen med tröskeffekter, dvs där det bedöms att det går att ansätta ett tröskelvärde under vilket ingen risk föreligger. För cancerogena ämnen (i detta fall endast arsenik) antas i stället att det är acceptabelt att ett förorenat område bidrar till en viss ökning av cancerrisken, i Sverige antas denna acceptabla ökning vara ett extra cancerfall på 100 000 individer. Eventuell exponering från andra källor beaktas därmed inte för cancerogena ämnen.

Vidare gäller att NV:s beräkningsmodell utgår från att biotillgängligheten är 100 %, för samtliga ämnen. Baserat på de biotillgänglighetsförsök som redovisas i avsnitt 4.2.1 är biotillgängligheten för de aktuella ämnena i allmänhet lägre. Detta styrks av resultaten från biotillgänglighetsförsöken (se avsnitt 4.2.1) och utvärderingen av de sekventiella lakförsöken, se avsnitt 5.1. I riskbedömningen nedan kommer de representativa halterna jämföras med de PRV som anges i tabellerna ovan, och för de ämnen som föreligger i förhöjda halter kommer en mer fördjupad bedömning utföras, där biotillgängligheten beaktas.

11.0 REPRESENTATIVA HALTER

Representativa halter är de halter som bäst representerar föroreningssituationen inom ett område, utan att risken underskattas. De baseras företrädesvis på statistik över uppmätta halter, vilket mått som används beror på dataunderlagets storlek. I föreliggande fall har statistik beräknats över uppmätta halter i jord, vilket redovisas i avsnitt 4.2. Av de redovisade värdena 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.

Representativa halter har tagits fram för hela jordprofilen. Ibland görs en indelning i djupled för att ta hänsyn till att skyddsobjekten (t.ex. människor och markmiljö) främst exponeras för ytlig jord. I föreliggande fall 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.

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).

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 avsnitt redovisas utför riskbedömningen för människors hälsa och miljön inom bruksområdet och utfyllnadsområdet.

12.1 Hälsorisker

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

12.1.1 Långtidseffekter

I Tabell 20 jämförs representativa halter i jord i bruksområdet med PRV avseende kroniska hälsorisker. Med kroniska risker avses risker orsakade av kontinuerlig exponering, under ett helt liv. Eventuella risker som kan uppstå vid exponering vid enstaka tillfällen bedöms i avsnitt 12.1.2 och 12.1.3 nedan.

Tabell 20: Riskkaraktärisering jord, bruksområde (mg/kg TS)

	Representativ halt (UCLM95)	PRV-hälsa
Arsenik	5,3	10 (bakgrund)
Barium	534	500
Kadmium	0,5	1,2
Kobolt	14	22
Koppar	18	2400
Kviksilver	0,07	0,27
Bly	37	64
Vanadin	43	470
Zink	196	2900
Antimon	6	250

Av tabellen framgår att halterna inom bruksområdet generellt är lägre än de platsspecifika hälsoriktvärdena, endast halten barium är något förhöjd.

Den styrande envägskoncentrationen för barium är intag av grödor, vilket innebär att risk i första hand föreligger för människor vars konsumtion av växter från bruksområdet uppgår till 10% av det totala intaget. Uppmätta halter i biota (inklusive rabarber och äpplen) diskuteras vidare nedan. Barium ingår dock inte i analyspaketet för biota, varför ingen vidare bedömning av potentiella risker kan utföras.

Barium tillhör inte heller de ämnen för vilka biotillgängligheten analyserats med hjälp av UBM (se avsnitt 4.2.1). De sekventiella lakningarna indikerar dock en relativt låg biotillgänglighet (ca 10% i provet från bruksområdet) vilket innebär att NVs antagande om 100% biotillgänglighet är mycket konservativt. Då den representativa halten ligger mycket nära PRV (och under själva envägskoncentrationen för intag av grödor – PRV utgör en sammanvägning) bedöms barium inte innebära någon hälsorisk inom bruksområdet, om biotillgängligheten beaktas. I sammanhanget bör det påpekas att naturvårdsverkets jämförvärden avser kontinuerlig exponering enligt valda antaganden, hela livet.

Motsvarande jämförelse för utfyllnadsområdet redovisas i Tabell 21 nedan:

Tabell 21: Riskkaraktärisering jord, utfyllnadsområde (mg/kg TS)

	Representativ halt (UCLM95)	PRV-hälsa
Arsenik	394	10 (bakgrund)
Barium	1387	2400
Kadmium	0,6	8,6
Kobolt	12	130
Krom	48	220000
Koppar	37	16000
Kviksilver	0,09	5,1
Nickel	27	780
Bly	568	220
Vanadin	96	1500
Zink	251	21000
Antimon	138	790

Av tabellen framgår att halterna av arsenik och bly överstiger de platsspecifika hälsoriktvärdena. För båda ämnena utgör intag av jord den styrande exponeringsvägen. Blyhalten är inte förhöjd i förhållande till övriga envägskoncentrationer, medan halten arsenik även överskrider envägskoncentrationerna för hudkontakt och intag av grödor.

Analys av grödor inom utfyllnadsområdet indikerar att upptaget av föroreningar i växter generellt är lågt, vilket indikerar att risken att exponeras via intag av grödor är liten. Halten arsenik i gräs var något högre än i gräs från ett referensområde, men i både äpple och rabarber (dvs för människan ätliga grödor) låg arsenikhalterna under laboratoriets rapporteringsgräns.

Av avsnitt 5.2.2 framgår att biotillgängligheten för bly i utfyllnadsområdet är låg; ca 2% enligt UBM och ca 17% baserat på de sekventiella lakningarna. För arsenik visar UBM en biotillgänglighet om < 50%, medan siffran från de sekventiella lakningarna är ca 16%.

I tabellen nedan redovisas en jämförelse där den biotillgängliga halten inkluderas. Av konservativa skäl har det högsta värdet för biotillgänglighet använts.

Tabell 22: Riskkaraktärisering jord, utfyllnadsområde (mg/kg TS)

	Representativ halt (UCLM95)	Biotillgänglig halt	PRV-hälsa
Arsenik	394	200	10 (bakgrund)
Bly	568	100	220

Av tabellen framgår att om biotillgängligheten beaktas indikeras ingen risk för kroniska negativa effekter med avseende på bly, medan cancerrisken orsakad av arsenik kvarstår. Både bly och arsenik utreds vidare nedan, med avseende på akuttoxiska effekter respektive korttidseffekter.

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 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. 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 om 2 gram ansätts för vuxna.

Baserat på ovanstående har följande riktvärden för akut toxicitet hos arsenik beräknats, se Tabell 23.

Tabell 23: PRV arsenik akuttoxicitet (mg/kg TS)

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

I Tabell 24 nedan jämförs riktvärdena för akut toxicitet (övergående symptom respektive potentiellt dödliga effekter) med uppmätta arsenikhalter inom 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 (1 090 mg/kg TS) har uppmätts i ytlig jord (0 – 0,5 m u my), och bedöms därmed vara tillgänglig för såväl människor som andra skyddsobjekt. Halter över NV:s riktvärde för akut toxicitet har uppmätts

i totalt fyra provpunkter, varav tre är uttagna i ytlig jord. Maxhalten är uppmätt inom det område som idag är avgränsat och försett med en skylt som varnar för höga föroreningshalter i marken.

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.

Med hjälp av UBM har ett värde för biotillgängligheten i den aktuella jordmatrisen tas fram. För arsenik är denna siffra ca 50%. Det bör noteras att värdet för biotillgänglig för arsenik i föreliggande fall baseras på utvärderingen av ett enstaka prov, vilket innebär att det är behäftat med osäkerheter. Som tidigare nämnts har biotillgängligheten även uppskattats i utförd sekventiell lakning av material från utfyllnadsområdet, vilka visar på lägre biotillgänglighet (ca 20%).

Tabell 24: Akuta risker med avseende på arsenik i utfyllnadsområdet (mg/kg TS)

	Maxhalt	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
		Övergående akuta symptom		Potentiellt dödlig effekt	
100% biotillgänglighet	1 090	100	1 750	2 000	35 000
50% biotillgänglighet	545				

Av tabellen framgår att den uppmätta den uppmätta maxhalten i jorden indikerar risk för övergående effekter hos små barn. Detta gäller även om den biotillgängliga halten beaktas. Ingen risk indikeras för vuxna.

12.1.3 Korttidseffekter

För ämnen som har lång uppehållstid i kroppen, där enstaka exponeringstillfällen kan leda till långsiktiga risker, har NV tagit fram riktvärden för humanrisk vid korttidsexponering. 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 25 nedan framgår att risk för negativa effekter vid korttidsexponering föreligger med avseende på bly men inte kadmium. Maxhalten avseende bly har uppmäts i ytlig jord (0-0,5 m u my).

För bly redovisas två olika värden, ett som ansätter 100% biotillgänglighet, och ett som ansätter 20%. Denna siffra baseras på resultaten från de sekventiella lakningarna, UBM på jord från utfyllnadsområdet visar på en biotillgänglighet som är en storleksordning lägre (ca 2%).

För kadmium är resultatskillnaderna mellan UBM och sekventiella lakningar ännu större; 11% respektive 85%. Den höga siffra från lakförsöken tillsammans med osäkerheten som indikeras av de spridda resultaten gör att endast 100% biotillgänglighet beaktas, av konservativa skäl.

Tabell 25: Risk för korttidseffekter (mg/kg TS)

Ämne	Bruksmark	Utfyllnadsområde	Riktvärde
Bly – 100 % biotillgänglighet	363	1400	600
Bly – 20 % biotillgänglighet	73	280	
Kadmium - 100 % biotillgänglighet	2	1,1	250

Antas en biotillgänglighet om 100% indikerar halten bly i utfyllnadsområdet risk för korttidseffekter. Beaktas de utförda biotillgänglighetsförsöken hamnar halten dock klart under riktvärdet och därmed bedöms ingen risk för korttidseffekter föreligga.

Blyhalter över riktvärdet (antaget 100 % biotillgänglighet) har påvisats i ytterligare ett prov, även detta uttaget i yttlig jord.

12.2 Miljörisker

12.2.1 Markmiljö

I Tabell 26 jämförs representativa halter i mark med riktvärden för skydd av markmiljö. Jämförelsen sker både utifrån markanvändning enligt NV-KM, för både bruks- och utfyllnadsområdet.

Hela undersökningsområdet är till stor del utfyllt med bl. a. järnslag och glaskross, vilket innebär begränsade förutsättningar för ett välmående markekosystem, oavsett föroreningsnivå. Detta gäller särskilt för utfyllnadsområdet, där mängden glasrester i fyllnadsmassorna är stor.

Tabell 26: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS)

Ämne	UCLM95 bruksområde	UCLM95 utfyllnad	Markmiljö – NV-KM
Arsenik	5,3	394	20
Barium	534	1387	200
Kadmium	0,5	0,6	4
Kobolt	14	12	20
Krom		48	80
Koppar	18	37	80
Kviksilver	0,07	0,09	5
Nickel		27	40
Bly	37	568	200
Vanadin	43	96	100
Zink	196	251	250
Antimon	6	138	20

Av tabellen ovan framgår att i bruksområdet de representativa metallhalterna generellt är lägre än NV-KM för markmiljö, endast bariumhalten överstiger det använda riktvärdet. Höga halter har uppmätts i yttlig jord (0 – 0,5 m u my), dvs där merparten av markekosystemet återfinns. Den representativa halten överstiger även NV-MKM.

I utfyllnadsområdet är halterna högre, och där överstiger halterna arsenik, barium, bly och antimon riktvärdet, och zink- och vanadinhalterna ligger i nivå med NV-KM.

Precis som för människor som exponeras gäller att hela föroreningen sannolikt inte är tillgänglig för upptag i levande organismer. I detta fall bedöms dock inte UBM/sekventiella lakningar resultera i en relevant biotillgänglig halt, då det är andra faktorer än en simulering av upptag i människans mag-tarmkanal som styr.

Sammanfattningsvis kan det inte uteslutas att förekomsten av barium inom området innebär en risk för negativa effekter för marklevande organismer bruksområdet, medan halterna arsenik, barium, bly, zink och antimon indikerar risk inom utfyllnadsområdet.

Analys av växter som växer inom eller i anslutning till utfyllnadsområdet visar inte på förhöjda halter i förhållande till referensprover uttagna inom vad som bedöms vara opåverkade områden. Detta pekar på att upptaget i växter, och därmed potentiell vidare spridning till organismer som äter växter, är litet.

13.0 RISKBEDÖMNING RECIPIENT

I föreliggande avsnitt redovisas en kort beskrivning av riskbilden i recipienten. Med avseende på främst ytvatten gäller att de uppmätta halterna nedströms respektive uppströms undersökningsområdet är i samma storleksordning. Exempelvis har den högsta zinkhalten och de näst högsta järn- och fluorhalterna påvisats i referenspunkten, som ligger på motsatt sida Årydsjön, ca 3,5 km från undersökningsområdet. För övriga ämnen som överstiger jämförvärdena, och därmed pekats ut som dimensionerande ämnen, föreligger endast små haltskillnader mellan samtliga provpunkter. Den högsta kopparhalten har uppmätts i provpunkten i Tegnabysjön (ca 3 km från undersökningsområdet, fågelvägen). Sammantaget indikerar inte de utförda undersökningarna något haltpåslag av föroreningar från det förorenade området, utan de halter som uppmätts bedöms motsvara den regionala bakgrundshalten.

Vidare bör det beaktas att jämförvärdena 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. Till skillnad från övriga ämnen som uppmätts i något förhöjd halt i ytvatten har dock barium påvisats i förhöjd halt inom området.

Vissa ämnen som pekats ut som dimensionerande på grund av att uppmätta halter i grundvattnet överstiger jämförvärdet för skydd av ytvatten. Jämförelsen baseras på uppmätta maxhalter (oavsett provtagningsomgång) och det är värt att notera att exempelvis arsenik och kadmium endast överstiger jämförvärdet i ett grundvattenrör. Vidare gäller att halterna barium, koppar, zink, järn och fluor överstiger jämförvärdet även i referenspunkten. Sammanfattningsvis stärker resultaten från grundvattenprovtagningarna slutsatsen som dras utifrån ytvattenprovtagningarna om att ingen beaktansvärd föroreningsbelastning i dagsläget sker från undersökningsområdet till recipienten via grundvatten.

13.1 Hälsorisker

Som framgår av ovan bedöms ingen beaktansvärd föroreningsspridning ske från undersökningsområdet i dagsläget. För ytvatten bedöms de uppmätta halterna motsvara regional bakgrund, men för sediment uttogs inget prov i den uppströms belägna punkten. Beaktat att det ligger en badbrygga i direkt anslutning till utfyllnadsområdet utförs en övergripande bedömning av eventuella hälsorisker kopplade till ytvatten och sediment i recipienten nedan.

Sedimenten utanför utfyllnadsområdet består av sandig dy/organiskt material, med enstaka inslag av glas- och kolbitar. Generellt bedömdes sedimenten vara naturliga, dvs de utgjordes inte av utfyllnadsmaterial från landområdet.

13.1.1 Ytvatten

Vid bedömningen av exponering för förorenat ytvatten har de representativa halterna jämförts mot dricksvattenkvalitetskriterier. Om vattnet är tjänligt som dricksvatten antas det även vara rent nog att bada i utan risk för negativa effekter, detta då metaller generellt tas upp i mindre utsträckning via huden än via oralt intag. Samtliga dricksvattenkvalitetskriterier är hämtade från Livsmedelsverket. SLV har inte tagit fram något värde för barium, så detta har istället hämtats från Världshälsoorganisationen (WHO).

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

För arsenik har halterna justerats mot de som anges av US EPA. Arsenik är som tidigare påpekats cancerogent, och vad som är en acceptabel ökning av cancerrisken skiljer sig mellan USA (ett extra cancerfall per 1 000 000

personer) och Sverige (ett extra cancerfall på 100 000 personer), justeringen i tabellen har gjorts för att ta hänsyn till denna skillnad.

I syfte att inte underskatta risken har resultaten från de ofiltrerade proverna använts, trots att dricksvattenkvalitetskriterierna avser filtrerade prover.

Tabell 27: Hälsorisk ytvatten (µg/l)

	Maxhalt i ytvatten	Dricksvattenkvalitets kriterium (SLV)	Ytvattenkvalitetskrite rium (US EPA)	
Ämne			Vatten + organism	Organism
Arsenik	0,5	10	0,18	1,4
Barium	19	700 (WHO)	1 000	
Kadmium	0,07	5	..*	
Krom	0,4	50	..*	
Koppar	2,5	2000	1 300	
Kviksilver	0,008	1		
Nickel	0,5	20	610	4 600
Bly	1,3	10		
Zink	17		7 400	26 000
Antimon	0,1	5	5,6	640
Mangan	262	50	40	100
Järn	2 140	100		
Fluor	264	1500		
Aluminium	390	100		

Av tabellen framgår att för de flesta ämnen är halterna i ytvatten lägre än respektive dricksvattenkvalitetskriterium, vilket innebär att vattnet från recipienten är tjänligt som dricksvatten med avseende på dessa ämnen. Halterna mangan, järn och aluminium överskrider SLVs dricksvattenkriterier, men det bör noteras att kriterierna för dessa ämnen främst baseras på potentiella tekniska problem i distributionsnätverket. För mangan noteras dock att risk kan föreligga i kombination med mangan i bröstmjölk ersättning.

Världshälsoorganisationens (WHO) dricksvattenkriterier för mangan (400 µg/l) och aluminium (900 µg/l) är högre än de uppmätta maxhalterna. WHO har inte tagit fram något kriterium för järn, men uppger att naturliga halter i färskvatten ligger mellan 500 och 50 000 µg/l.

Värdena från WHO, det faktum att sjövattnet inte används som dricksvatten (endast begränsat intag i samband med bad förväntas ske, jämfört med ett antagande om dagligt intag på två liter för dricksvattenkriterierna) och att bedömningen baseras på uppmätta maxhalter innebär att bedömningen är mycket konservativ, och sammanfattningsvis bedöms ingen risk föreligga för människor som nyttjar recipienten för rekreation.

Den uppmätta maxhalten arsenik är dock något högre än US EPAs värde för skydd vid intag av "vatten + organism". Då kriteriet för enbart intag av organismer inte överstigs förefaller risken bero på exponering via vatten, vilket avfärdas i stycket ovan med hänvisning till SLVs dricksvattenkvalitetskriterier (som utgörs av ett EU-gemensamt gränsvärde). Denna diskrepans kan förklaras med att risken för cancer vid långtidsexponering via dricksvatten som innehåller 10 µg arsenik per liter har uppskattats till cirka tre fall (lung- och urinblåscancer) per 1000 exponerade personer, enligt Livsmedelsverket. Denna risk är därmed högre än den lågrisknivå på ett extra cancerfall per 100 000 exponerade som brukar betraktas som "acceptabel" när man sätter hälsobaserade riktvärden.

Att en högre risk ses som acceptabel för just arsenik beror sannolikt på att ämnet är naturligt vanligt förekommande, även för jord styrs NV-KM av bakgrundshalt snarare än riskbaserade värden. Med utgångspunkt i detta samt det faktum att ingen människa faktiskt dricker vattnet i recipienten, är verklig exponering sannolikt ganska begränsad, och ingen oacceptabel risk bedöms föreligga med avseende på arsenik för människor som nyttjar recipienten för rekreation.

13.1.2 Sediment

Jämförvärden med avseende på hälsorisk saknas generellt för sediment. Exponeringen via intag av sediment i samband med rekreation har istället konservativt beräknats genom att uppskatta det dagliga intaget, utifrån NV:s beräkningsmodell rörande intag av jord vid känslig markanvändning, men med erforderliga justeringar utifrån antagen vistelsetid. Det bedöms inte som rimligt att människor badar dagligen i sjön/ån utanför undersökningsområdet, utan skyddsobjekten antas istället kunna exponeras för förorenade sediment under 90 dagar årligen, dvs dagligen under sommarmånaderna.

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

$$\text{Riskkvot} = \text{Exponering} / \text{Toxikologiskt referensvärde}$$

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

Som representativa halter används maxhalter i sediment. De ämnen som identifierats som dimensionerande för sediment (se avsnitt 8.1) har inkluderats i bedömningen, samt de glasbrukstypiska ämnena bly och antimon, för att erbjuda en heltäckande bild av risksituationen med avseende på dessa ämnen.

Tabell 28: Riskkaraktärisering, intag av sediment (mg/kg kroppsvikt och dag)

	Dagligt intag vuxna	Dagligt intag barn	TDI (justerad)	Riskkvot vuxna	Riskkvot barn
Ämnen med tröskeeffekter					
Barium	$8 \cdot 10^{-4}$	0,001	0,01	0,08	0,9
Kadmium	$8 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-6}$	0,00004	0,02	0,2
Krom	$8 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-5}$	0,75	$1 \cdot 10^{-5}$	0,0001
Koppar	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	0,25	$4 \cdot 10^{-5}$	0,0005
Kviksilver	$7 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-7}$	0,000046	0,002	0,02
Bly	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-4}$	0,0007	0,02	0,2
Zink	$8 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-3}$	0,15	0,0005	0,006
Antimon	$3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-6}$	0,003	$1 \cdot 10^{-6}$	0,001
Cancerogena ämnen					
Arsenik	$2 \cdot 10^{-6}$		0,000006	0,4	

Av tabellen framgår att samtliga riskkvoter, för vuxna och barn, är mindre än 1, och att således ingen risk indikeras för negativa hälsoeffekter i samband med bad eller annan rekreation.

Akut toxicitet och korttidseffekter

Riskkaraktärisering med avseende på akuta effekter och korttidsexponering redovisas i Tabell 29. Samtliga halter är klart under respektive riktvärde, och därmed bedöms inga risker föreligga i samband med enstaka exponering.

Tabell 29: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)

	Uppmätt maxhalt	Riktvärde	
		Akut toxicitet	Korttidsexponering
Arsenik	7,2	100	
Bly	81		600
Kadmium	4,6		250

13.2 Miljörisker

För vatten- och sedimentlevande organismer har ingen fördjupad riskbedömning utförts, utan risken bedöms utifrån den screening som redovisas i avsnitt 0. Där framgår att förhöjda halter av barium, koppar, bly och zink uppmätts i ytvatten, samt även aluminium, järn, fluor och mangan. I sediment föreligger arsenik, kadmium, krom, koppar, kvicksilver och zink i sediment. För barium och vanadin har inga riskbaserade jämförvärden för sediment hittats. För både ytvatten och sediment gäller för de flesta ämnen att de uppmätta halterna inte är kraftigt förhöjda, utan de ligger generellt i nivå med eller strax över använda jämförvärden. För vissa ämnen i sediment har kanadensiska jämförvärden använts, vilka finns framtagna för två olika nivåer CCME-ISQG (Interim Sediment Quality Guideline) som är en lågrisknivå, samt CCME-PEL (Probable Effect Level) över vilken negativa effekter är att förvänta. Endast zink har uppmätts i halt över CCME-PEL.

Den utförda screeningen indikerar sammanfattningsvis att risk för negativa effekter på sedimentlevande organismer inte helt uteslutas i recipienten. För samtliga analyserade metaller i ytvatten gäller dock, som tidigare påpekats, att inga signifikanta haltskillnader föreligger mellan uppströms och nedströms belägna provpunkter. De uppmätta halterna bedöms därmed motsvara en regional bakgrundshalt. Detta påverkar inte riskbilden, men visar på att de förhöjda halterna med största sannolikhet inte orsakas av förorenings-spridning från undersökningsområdet. För sediment saknas en tydlig uppströms-punkt, varför det är svårt att bedöma halterna i förhållande till bakgrund.

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.

- Föroreningsutbredningen bedöms vara relativt väl avgränsad i både djup- och ytled, även om den inte är helt klarlagd. För hela undersökningsområdet gäller att kunskapen om djupet till berg är begränsad.
 - Inom utfyllnadsområdet har endast en analys utförts på naturlig jord, under fyllnadsmassorna. Denna visade på förhöjd bariumhalt, om än lägre än många av halterna som uppmätts mer ytligt (i fyll) inom utfyllnadsområdet. Indikationer på utbredd föroreningsförekomst i den underliggande naturliga jorden saknas, även om det inte helt kan uteslutas att förhöjda föroreningshalter föreligger.
 - Inom bruksområdet har sex analyser utförts på naturlig jord, i prover uttagna under fyllnadsmassorna. I ingen av dessa prover förelåg halter över NV-KM. Med avseende på föroreningsutbredningen i ytled har förhöjda metallhalter uppmätts i undersökningsområdets utkant, främst i sydväst. Halterna är dock inte kraftigt förhöjda.
- 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.
- Det är inte ovanligt att ämnen som järn och mangan, och i viss mån även barium, förekommer i naturligt höga halter. Resultaten i grundvatten från de nu utförda undersökningarna indikerar att halterna inom undersökningsområdet möjligen kan kopplas till den tidigare järnbruksverksamheten, men halterna varierar grovt, och förhöjda halter föreligger även i referenspunkten. Halterna i ytvatten indikerar ingen pågående spridning från undersökningsområdet.
- Ingen riskbedömning av större djur och fåglar som kan exponeras för föroreningar inom undersökningsområdet och/eller i recipienten har utförts. Området är inte instängslat och inte hårdgjort vilket innebär att djur såsom harar och rådjur kan vistas inom området. Det finns dock bostäder 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. Utförda analyser av biota indikerar dock att upptaget i gräs och andra grödor är litet.

- Eventuell spridning via erosion och eller utlakning inom utfyllnadsområdet har inte kvantifierats. Uppmätta halter i ytvatten pekar inte på någon signifikant, pågående föroreningsspridning. Ingen omfattande spridning verkar heller ha skett historiskt, baserat på de uppmätta halterna i sediment. Då fyllnadsmassorna bedöms vara genomsläppliga och då utfyllnadsområdet ligger i direkt anslutning till sjön, borde eventuellt pågående spridning visas i ytvattnet, utan fördröjning.

De utförda sekventiella lakningarna visar på relativt liten utlakning från glasmaterial av de ämnen som föreligger i mest förhöjda halter, medan fuktkammarförsöken pekar på att utlakning sker av vissa ämnen.

Att mätningar i ytvatten och sediment utförts innebär att risker kopplade till eventuell föroreningsspridning bedöms baserat på de resultaten.

15.0 SAMLAD BEDÖMNING

Nedan redovisas de slutsatser som dragits avseende potentiella risker för människors hälsa och miljö, orsakade av föroreningar från Åryds 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. Detta gäller främst inom utfyllnadsområdet.

Riskbedömningen har utförts för bruks- och utfyllnadsområdet separat på grund av stora skillnader i fyllnadsmassornas sammansättning. I verkligheten saknas dock en tydlig gräns mellan dessa båda områden, och det är sannolikt att människor som vistas inom undersökningsområdet rör sig över båda delområdena. Bostadshus finns dock endast inom bruksområdet.

15.1.1 Bruksområdet

För bruksområdet har följande slutsatser dragits med avseende på hälsorisker:

- I nuläget indikeras ingen risk för kroniska negativa hälsoeffekter för människor som vistas inom bruksområdet, baserat på beräknade biotillgängliga halter. Baseras riskkaraktäriseringen på de representativa totalhalterna i jord överskrider halten barium de hälsoriskbaserade platsspecifika riktvärdena. PRV styrs av exponering via intag av växter, som tagits fram med utgångspunkt att 10% av det totala intaget av växter utgörs av grödor som odlats inom området.
- Ingen risk föreligger med avseende på enstaka intag av förorenad jord (akuta effekter eller korttidseffekter).

15.1.2 Utfyllnadsområdet

För utfyllnadsområdet har följande slutsatser dragits med avseende på hälsorisker:

- Risk för kroniska, negativa effekter kan inte uteslutas med avseende på de biotillgängliga halter arsenik som föreligger inom området. Detta innebär en ökning av cancerrisken som är oacceptabel enligt NVs antaganden. Intag av jord utgör den styrande exponeringsvägen. Om riskkaraktäriseringen utförs baserat på uppmätta totalhalter (där andelen som är biotillgänglig inte vägs in) innebär även den representativa halten bly en hälsorisk, även här är intag av jord styrande för risken.
- Resultaten från analyserna av äpplen och rabarber från prover uttagna i anslutning till utfyllnadsområdet visar inte på arsenik eller bly i halter över laboratoriets rapporteringsgräns. Då halterna inte är högre än de som uppmätts i prover från områden som betraktas som rena bedöms upptaget i grödor inom området med avseende på dessa ämnen vara begränsat. Det innebär att exponeringen och därmed risken för negativa effekter ses som liten.
- Med avseende på akuta effekter indikerar de högsta halterna arsenik i yttlig jord (0 – 0,5 m u my) risk för små barn (övergående effekter). Detta gäller även om biotillgängligheten beaktas. Ingen risk för akuta effekter bedöms föreligga för vuxna. Den högsta halten har uppmätts inom det område som idag är avgränsat och där det finns en varningsskylt med avseende på föroreningar i marken.

- Gällande korttidsexponering (dvs. långsiktiga risker som kan uppstå vid ett enda exponeringstillfälle) indikerar biotillgängliga halter av aktuella ämnen (bly och kadmium) ingen risk. Baseras riskbedömningen på uppmätta totalhalter i jord föreligger dock risk för korttidseffekter med avseende på bly.

15.1.3 Recipienten

För recipienten har följande slutsatser dragits med avseende på hälsorisker:

- Inget mätbart påslag av föroreningar från undersökningsområdet har kunnat konstateras, och för flertalet av de ämnen som uppmätts i förhöjda halter i recipienten (t.ex. zink) saknas en klar koppling till den tidigare glasbruksverksamheten. Uppmätta halter i ytvatten bedöms motsvara regional bakgrund.
- Halterna i ytvatten indikerar ingen risk för negativa effekter för människor som nyttjar recipienten för rekreation.
- De uppmätta halterna i sediment indikerar ingen risk för människor som badar i ån.

15.2 Miljörisker

För undersökningsområdet på land har följande slutsatser dragits med avseende på miljörisker:

- Den representativa halten av barium 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.
- I utfyllnadsområdet är utöver barium även halterna arsenik, bly, zink och antimon högre än NV-KM. Det bör dock beaktas att den stora andelen glasrester inom området innebär försämrade förutsättningar för mark ekosystemet, oavsett föroreningsförekomst.
- Uppmätta halter i biota (gräs och äpple) är generellt inte högre än halter från vad som bedöms vara opåverkade referensområden, vilket indikerar att risken för upptag av föroreningar i grödor är liten.

15.3 Bedömning av framtida förändringar av riskbilden

Inom ett kortare, överskådligt framtidsperspektiv bedöms riskbilden inte ändras nämnvärt, om inga förändringar görs med avseende på markanvändningen. Sker grävarbeten eller liknande kan föroreningar som idag inte ligger i ytan i teorin blottläggas, vilket medför ökad risk att skyddsobjekten exponeras.

I ett något längre perspektiv kan klimatförändringar bidra till ändrade förutsättningar gällande föroreningsspridning. Ökad nederbörd kan leda till ökad grundvattenbildning, vilket kan medföra ökad spridning via grundvatten. En förutsättning för att så skall ske är att utlakningen ökar, i dagsläget är halterna i grundvatten generellt låga. Utifrån de sekventiella lakförsöken uppvisar dock materialet ett högt pH över tid vilket indikerar god buffringskapacitet.

På sikt kan även grundvattennivån stiga, vilket kan innebära att även ytligare fyllnadsmassor kan komma att stå i ständig kontakt med grundvattnet, vilket ökar risken för utlakning. Ökad nederbörd kan även leda till ökat flöde i recipienten, vilket kan innebära ökad föroreningsspridning genom erosion i strandkanten vid utfyllnadsområdet samt eventuellt även ökad föroreningsspridning genom att sjön vid högnivåer i större utsträckning kan skölja igenom delar av utfyllnadsområdet och föra med sig föroreningar.

16.0 REFERENSER

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

<https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/onskade-amnen/metaller1/arsenik>

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; Huvudstudier över Flerohopp fd glasbruk

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

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

Kalmars museum, 2018. Åryd – järn och glas, arkeologisk rapport 2018:04, som upprättats av Kalmars museum på uppdrag av SGU.

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

Miljödirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota, <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M608/M608.pdf>

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

NV 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>

NV, 2017: Riktvärden för förorenad mark, <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/>

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>

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

WHOs dricksvattenkriterier "Guidelines for Drinking-water Quality", [\(http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwq-guidelines-4/en/\)](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwq-guidelines-4/en/)

Signatur sida

Golder Associates AB



Helena Romelsjö
Handläggare



Henning Holmström
Kvalitetsansvarig

HR/HH

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

i:\projekt\2017\1781984 sgu - glasbruket i åryd\8.rapporter\riskbedömning\riskbedömning åryd_2019-09-05.docx

BILAGA A

Uttagsrapport - platsspecifika
riktvärden

[illegible]

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			
Arsenik	4,8	33	360	beaktas ej	beaktas ej	2,8	1,7	data saknas	100	1,7	20	beaktas ej	beaktas ej	1200	1,7	10	10
Barium	1300	46000	27000	beaktas ej	beaktas ej	870	500	data saknas	data saknas	500	200	beaktas ej	beaktas ej	160000	200	80	200
Kadmium	9	3300	53	beaktas ej	beaktas ej	1,4	1,2	250	data saknas	1,2	4	beaktas ej	beaktas ej	54	1,2	0,2	1,2
Kobolt	88	3200	2700	beaktas ej	beaktas ej	30	22	data saknas	data saknas	22	20	beaktas ej	beaktas ej	810	20	10	20
Krom tot	94000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	260000	65000	data saknas	data saknas	65000	80	beaktas ej	beaktas ej	6000	80	30	80
Koppar	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	beaktas ej	2800	2400	data saknas	data saknas	2400	80	beaktas ej	beaktas ej	8100	80	30	80
Kvicksilver	5,8	210	2100	0,45	beaktas ej	0,76	0,27	data saknas	data saknas	0,27	5	beaktas ej	beaktas ej	8,1	0,27	0,1	0,25
Nickel	750	27000	670	beaktas ej	beaktas ej	650	230	data saknas	data saknas	230	70	beaktas ej	beaktas ej	4000	70	25	70
Bly	88	3200	5300	beaktas ej	beaktas ej	270	64	600	data saknas	64	200	beaktas ej	beaktas ej	12000	64	20	60
Vanadin	560	21000	27000	beaktas ej	beaktas ej	3500	470	data saknas	data saknas	470	100	beaktas ej	beaktas ej	6700	100	40	100
Zink	19000	680000	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	3400	2900	data saknas	data saknas	2900	250	beaktas ej	beaktas ej	32000	250	70	250
Antimon	380	4600	5300	beaktas ej	beaktas ej	1100	250	data saknas	data saknas	250	20	beaktas ej	beaktas ej	110	20	0,3	20

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

Eget scenario: Bruksområde
Generellt scenario: KM

Beskrivning

PRV för bruksområdet

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kadmium	1,2	mg/kg	Intag av växter	
Kobolt	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	0,25	mg/kg	Inandning av ånga	
Nickel	70	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	60	mg/kg	Intag av jord	
Vanadin	100	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Antimon	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Bruksområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Se riskbedömningsrapport (obl)
Uppskattning av halt i fisk	beaktas	beaktas ej		Se riskbedömningsrapport (obl)
Längd på förorenat område	100	50	m	Se riskbedömningsrapport (obl)
Bredd på förorenat område	120	50	m	Se riskbedömningsrapport (obl)
Sjöns volym	16100000	1000000	m³	Se riskbedömningsrapport (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Se riskbedömningsrapport (obl)

Riktvärden Naturvårdsverket, version 2.0.1																	
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
Arsenik	14	33	820	beaktas ej	beaktas ej	28	7,4	data saknas	100	7,4	20	beaktas ej	beaktas ej	19000	7,4	10	10
Barium	3800	46000	61000	beaktas ej	beaktas ej	8700	2400	data saknas	data saknas	2400	200	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	200	80	200
Kadmium	27	3300	120	beaktas ej	beaktas ej	14	8,6	250	data saknas	8,6	4	beaktas ej	beaktas ej	850	4	0,2	4,0
Kobolt	270	3200	6100	beaktas ej	beaktas ej	300	130	data saknas	data saknas	130	20	beaktas ej	beaktas ej	13000	20	10	20
Krom tot	290000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	220000	data saknas	data saknas	220000	80	beaktas ej	beaktas ej	96000	80	30	80
Koppar	95000	ej begr.	61000	beaktas ej	beaktas ej	28000	16000	data saknas	data saknas	16000	80	beaktas ej	beaktas ej	130000	80	30	80
Kvicksilver	17	210	4900	290	beaktas ej	7,6	5,1	data saknas	data saknas	5,1	5	beaktas ej	beaktas ej	130	5	0,1	5,0
Nickel	2300	27000	1500	beaktas ej	beaktas ej	6500	780	data saknas	data saknas	780	70	beaktas ej	beaktas ej	64000	70	25	70
Bly	270	3200	12000	beaktas ej	beaktas ej	2700	220	600	data saknas	220	200	beaktas ej	beaktas ej	190000	200	20	200
Vanadin	1700	21000	61000	beaktas ej	beaktas ej	35000	1500	data saknas	data saknas	1500	100	beaktas ej	beaktas ej	110000	100	40	100
Zink	57000	680000	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	34000	21000	data saknas	data saknas	21000	250	beaktas ej	beaktas ej	510000	250	70	250
Antimon	1100	4600	12000	beaktas ej	beaktas ej	11000	790	data saknas	data saknas	790	20	beaktas ej	beaktas ej	1700	20	0,3	20

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

Eget scenario: Utfyllnadsområde
Generellt scenario: KM

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kadmium	4,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kobolt	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	5,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Nickel	70	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Vanadin	100	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Antimon	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Utfyllnadsområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	120	365	dag/år	Se riskbedömningsrapport (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Se riskbedömningsrapport (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Se riskbedömningsrapport (obl)
Längd på förorenat område	25	50	m	Se riskbedömningsrapport (obl)
Bredd på förorenat område	30	50	m	Se riskbedömningsrapport (obl)
Sjöns volym	16000000	1000000	m³	Se riskbedömningsrapport (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning	utförs	utförs		Se riskbedömningsrapport (frv)
hälsa/miljö				
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Se riskbedömningsrapport (obl)



golder.com