



2018-08-08

RISKBEDÖMNING

Huvudstudie Flerohopp f.d. glasbruk

Framställd för:

Sveriges geologiska undersökning (SGU)



RAPPORT

Uppdragsnummer: 1655600

Distributionslista:

Sveriges geologiska undersökning (1 ex)

Golder Associates AB (1 ex)

Övriga projektgruppen (1 ex)





Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING	1
2.0	VERKSAMHETSHISTORIK	1
3.0	OMRÅDESBESKRIVNING	3
3.1	Geologi	4
3.2	Grundvatten	7
3.3	Recipient	10
3.4	Skyddsvärden	11
3.5	Planförhållanden	13
4.0	FÖRORENINGSSITUATIONEN	14
4.1	Analyser	14
4.2	Jord	15
4.2.1	Föroreningsutbredning	19
4.3	Grundvatten	22
4.4	Ljungbyån	25
4.4.1	Ytvatten	25
4.4.2	Sediment	27
5.0	GEOFYSIK	29
5.1	Uppskattade föroreningsmängder	30
6.0	GEOKEMISK KARAKTÄRISERING	31
6.1	Fuktkammarförsök	31
6.2	PhreeQC	32
6.3	Skakförsök	32
6.4	Sekventiella lakförsök	33
6.4.1	Resultat	33
6.4.2	Biotillgänglighet	37
6.5	Blyisotoper	38
7.0	ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	39
8.0	GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK	40



9.0	PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL	42
9.1	Dimensionerande föroreningar	42
9.2	Skyddsobjekt	43
9.3	Spridningsvägar	44
9.4	Exponeringsvägar	44
9.5	Konceptuell modell	44
10.0	FÖRORENINGSSPRIDNING	45
10.1	Beräknad utlakning	46
10.2	Spridning via grundvatten	46
10.3	Spridning till Ljungbyån	48
10.4	Övriga spridningsvägar	48
10.5	Framtida spridningspotential	50
11.0	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN	51
12.0	REPRESENTATIVA HALTER	55
13.0	RISKBEDÖMNING – MÄNNISKORS HÄLSA	56
13.1	Akut toxicitet (arsenik)	57
13.2	Korttidsexponering	58
13.3	Recipient	59
13.3.1	Ytvatten	59
13.3.2	Sediment	61
14.0	RISKBEDÖMNING - MILJÖ	63
14.1	Markmiljö (bruksområdet)	63
14.2	Recipient	63
15.0	OSÄKERHETER	65
16.0	SAMLAD BEDÖMNING – BEHOV AV RISKREDUKTION	67
16.1	Hälsorisker	67
16.1.1	Bruksområdet	67
16.1.2	Utfyllnadsområdet	67
16.1.3	Recipienten	68
16.2	Bedömning av framtida förändringar av riskbilden	68



17.0 REFERENSER..... 69

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 2: Övriga analyser	15
Tabell 3: Föroreningssituationen i bruksområdet (mg/kg TS).....	18
Tabell 4: Föroreningssituationen i utfyllnadsområdet (mg/kg TS)	18
Tabell 5: Bedömningsgrunder för grundvatten (µg/l)	22
Tabell 6: Jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvatten och SGUs bedömningsgrunder eller dricksvattenkvalitetskriterier (µg/l)	23
Tabell 7: Jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvatten och ytvattenkvalitetskriterier (µg/l).....	24
Tabell 8: Stickprovstagning ytvatten; uppmätt maxhalt, oavsett provtagningstillfälle samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)	25
Tabell 9: Stickprovstagning ytvatten; filtrerade prover, okt 2017 samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)	26
Tabell 10: Passiv ytvattenprovtagning samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)	26
Tabell 11: Sedimentprovtagning uppströms (mg/kg TS)	28
Tabell 12: Sedimentprovtagning nedströms (mg/kg TS)	28
Tabell 13: Jordpolymer	30
Tabell 14: Redovisning av mängdberäkningar	30
Tabell 15: Föroreningsmängder (ton)	30
Tabell 16: Resultat fukt-kammarförsök	31
Tabell 17: Biotillgänglighet, steg 1-3 (%)	37
Tabell 18: Dimensionerande föroreningar	43
Tabell 19: Årlig utlakning	46
Tabell 20: Årlig belastning via grundvatten (kg/år)	47
Tabell 21: Jämförelse urlakad mängd samt spridning via grundvatten (utfyllnadsområde)	47
Tabell 22: Årlig belastning, halttillskott samt uppmätta halter i ytvatten (från utfyllnadsområdet)	48
Tabell 23: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.....	52
Tabell 24: Envägs-koncentrationer samt platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden (PRV-hälsa kroniska effekter) för metaller (mg/kg TS).....	53
Tabell 25: Envägs-koncentrationer samt platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden utfyllnadsområde (PRV-hälsa kroniska effekter) för metaller (mg/kg TS)	53
Tabell 26: Riskkarakterisering hälsa bruksområde (mg/kg TS)	56
Tabell 27: Riskkarakterisering hälsa utfyllnadsområde (mg/kg TS).....	56
Tabell 28: PRV arsenik akuttoxicitet (mg/kg TS)	58
Tabell 29: PRV arsenik akuttoxicitet (mg/kg TS)	58
Tabell 30: Korttidsexponering (mg/kg TS)	59
Tabell 31: Hälsorisk ytvatten (µg/l)	60



Tabell 32: Riskkaraktärisering, intag av sediment (mg/kg kroppsvikt och dag)	61
Tabell 33: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)	62
Tabell 34: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS)	63

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Översiktskarta Flerohopp (hämtad från Eniro). Undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.....	3
Figur 2: Glasbruk inom Ljungbyåns avrinningsområde (Ekologgruppen, 2007)	4
Figur 3: Utdrag från SGUs jordartskarta. Ljusblått = morän (sandig morän), prickigt brunt = kärrtorv, grönt = isälvs sediment.....	5
Figur 4: Brunnar i närområdet enligt SGU:s kartvisare. De gröna markeringarna är för energibrunnar, de rosa avser brunnar med okänd användning. Den blå droppen i det övre vänstra hörnet representerar en vattenbrunn.	6
Figur 5: SGUs karta över uttagsmöjligheterna i grundvatten. Den gröna färgen indikerar goda uttagsmöjligheter i berg (2000 – 6000 l/h), medan den bruna färgen, öster om undersökningsområdet, visar på liten eller ingen grundvattenkapacitet i jordlagren (< 1 l/s).....	7
Figur 6: Höjddata, provpunkter samt ungefärligt läge av grundvattendelare. 16GA04 ligger i figurens övre högra hörn.	8
Figur 7: SGUs karta över markens genomsläpplighet; grönt = låg genomsläpplighet, gul = medelhög genomsläpplighet, rosa = hög genomsläpplighet	9
Figur 9: Lokaliseringar för regleringar i Ljungbyån (röda cirklar). Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en grön cirkel. Ytvattenprovtagningar är markerade med svarta droppar.....	11
Figur 10: VISS, Ljungbyån: Västrakullabäcken – Barkabäcken. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.....	12
Figur 11: Skyddsvärden enligt Lst WebbGIS.....	13
Figur 12: Undersökningsområdets uppdelning i bruksmark (F1, F2 och F4) respektive utfyllnadsområde (F3).....	16
Figur 13: Situationsplan som visar placeringen av samtliga provpunkter inom undersökningsområdet. Resultaten redovisas i sin helhet i Fältrapporten.....	17
Figur 14: Föroreningsutbredning - arsenik	20
Figur 15: Föroreningsutbredning - barium	20
Figur 16: Föroreningsutbredning - bly	21
Figur 17: Föroreningsutbredning – antimon	21
Figur 18: Olika typer av fyllningsmaterial samt markens uppmätta konduktivitet. Interpoleringen är gjord med ArcMap. Notera att denna figur inte omfattar hela undersökningsområdet, stora delar av bruksområdet har inte inkluderats. Utfyllnadsområdet motsvaras i stort sett av den röda markeringen med beteckningen "Huvudsakligen glas"	29
Figur 23: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening.	40
Figur 24: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inkl. olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken.	41
Figur 25: Konceptuell modell för Flerohopp f.d. glasbruk.	45

BILAGOR

BILAGA A



Uttagsrapport - platsspecifika riktvärden



1.0 INLEDNING

Golder Associates AB (Golder) har av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) fått uppdraget att genomföra en huvudstudie omfattande Flerohopp, ett tidigare glasbruk beläget ca 1 mil norr om Nybro. Rapportering inom huvudstudien görs i flera delrapporter. Föreliggande rapport utgör en sammanfattande huvudrapport inkluderande riskbedömning som främst baseras på de undersökningar som utförts av Golder under 2016 och 2017. Arbetet har utförts och redovisats enligt Naturvårdsverkets riktlinjer och kvalitetsmanual.

Även följande tidigare utförda underökningar har beaktats:

- Swepro, 2006: Miljötekniska undersökningar Flerohopp Glasbruk.
- Ekologgruppen, 2007: Glasbruksprojektet, Sedimentundersökningar av sex glasbruksåar, Ljungbyån.

Inga analysresultat från dessa undersökningar har dock inkluderats, utan de har främst använts för kunskap kring historik och omgivning.

Riskbedömningen omfattar de föroreningar som uppmätts i förhöjda halter inom det undersökta området, och som kan kopplas till den tidigare glasbruksverksamheten. En indelning görs i bruksområde och utfyllnadsområde. Det senare är ett område som är ca 1 700 m² och som har fyllts ut med restprodukter från glasproduktionen och även byggavfall från när bruksbyggnaderna revs. Med "undersökningsområdet" avses i rapporten nedan hela det aktuella området, dvs. både bruks- och utfyllnadsområdet. Undersökningsområdet utgörs i huvudsak av fastigheten Rås 5:1. Därutöver har fastigheterna Rås 3:2, 5:4, 5:5 och 5:17 berörts av undersökningen.

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.

Det aktuella området, som inte används i dagsläget, ligger mitt i samhället Flerohopp och är omgivet av bostäder, varför markanvändningen bäst beskrivs som känslig enligt Naturvårdsverkets nomenklatur (NV-KM). En översiktlig bedömning görs med avseende på hur riskbilden kan komma att förändras i ett framtida perspektiv.

I huvudstudien för projektet Huvudstudie Flerohopp f.d. glasbruk ingår följande rapporter:

- Riskbedömning
- Fältrapport
- Översiktlig åtgärdsutredning
- Karakterisering av utfyllnadsmassor genom fuktkammarförsök
- Resultatrapport geofysik
- Resultatrapport blyisotopstudie
- Sekventiella lakförsök

2.0 VERKSAMHETSHISTORIK

I Småland har en omfattande glasindustri funnits ända sedan 1700-talet. Området, som ofta kallas *Glasriket* består av de fyra kommunerna Lessebo och Uppvidinge i Kronobergs län samt Nybro och Emmaboda i Kalmar



län. Ett hundratal glasbruk har varit i drift inom Glasriket sedan 1700-talet. Vid tillverkningen har såväl arsenik som antimon använts som luttringsmedel, bly använts som stabilisator i kristallglas och andra metaller (exempelvis kadmium) som pigment. Som en följd av detta har glasbruksområdena förorenats och vid ett flertal glasbruk finns såväl förorenad jord som deponier med glasavfall (glasskärvor, glaskross m.m.)

Inom undersökningsområdet byggdes ett järnbruk för myrmalm år 1725. Bruket var i drift fram till 1879. Under de efterföljande åren fanns bl.a. en stärkelsefabrik, ramsåg och bobinfabrik på platsen. 1892 startades glasbruket, som var verksamt fram till 1960 och som producerade belysningsglas, glödlampor, termosglas, servisglas och kristallglas. Byggnaderna inom området revs ca 20 år efter att glasbruksverksamheten upphört. Bortsett från ett fåtal arbetarbostäder finns ingen av byggnaderna från glasbrukstiden kvar. Själva glashytan revs 1979 och utöver denna fanns tidigare även en lagerbyggnad samt ett glassliperi vilka båda revs på 1980-talet.

Enligt uppgifter från närboende (hämtade från den undersökning som utfördes 2006) lär det på området ha funnits en "provanläggning" som glasforskare från Chalmers tekniska högskola använde. Deponering av glasrester och vissa byggrester har skett i slänt mot Ljungbyån.

Föroreningar som vanligen påträffas i anslutning till glasbruk är metaller som arsenik, bly och kadmium, men även andra såsom antimon, barium och bor.



3.0 OMRÅDESBESKRIVNING

Flerohopp är beläget ca 1,2 mil nordväst om Nybro. Orten omges av skog och åkrar, se Figur 1. Antalet invånare är ca 200 och på orten finns förskola och skola. Det f.d. glasbruket är lokaliserat relativt centralt i Flerohopp, och avgränsas i söder av Ljungbyån. Denna delar sig ca 250 meter uppströms undersökningsområdet och går efter Flerohopp åter ihop till ett vattendrag. Huvuddelen av vattenflödet går i en fåra norr om området.

Hytt- och lagerbyggnadens tidigare lägen utgörs idag av den gräsyta som återfinns centralt inom undersökningsområdet. Den plats där sliperiet stod ligger väster om denna gräsyta, i ett område som numera utgörs av en inhägnad beteshage. Den östra delen av undersökningsområdet användes under glasbrukstiden som tippningsplats för det avfall som uppstod under verksamheten och stora delar av marken i detta delområde utgörs därför av glasavfall. Området har därefter även fyllts ut med massor som härrör från de rivna bruksbyggnaderna.

Undersökningsområdet avvattnas av den södra grenen av Ljungbyån och marken har en generell lutning mot syd/sydst. De sydligaste delarna av området utgörs av en brant sluttning, i direkt anslutning till ån. Ljungbyån flödar genom ett lågområde med kärr/våtmarkskaraktär samt tät växtlighet bestående av sly, buskar och träd. Direkt väster om undersökningsområdet finns en kanal som går i nord-sydlig riktning, i övrigt finns endast diken i direkt anslutning. Nordväst och sydväst om undersökningsområdet ligger dammar i anslutning till ån. I dammen i nordväst ("Bruksdammen") finns en utpekad badplats.

Undersökningsområdet utgörs idag av grönytor (gräsytor, med inslag av träd och sly). Hyttans bottenplatta och väggar har delvis lämnats kvar.

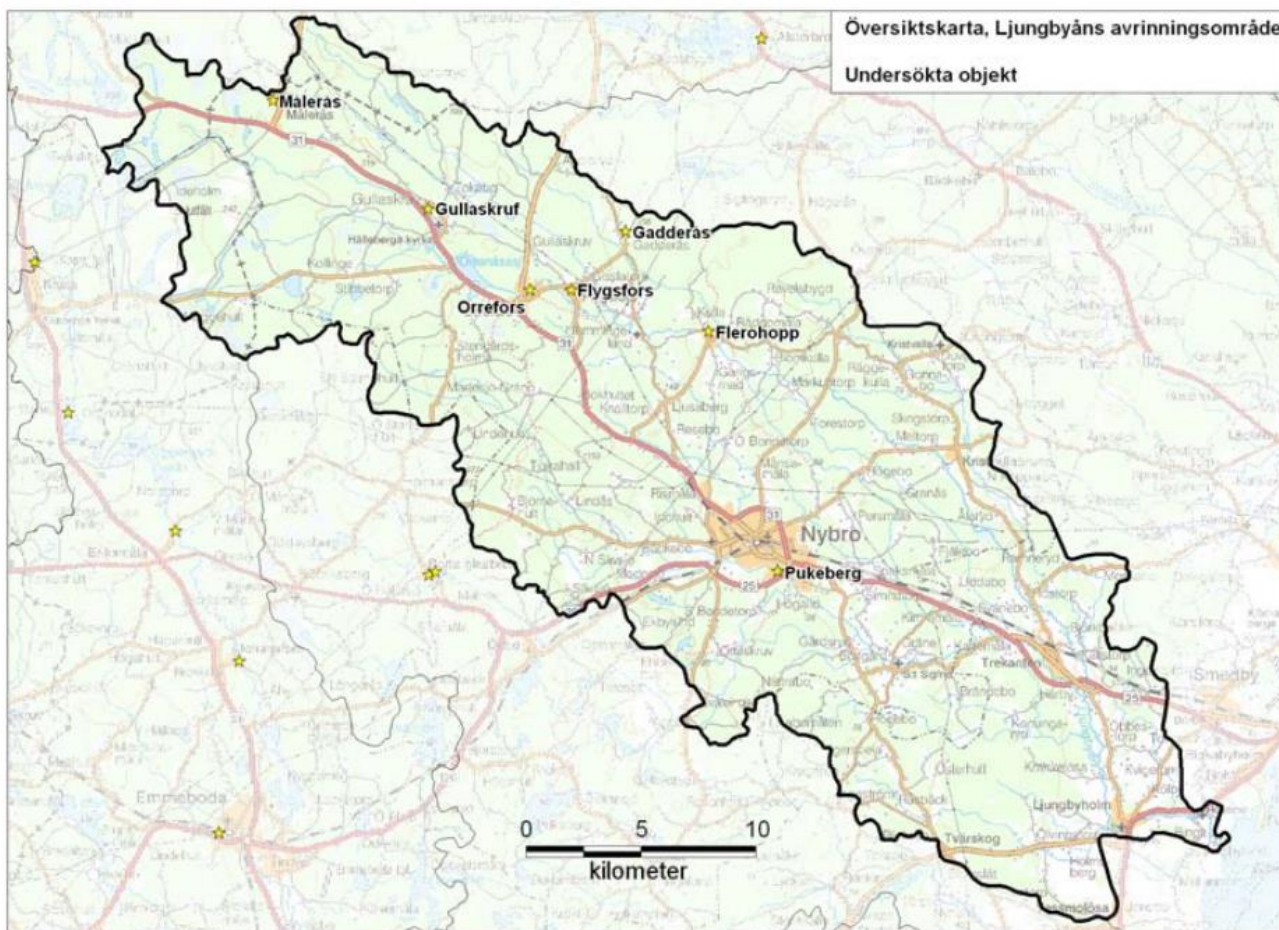


Figur 1: Översiktsskarta Flerohopp (hämtad från Eniro). Undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.

Det finns flera andra glasbruk som också har Ljungbyån som recipient, såsom Målerås, Gullaskröv, Orrefors, Flygsfors, Gadderås och Pukeberg, se Figur 2. Av dessa är det endast Pukeberg som ligger nedströms Flerohopp. Det närmsta av dessa bruk är Flygsfors, som ligger ca 6 km väster om Flerohopp.



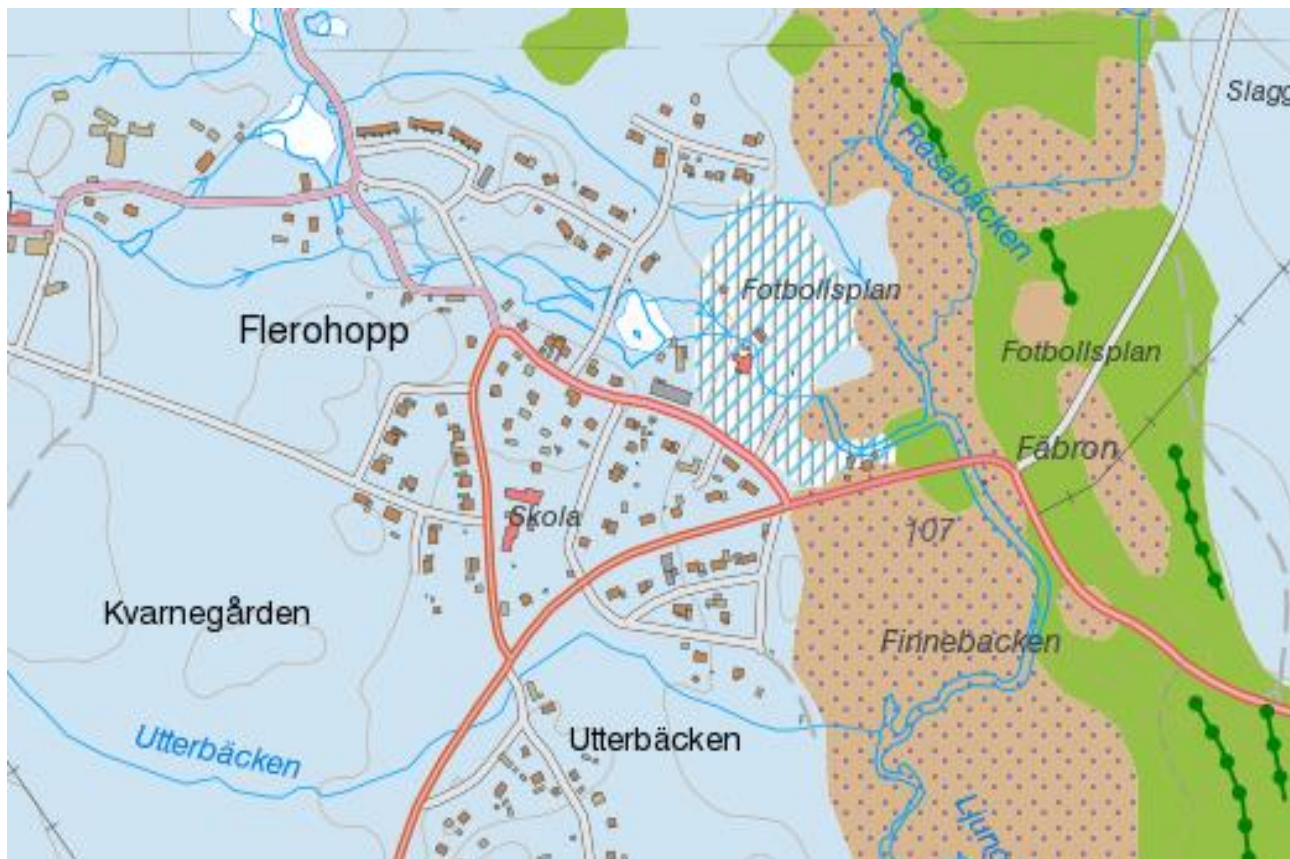
Det finns tre andra objekt i Flerohopp (uppströms det f.d. glasbruket) som riskklassats av länsstyrelsen; två i riskklass 3 ("järn, stål och manufaktur" respektive "betning av säd") och ett som inte tilldelats någon riskklass ("ytbehandling av trä"). I södra delen av Flerohopp finns dessutom en f.d. bensinstation (SPIMFAB, riskklass 3) och i östra delen finns ytterligare ett objekt utan riskklass, även detta har identifierats som ytbehandling av trä. I övrigt är närmsta uppströms belägna objekt en f.d. plantskola i Flemmingeland (riskklass 2), ca 3 km från Flerohopp.



Figur 2: Glasbruk inom Ljungbyåns avrinningsområde (Ekologgruppen, 2007)

3.1 Geologi

Enligt SGU:s jordartskarta utgörs den naturliga jordarten inom området av sandig morän (se utdrag i Figur 3). Några hundra meter österut finns kärrtorv och isälvsediment. Den naturliga jord som påträffats i samband med utförda undersökningar utgörs i huvudsak av sandig morän, ibland med inslag av silt. Jordarten i referenspunkten norr om undersökningsområdet beskrivs som stenig, sandig morän. Fyllningen inom bruksområdet utgörs generellt av stenig sand, och i utfyllningsområdet noteras främst sand, uppblandad med glas.



Figur 3: Utdrag från SGUs jordartskarta. Ljusblått = morän (sandig morän), prickigt brunt = kärrtorv, grönt = isälvssediment

Djupet till berg är inte helt klarlagt. I samband med utförda undersökningar noterades endast berg i en provpunkt (16GA_PG02), där berg påträffats ca 2 meter under markytan. I övriga provpunkter har borring/grävning avslutats efter mellan ca 1 och 6 m, utan att påträffa berg. I SGUs kartvisare för brunnar finns två brunnar ("okänd användning") inom eller i nära anslutning till det aktuella området. I den västra anges inget jorddjup, men i den östra är jorddjupet hela 19 meter. I en energibrunn, belägen öster om Kullabyvägen, anges djupet till berg som ca 5 meter. Ett utdrag från SGUs brunnarsarkiv redovisas i Figur 4 nedan.



Figur 4: Brunnar i närområdet enligt SGU:s kartvisare. De gröna markeringarna är för energibrunnar, de rosa avser brunnar med okänd användning. Den blå droppen i det övre vänstra hörnet representerar en vattenbrunn.



3.2 Grundvatten

Vattentillgång i berg är enligt SGU god, se Figur 5. De brunfärgade områdena i figuren visar på grundvattenkapacitet i jord, vilken i detta fall är liten.



Figur 5: SGUs karta över uttagsmöjligheterna i grundvatten. Den gröna färgen indikerar goda uttagsmöjligheter i berg (2000 – 6000 l/h), medan den bruna färgen, öster om undersökningsområdet, visar på liten eller ingen grundvattenkapacitet i jordlagren (< 1 l/s)

Utifrån mätningar gjorda i samband med de geofysiska undersökningarna, redovisade i Resultatrapport geofysik, är grundvattenytan belägen på ungefär samma nivå i den nordligaste punkten (16GA04, referenspunkten) som i den sydligaste (16GA07). Grundvattenytans trycknivå ökar troligen norrut från 16GA07 då marknivån höjs och det är sannolikt att grundvattenytan även stiger på motsvarande sätt söder om 16GA04, där markytan höjs kraftigt, se Figur 6. En grundvattendelare bedöms löpa norr om undersökningsområdet (ungefär längs Fru Lovisas väg) och sedan fortsätta i svagt sydvästlig riktning (strax norr om Hyttmästarevägen).

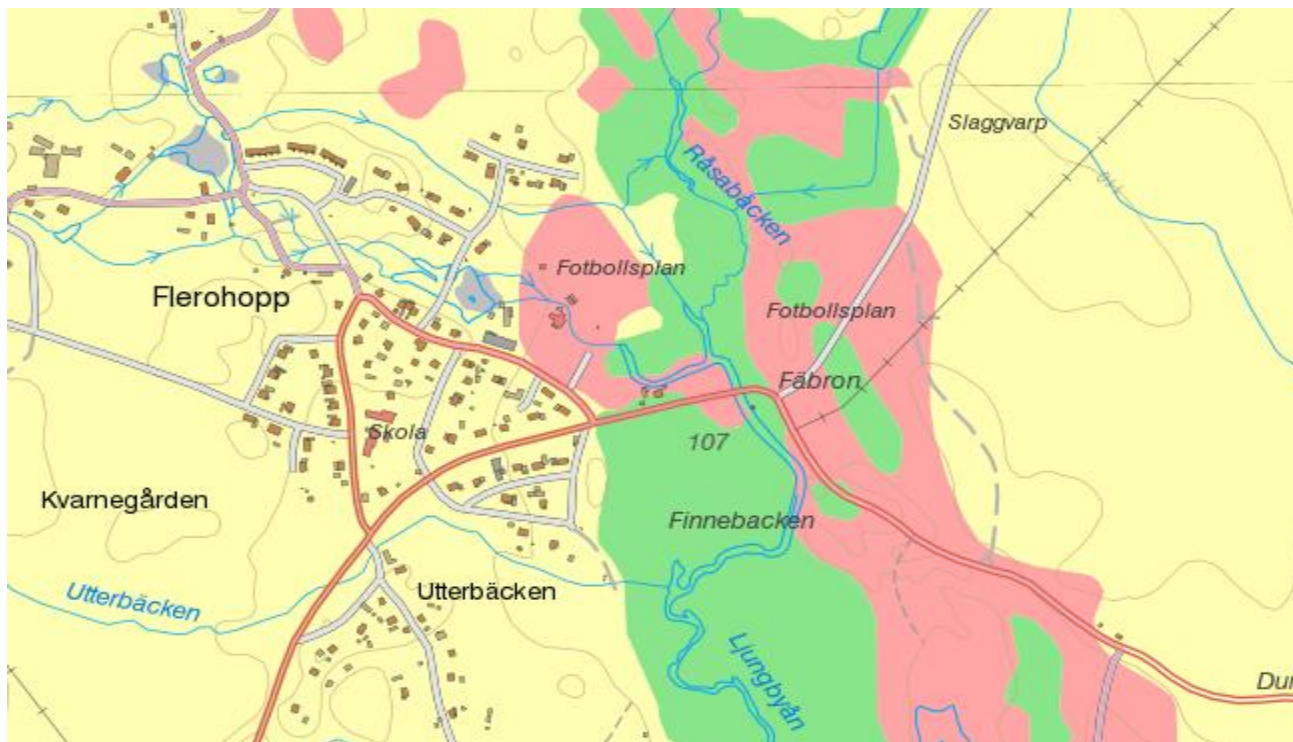
Baserat på ovanstående bedöms grundvattnets generella flödesriktning vara riktad åt sydost inom det lägre liggande området i vilket den aktuella fåran av Ljungbyån strömmar genom (dvs. riktad mot recipienten). Grundvattendelaren gör att inget grundvatten strömmar till norrifrån; det grundvatten som flödar från området mot söder har sannolikt bildats genom infiltrerande nederbörd.



Figur 6: Höjddata, provpunkter samt ungefärligt läge av grundvattendelare. 16GA04 ligger i figurens övre högra hörn.

En utvärdering av vattennivåer i grundvattnet inom området samt i Ljungbyån redovisas i Figur 6. Resultaten visar på att grundvattnet inom undersökningsområdet står i kontakt med åvattnet. Baserat på uppmätta nivåer har den hydrauliska gradienten uppskattats till ca 0,6 %.

Gällande markens genomsläpplighet (i naturlig jord) visar SGUs kartvisare (se Figur 7) att den är medelhög i området. Enligt den indelning av jordarternas genomsläpplighet som görs i Naturvårdsverkets rapport 4918 (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) indikerar sandig morän att jorden är genomsläpplig till normaltät (i storleksordningen 1E-06 till 1E-08 m/s).



Figur 7: SGUs karta över markens genomsläpplighet; grönt = låg genomsläpplighet, gul = medelhög genomsläpplighet, rosa = hög genomsläpplighet

Fyllnadsmassorna är mycket heterogena, de utgörs av sand samt exempelvis byggavfall, tegel och glas. Sand har hög genomsläpplighet (i storleksordningen $1E-03$ till $1E-05$ enligt NV4918), och uppblandningen med grova fyllnadsmaterial gör att den potentiellt är ännu högre. Det är sannolikt att markens genomsläpplighet varierar stort i de heterogena fyllnadsmassorna. 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 vattenbalans ekvation 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.

Multiplikeras denna siffra med arean för bruksområdet (ca 17 000 m²) respektive utfyllnadsområdet (1 700 m²) erhålls en uppskattning av grundvattenbildningen i respektive delområde:

$$R_{\text{bruksområde}} = 3\,400 \text{ m}^3/\text{år}$$

$$R_{\text{utfyllnadsområde}} = 340 \text{ m}^3/\text{år}$$

Se Resultatrapport geofysik för vidare beskrivning av hur areorna för respektive delområde tagits fram.



3.3 Recipient

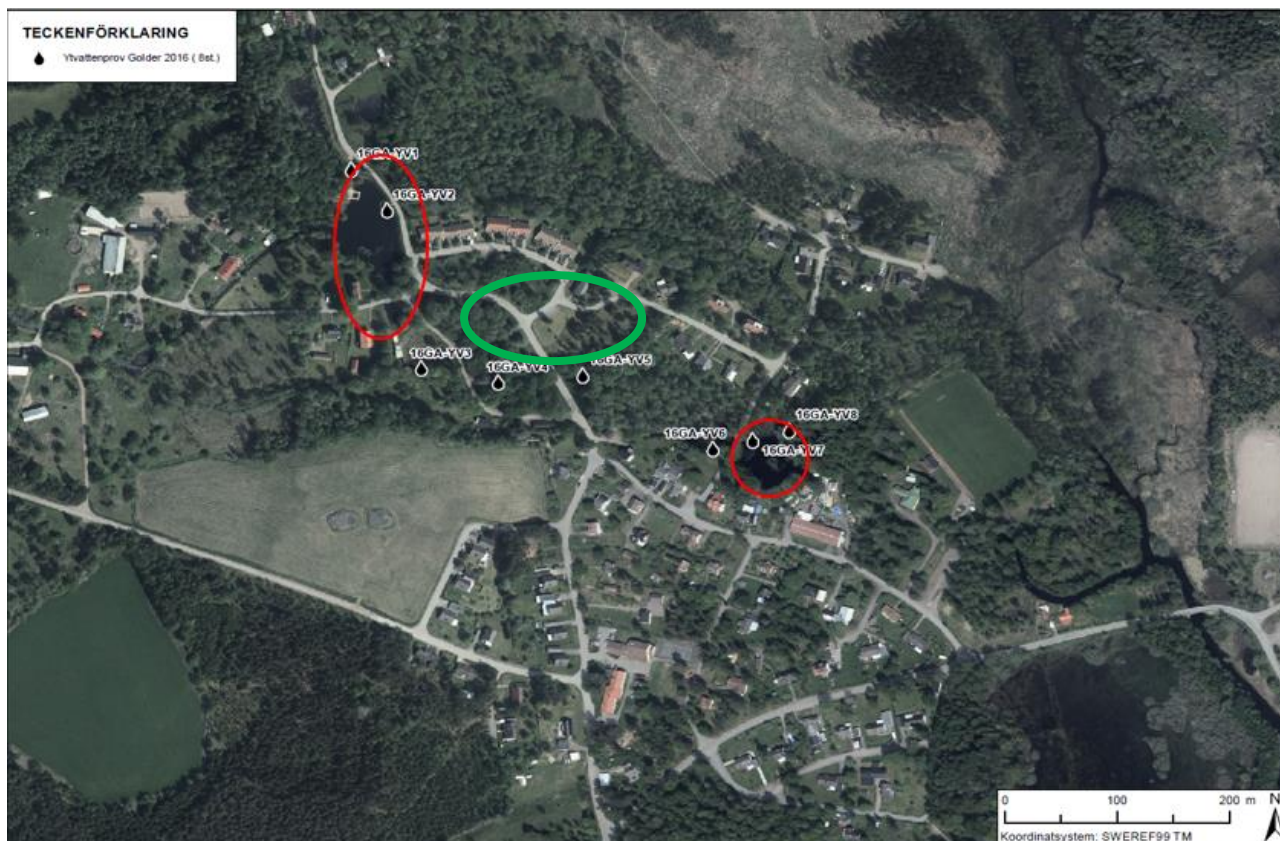
Flerohopp ligger invid Ljungbyåns huvudfåra, mitt i avrinningsområdet. I Flerohopp delar ån upp sig i olika fåror som går ihop igen efter samhället. Huvudfåran går norr om undersökningsområdet. De sydligaste delarna av området går ända ner till den gren av Ljungbyån som löper söder om undersökningsområdet (nedströms i grundvattnets övergripande flödesriktning). Undersökningsområdet ligger inom delavrinningsområdet "Mynnar i Ljungbyån" som är ca 2,55 km² stort, enligt SMHI.

Medelflödet i huvudfåran, som går norr om undersökningsområdet, är enligt SMHI 1,6 m³/s (flödesstatistik 1981-2010). Motsvarande siffra för fåran söder om området ("Ljungbyån Gren Av i Figur 8 nedan) är 0,01 m³/s.



Figur 8: Översiktskarta över delavrinningsområde "Mynnar i Ljungbyån" (SMHI Vattenweb).

Ljungbyån är reglerad, och närmsta uppströms belägna dammanläggning finns strax nordväst om undersökningsområdet, och närmsta damm nedströms ligger ca 500 m sydost. Regleringarna redovisas i Figur 9 nedan, där även provpunkterna för ytvattenprovtagning är markerade.



Figur 9: Lokaliseringar för regleringar i Ljungbyån (röda cirklar). Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en grön cirkel. Ytvattenprovtagningar är markerade med svarta droppar.

3.4 Skyddsvärden

Enligt den kommunala översiktsplanen besitter Flerohopp höga natur- och kulturhistoriska värden, med en stor potential för kulturturism och rekreation. Ljungbyån är utpekad som en regionalt viktig dricksvattenresurs (Västrakullabäcken till Barkabäcken, se Figur 10 nedan). Detta gäller huvudfåran som går ca 100 meter norr om det aktuella området, och inte de vattendrag som rinner i söder, men ån går ihop strax nedströms Flerohopp, vilket innebär att eventuell förorenings-spridning från undersökningsområdet hamnar i den skyddsvärda ån en bit nedströms.

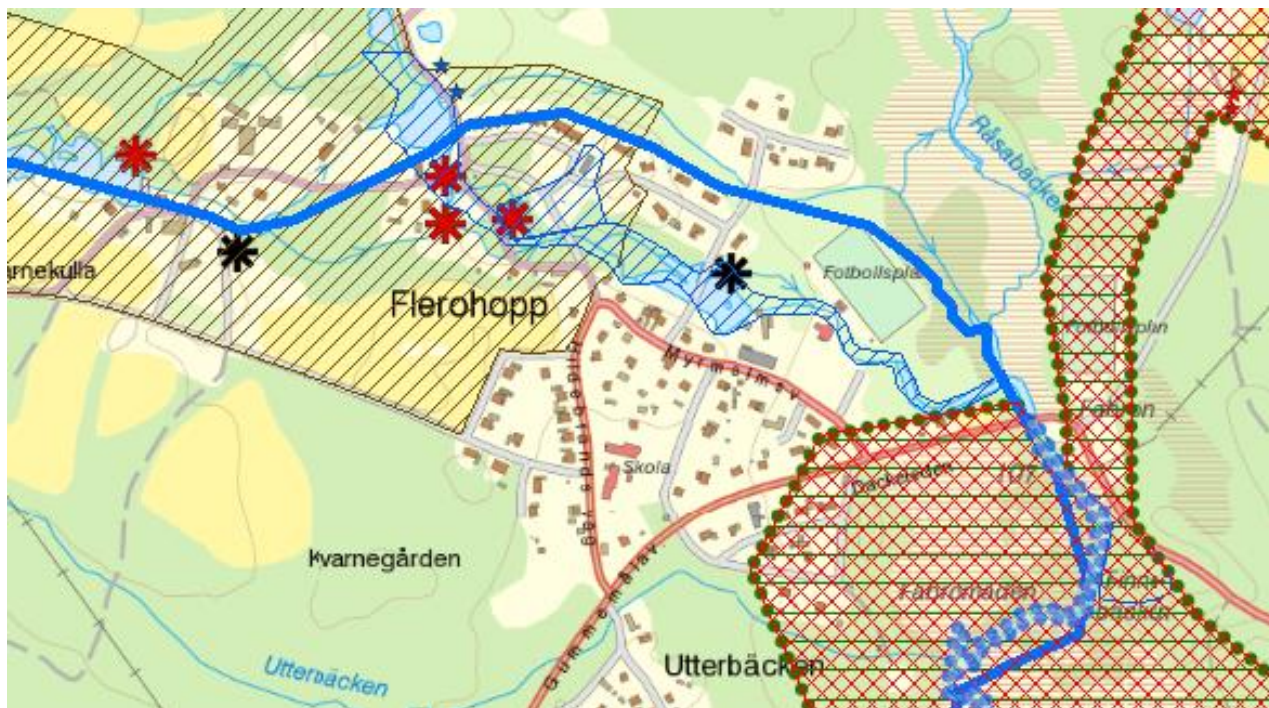
Den aktuella sträckan av Ljungbyån (Västrakullabäcken till Barkabäcken) bedöms av VISS (VattenInformationsSystem Sverige) ha otillfredsställande ekologisk status. Avgörande för klassningen är otillfredsställande status med avseende på fisk (för övriga biologiska och fysikalisk-kemiska parametrar saknas underlag för bedömning). Bedömning av konnektivitet (möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter, sediment och organiskt material i uppströms och nedströms riktning samt från vattendraget till omgivande landområden) visar på dålig status, vilket stödjer bedömningen av ekologisk status. Utifrån klassningarna bedöms vattenförekomsten ha problem med vandringshinder. Den kemiska statusen anges som ej god, bl.a. baserat på förhöjda halter av bly i vatten och sediment nedströms Flygfors och Flerohopp. Förekomsten av bly innebär att den kemiska statusen inte uppnår god även om överallt överskridande ämnen (polybromerade difenyletrar och kvicksilver) inte beaktas.



Figur 10: VISS, Ljungbyån: Västrakullabäcken – Barkabäcken. Ungefärligt läge för undersökningsområdet är markerat med en röd cirkel.

Närmsta av VISS utpekade grundvattenförekomst ligger väster om Orrefors (Orranäsaformationen), dvs 10 km från Flerohopp. Vidare finns en grundvattenförekomst syd/sydväst om Nybro samhälle (Nybroåsen vid Gårdby).

Vidare är Ljungbyån identifierad som Natura 2000 (Habitatdirektivet) ca 600 meter öster om området (nedströms). För ungefär samma område finns även en naturvårdsplan. I direkt anslutning till området har skyddsvärden pekats ut av fornminnesregistret samt Nybro kommuns kulturprogram. Dessa skyddsvärden är markerade i Figur 11 nedan som utgör ett utdrag från Länsstyrelsens webb-GIS.



Figur 11: Skyddsvärden enligt Lst WebbGIS.

3.5 Planförhållanden

Innan föroreningsituationen inom området var känd fanns planer på att utveckla det aktuella området till ett bostadsområde, vilket inte längre är aktuellt. Enligt gällande detaljplan utgörs glasbruksområdet av fornlämningsområde, tillika anlagd park. Även utfyllnadsområdet (syd/sydost om det f.d. glasbruksområdet) är identifierat i detaljplanen.



4.0 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Föreliggande avsnitt utgör en övergripande redovisning av resultaten från de undersökningar som utförts under 2016 och 2017. Dessa redovisas i sin helhet i Fältrapporten.

4.1 Analyser

Uttagna prover har främst analyserats med avseende på metaller. Därtill har ett mindre antal jordprover samt grundvatten från ett provtagningsstillfälle analyserats för organiska ämnen. För yt- och grundvatten har analys även gjorts med avseende på löst organiskt kol samt 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 metallhalterna i lägen där även geokemiska aspekter varit önskvärda att bedöma, såsom i utfyllnadsmassor och i sediment, har avgjorts genom totaluppslutning med efterföljande 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.

För analyser av jord och vatten har Golder anlitat det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB. Analysomfattningen och tillämpade analyspaket redovisas för samtliga provtagna media i Tabell 1.

Tabell 1: Kemiska analyser

Medium	Analys	Antal	Kommentar
Jord	M-KM1 + Hg +B	30	Analys av metaller/ grundämnen i bruksmark samt i ytliga lägen inom utfyllnadsområdet.
	MG-2 + Sb+B	22	Analys av metaller/ grundämnen och oxider inom utfyllnadsområdet
	OJ-21a	5	Analys av PAH och oljekolväten i utfyllnadsområde och bruksmark.
Grundvatten	V-2+Sb+B	4x7	Analys av metaller/grundämnen vid 4 tillfällen (filtrerade prover).
	Fluorid, klorid, Nitrit, bromid, sulfat.	4x7	Analys av lösta joner vid 4 tillfällen.
	OV12a	7	GC-MS screening av semivolatila föreningar.
Ytvatten	V-3b+Sb+B	5x8	Analys av grundämnen/ metaller vid fem tillfällen (filtrerade prover).
	V-3b+Sb+B	8	Analys av grundämnen/ metaller vid ett tillfälle (ofiltrerade prover).
	DOC	8	Analys av löst organiskt kol vid ett tillfälle.
	PSM-1	7	Analys av metaller (katjoner) med passiv provtagning (DGT).
	PSM-3	7	Analys av anjoner med passiv provtagning (DGT).
Sediment	MG-1 +Sb+B	11	Analys av metaller/grundämnen och oxider.



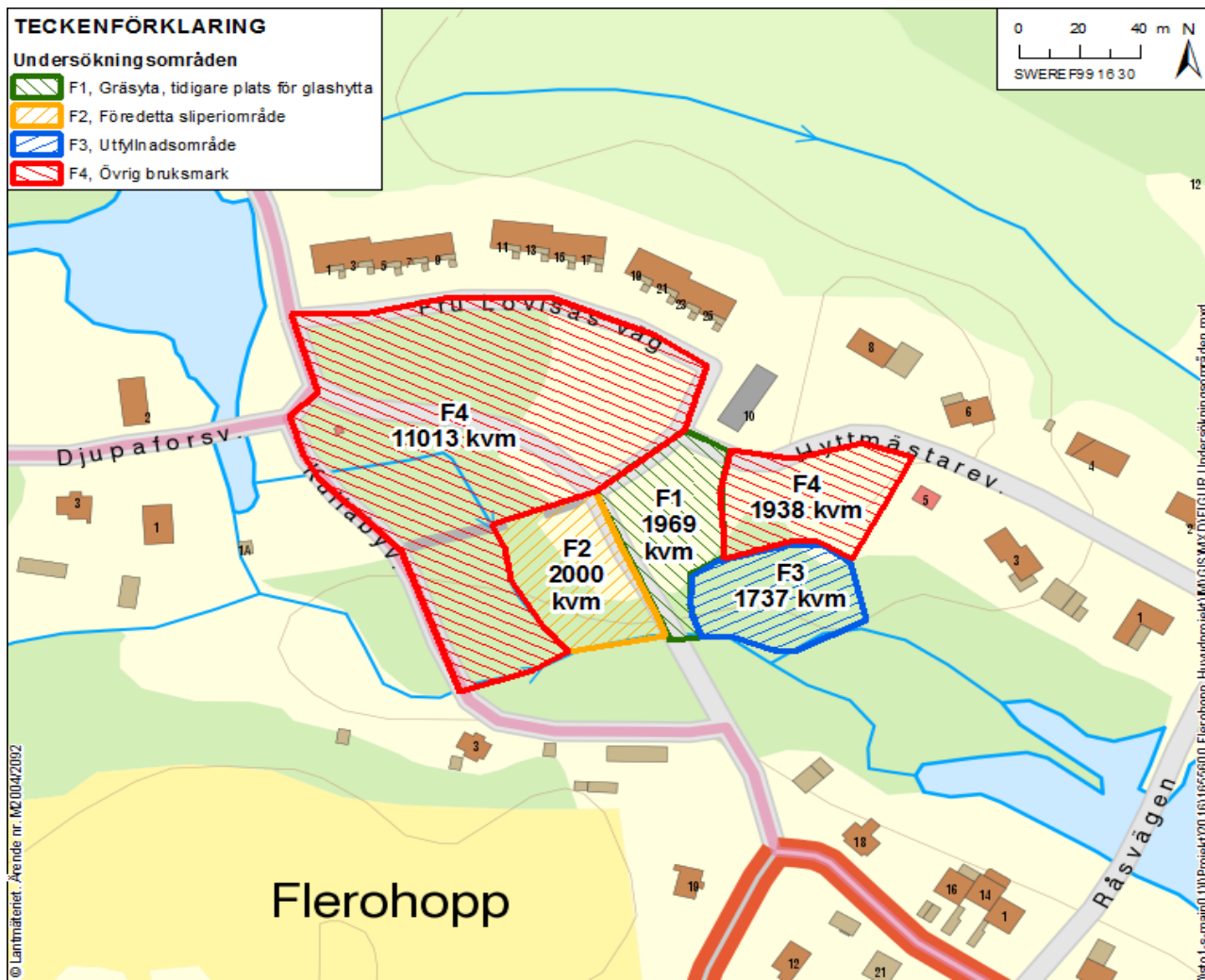
Utöver de analyser som anges ovan har ALS Scandinavia AB och ALS Minerlas anlåtats för utförande av sekventiella lakförsök, fuktkammarförsök samt blyisotopanalyser på material från området. Omfattningen av dessa försök framgår av Tabell 2.

Tabell 2: Övriga analyser

Analys/Försök	Antal	Omfattning
Skakförsök enligt L/S 2 och L/S 10	6	Material från utfyllnadsområdet (3 st) Glas (3st)
Sekventiella lakförsök (Fem steg)	4	Siktat utfyllnadsmaterial (1st) Glas (1st) Material från sliperiområde (1 st) Material från övrig bruksmark (1 st)
Fuktkammarförsök	2	Siktat utfyllnadsmaterial (1st) Glas (1st)
Blyisotopstudier	7	Sediment (4 st) Siktat utfyllnadsmaterial (1st) Glas (1st) Referensprov på morän (1st)

4.2 Jord

Med avseende på provtagning i jord delades undersökningsområdet in i två huvudsakliga delområden; bruksområdet och utfyllnadsområdet. Till bruksområdet räknas de ytor där glashyttan och sliperiet tidigare stod samt de områden som återfinns norr om samt väster om dessa. Utfyllnadsområdet utgör den östra delen av undersökningsområdet och är till stor del utfyllt med glasrester/glaskross samt byggavfall. De olika delområdena redovisas i Figur 12 nedan. Den totala ytan för bruksområdet är ca 17 000 m².

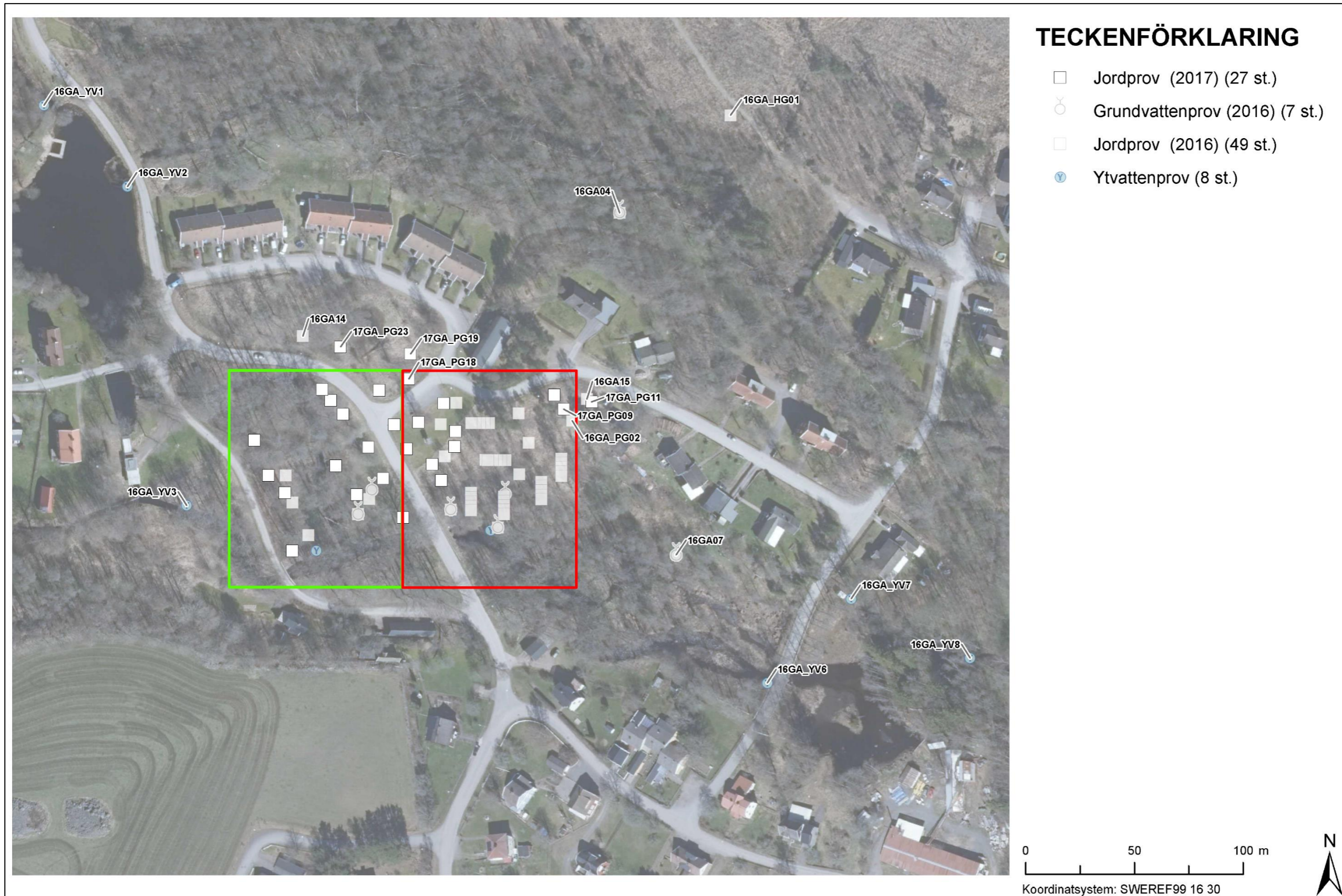


Figur 12: Undersökningsområdets uppdelning i bruksmark (F1, F2 och F4) respektive utfyllnadsområde (F3).

Provtagning av jord utfördes primärt under två veckor runt månadsskiftet november-december, 2016. Prover uttogs från bruksmarken och utfyllnadsområdet, samt ett prov från orörd jord (morän) norr om bruksområdet (referensprov). Provtagningen inom utfyllnadsområdet utfördes främst genom att gräva provgropar/schakter medan bruksmarken till största del provtogs medelst skrubborring (för att minimera markskador). Referensprovet uttogs genom handgrävning. Samtliga provpunkter redovisas i situationsplanen nedan (Figur 13).

Under oktober 2017 genomfördes ytterligare jordprovtagning i Flerohopp då yttlig bruksmark provtogs i kompletterande provgropar, i syfte att avgränsa främst den yttliga föroreningsutbredningen. Dessa prover skickades inte till laboratorium för analys, utan analyserades endast med XRF.

Samtliga analysresultat, och resultaten från XRF-mätningen, redovisas i Fältrapporten.



Figur 13: Situationsplan som visar placeringen av samtliga provpunkter inom undersökningsområdet. Resultaten redovisas i sin helhet i Fältrapporten.



Statistik över föroreningsituationen med avseende på metaller inom bruksområdet och utfyllnadsområdet redovisas i Tabell 3 respektive Tabell 4 nedan. Halterna jämförs med NV:s generella riktvärden för känslig respektive mindre känslig markanvändning samt med Avfall Sveriges bedömningsgrunder för farligt avfall (FA). Samtliga analyserade ämnen har inte tagits med i tabellen, utan endast tungmetaller samt ämnen som kan förväntas förekomma i anslutning till glasbruksverksamhet. För kompletta resultat hänvisas till fältrapporten.

Vid beräkning av statistik har halter under laboratoriets rapporteringsgräns generellt ansatts som halva rapporteringsgränsen. Vid beräkning av den övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCLM) i US EPAs program ProUCL hanteras halter under rapporteringsgränsen av programvaran. Statistiken och vilka mått som används i riskbedömningen beskrivs i mer detalj i avsnitt 12.0.

Tabell 3: Föroreningsituationen i bruksområdet (mg/kg TS)

PARAMETER	ANTAL PROV	MIN	MEDIAN	MEDEL	UCLM95	MAX	NV-KM	NV-MKM	5*NV-MKM	FA
As	18	1,4	16,6	21,5	33	78	10	25	125	1000
B	18	2,7	1,0	2,2	4	14,4				
Ba	18	16	67,0	652,0	5221	8840	200	300	1500	10000
Cd	18	0,1	0,3	1,5	5,2	17	0,8	12	60	100/1000
Co	18	1,3	2,7	3,4	6	11	15	35	175	100/2500
Cr	18	3	6,5	7,7	9,2	19	80	150	750	10000
Cu	18	2,4	10,2	23,0	50	95	80	200	1000	2500
Hg	18	0,05	0,02	0,08	0,2	0,4	0,25	2,5	12,5	1000
Mo	18	0,2	0,4	0,7	1,1	2,3	40	100	500	10000
Ni	18	1,8	3,5	4,4	5,2	13	40	120	600	100/1000
Pb	18	7,2	61	117	192	664	50	400	2000	2500
Zn	18	18	131	225	360	849	250	500	2500	2500
Sb	18	0,1	7,3	18	35	96	12	30	150	10000

Av tabellen ovan framgår att arsenik, barium, kadmium, koppar, kvicksilver, bly, zink och antimon uppmätts i halter över respektive riktvärde (NV-KM). Det är främst barium som föreligger i kraftigt förhöjd halt, och med avseende på detta ämne är det värt att notera att halt över NV-KM endast uppmätts i fyra provpunkter. Den uppmätta maxhalten (i 16GA_PG05, i den sydvästra delen av undersökningsområdet) är dock kraftigt förhöjd, vilket medför stor påverkan på övriga statistiska mått.

Utöver de metallanalyser som redovisas i tabellen tidigare har organiska ämnen (alifater, aromater, BTEX, PAH) analyserats i två provpunkter. I en av punkterna uppmättes spår av tunga aromater, samt PAH-M och PAH-H i halt över NV-MKM.

Tabell 4: Föroreningsituationen i utfyllnadsområdet (mg/kg TS)

PARAMETER	ANTAL PROV	MIN	MEDIAN	MEDEL	UCLM95	MAX	NV-KM	NV-MKM	5*NV-MKM	FA
As	28	22	879	1107	1386	3020	10	25	125	1000
B	28	2	179	438	685	2730				
Ba	28	30	929	1382	1998	4800	200	300	1500	10000
Cd	28	0,1	1,3	3,4	6	37	0,8	12	60	100/1000
Co	28	1,7	5,5	7,3	10	31	15	35	175	100/2500
Cr	28	3,3	29	29	34	60	80	150	750	10000
Cu	28	5,1	32	44	56	172	80	200	1000	2500
Hg	28	0,03	0,02	0,05	0,06	0,2	0,25	2,5	12,5	1000



PARAMETER	ANTAL PROV	MIN	MEDIAN	MEDEL	UCLM95	MAX	NV-KM	NV-MKM	5*NV-MKM	FA
Mo	28	0,2	0,7	1	2,2	7,9	40	100	500	10000
Ni	28	3	13	20	27	127	40	120	600	100/1000
Pb	28	73	772	8160	20538	63500	50	400	2000	2500
Zn	28	67	281	271	315	584	250	500	2500	2500
Sb	28	12	701	1065	1667	3180	12	30	150	10000

Av Tabell 4 framgår att arsenik, barium, kadmium, kobolt, koppar, nickel, bly, zink och antimon uppmätts i förhöjda halter i utfyllnadsområdet. Även halten bor, ett ämne för vilket NV inte tagit fram något generellt riktvärde, bedöms vara hög, exempelvis i förhållande till de halter som uppmätts inom bruksområdet. Halterna av framför allt bly, men även arsenik, barium och antimon är kraftigt förhöjda.

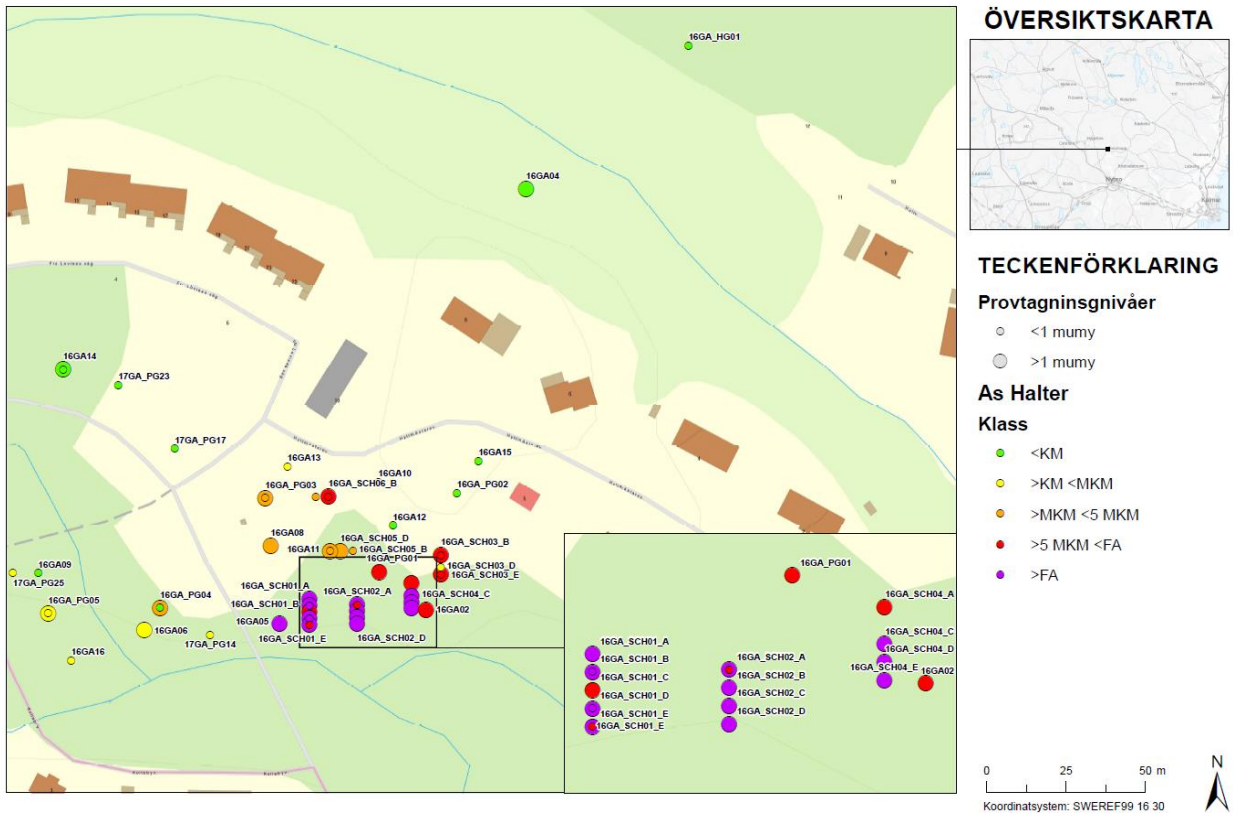
Organiska ämnen har analyserat i tre provpunkter. I en av dessa påvisades tunga aromater över NV-MKM. Spår av PAH-M och PAH-H påvisades i samma punkt (halter under NV-KM), medan halterna av övriga organiska ämnen var lägre än laboratoriets rapporteringsgräns.

4.2.1 Föroreningsutbredning

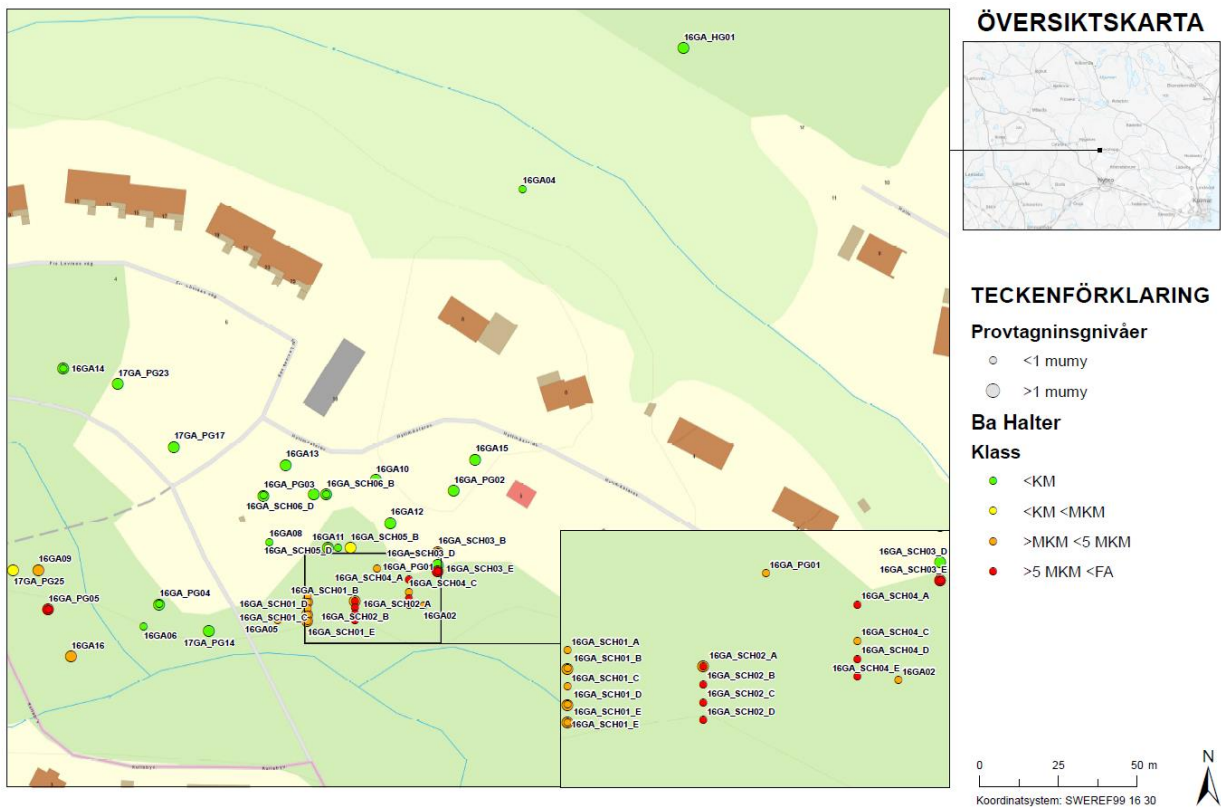
En övergripande bild av föroreningsutbredningen inom undersökningsområdet redovisas nedan. Haltkartor har tagits fram för de ämnen som är mest förhöjda i förhållande till respektive jämförvärde, vilket i föreliggande fall är arsenik, barium, bly och antimon. I figurerna (Figur 14, Figur 15, Figur 16 och Figur 17) nedan görs en uppdelning i resultat i yttlig 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. Utfyllnadsområdet motsvaras ungefär av den infällda delen i figurerna.

Med avseende på föroreningsutbredning i djupled kan för bruksområdet generellt konstateras att de uppmätta halterna är i ungefär samma storleksordning i yttlig (tolv analyser) och djup jord (fem analyser). Av de analyser som uttagits i djup jord, är endast ett prov hämtat från naturlig jord. Detta prov (16GA14) uppvisade inga halter över NV-KM. I ytligare lager har fyra analyser utförts på naturlig jord, med undantag för arsenik över NV-KM i en punkt uppmättes inga förhöjda halter.

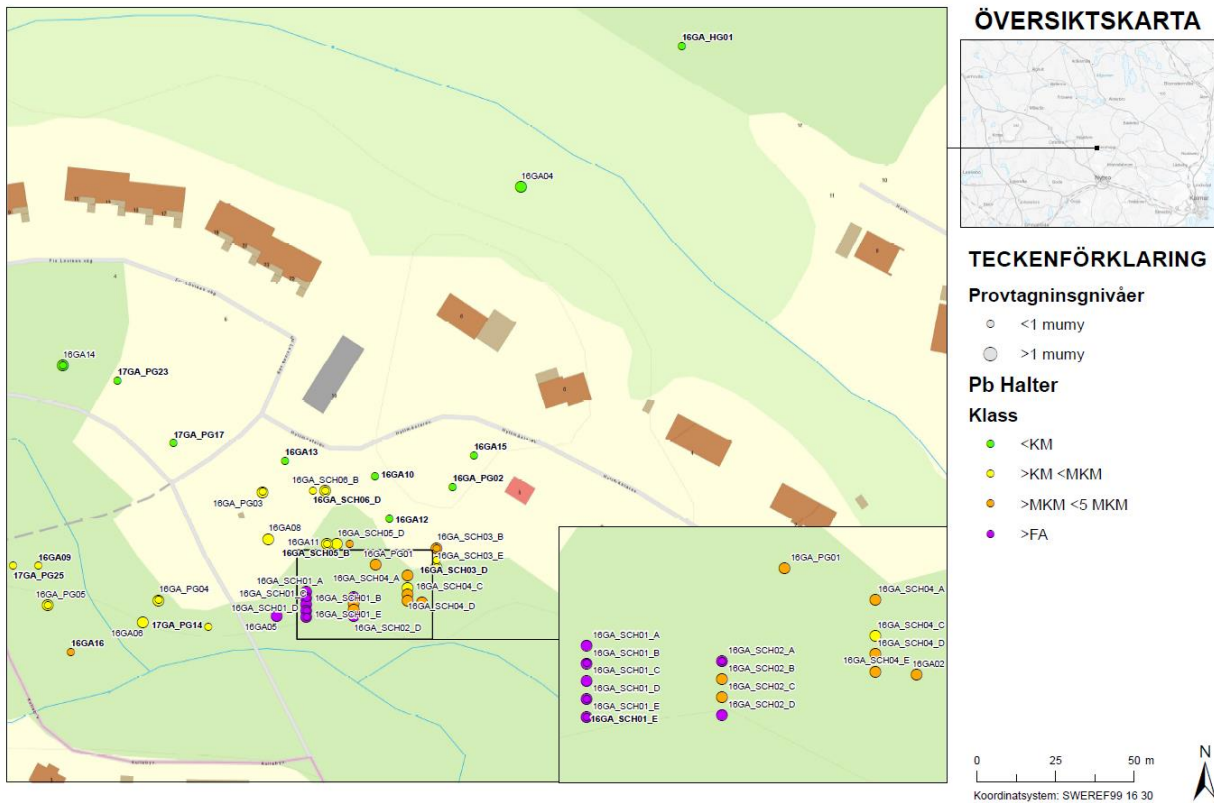
I utfyllnadsområdet har tio analyser utförts på yttlig jord, samtliga uttagna ur grävda schakter. På prover uttagna ur djup jord har 18 analyser utförts, varav 13 från utförda grävschakter och resterande från provgroppsgrävning och skruvborring. Inte heller inom utfyllnadsområdet syns några signifikanta haltskillnader mellan olika jordlager. Endast två av alla analyser är tagna på naturlig jord, i provpunkterna 16GA02 och 16GA05. I båda dessa prover uppmättes förhöjda halter (med enstaka undantag över NV-MKM) av ämnena arsenik, barium, bly och antimon. Dock var samtliga halter lägre än de som uppmätts längre upp i respektive provpunkt, där det provtagna materialet utgjordes av fyllnadsmassor.



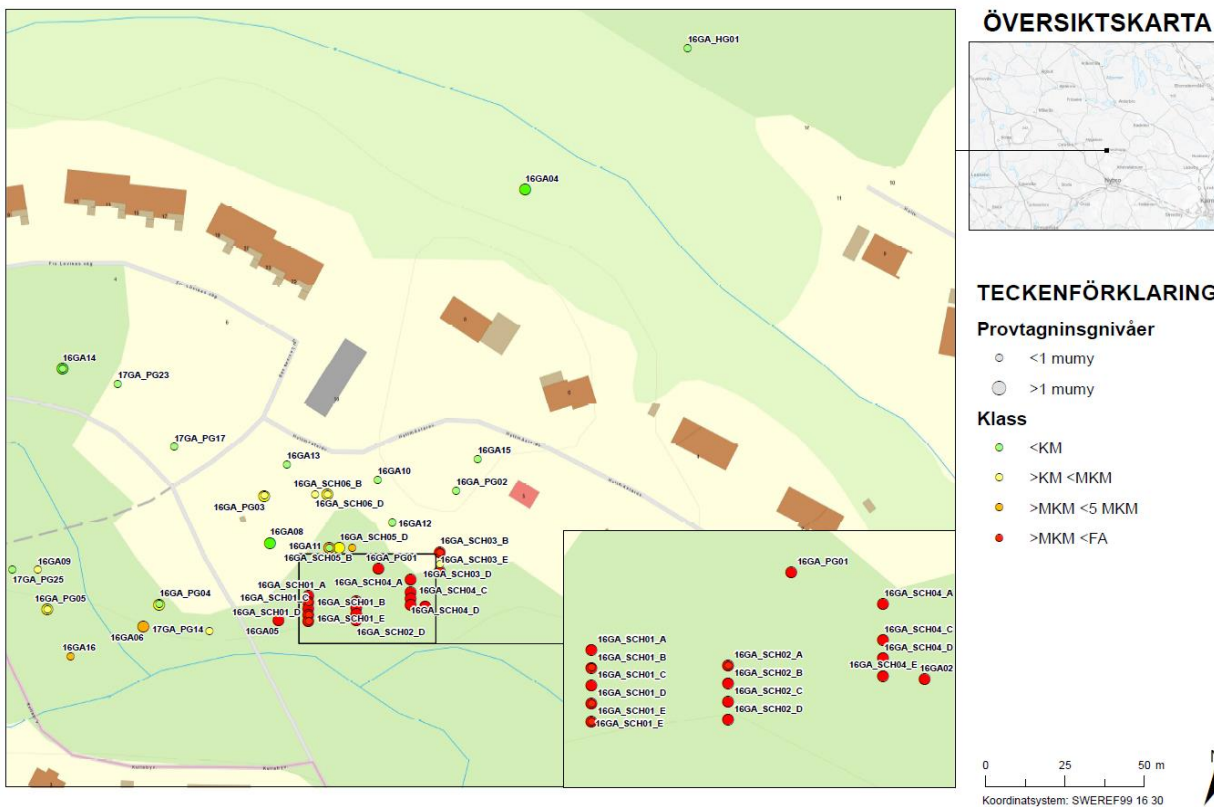
Figur 14: Föreningensutbredning - arsenik



Figur 15: Föreningensutbredning - barium



Figur 16: Föreningensutbredning - bly



Figur 17: Föreningensutbredning – antimon



4.3 Grundvatten

Provtagning i grundvatten har skett vid fyra tillfällen under 2017 (januari, maj, oktober och december); i tre provpunkter i bruksområdet, tre i anslutning till utfyllnadsområdet samt i ett uppströms beläget referensprov. 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. Av denna framgår att vissa andra ämnen, såsom järn, mangan och aluminium uppmätts i halter som är höga i jämförelse med SGUs bedömningsgrunder. Det är dock inte ovanligt att halterna av dessa ämnen är höga i miljön på grund av de naturliga förutsättningarna, och höga halter påvisas även i referenspunkten.

De uppmätta halterna har i första hand klassats enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten, se Tabell 5. Där kan vattnet delas in i fem olika klasser, utifrån uppmätta halter. Gränsen mellan de två högsta klasserna (4 och 5) motsvarar generellt Svenska Livsmedelsverkets dricksvattenkriterium för respektive ämne, och i jämförelsen nedan bedöms en halt vara förhöjd om denna gräns överskrids. 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 5: 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	5-10	10-100	100-1000	≥1000	SGU
Sb					20	WHO
B					2400	WHO
F	<400	400-800	800-1500	1500-4000	≥4000	SGU



I Tabell 6 nedan redovisas uppmätt maxhalt i de provtagna grundvattenrören, oberoende av provtagningsstillfälle. De uppmätta halterna är färgade enligt den klassindelning som anges i Tabell 5.

Tabell 6: Jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvatten och SGUs bedömningsgrunder eller dricksvattenkvalitetskriterier ($\mu\text{g/l}$)

	16GA02	16GA05	08Gv1	16GA06	16GA07	08Gv10	16GA04
	Utfyllnad			Bruksområde			Referens
As	3 270	58	9,2	44	0,3	4,3	0,9
Ba	104	230	46	126	19,5	35	33
Cd	0,1	0,09	0,02	0,06	0,02	0,02	0,08
Co	2,6	2,6	0,08	4,4	0,3	3,7	1,1
Cr	5,7	4,9	0,2	0,3	8	0,6	0,4
Cu	17	11	1,7	0,6	2,8	1,1	2
Hg	0,007	0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Mo	29	7,1	5,5	41	0,4	2,2	0,3
Ni	4,3	2,6	0,6	2,7	0,8	7,4	1,1
Pb	11	34	1,6	0,3	0,7	10	0,4
Zn	8,6	8	2	4	3,3	11	6,2
Sb	665	120	6,9	38	0,9	2,3	1,2
B	9 580	1 180	146	80	43	21	20
F	2 050	1 620	1 350	9 280	336	875	1 080

Av tabellen framgår att i utfyllnadsområdet har arsenik, bly, antimon och bor uppmätts i förhöjda halter. De högsta halterna av merparten av de analyserade metallerna (barium och bly utgör undantag) har uppmätts i 16GA02. För arsenik, antimon och bor uppmättes betydligt högre halter vid mätningarna i november och december än vid de som utfördes i januari och maj. I 16GA02 där de högsta halterna uppmätts var halterna överlägset högst vid den senare mätomgången. I denna provpunkt har dessutom höga halter av magnesium, natrium och kalium (i förhållande till jämförvärden, övriga provpunkter samt referensrör) uppmätts.

En anledning till de höga halterna i 16GA02 kan vara att de förorenade fyllnadsmassorna har en relativt stor mäktighet i denna punkt och att dessa dessutom befinner sig i kontakt med eller mycket nära grundvattenytan. Sannolikt är även att den haltökning i grundvattnet som har observerats mot slutet av 2017 i punkten kan förklaras av att en ökad kontakt mellan fyllnadsmassorna och grundvattenmagasinet till följd av en stigande grundvattennivå. Såväl diverdata som pejlrresultat från punkten visar att grundvattennivån befanns c:a 0,5m högre under den senare delen av 2017 jämfört med inledningen av detta år. Att samma haltökning inte har kunnat observeras i 16GA05 där grundvattnet även kan befaras stå i kontakt med fyllning under stora delar av året kan dels bero på att inblandningen glasavfall i denna punkt bedöms vara lägre jämfört med i 16GA02. Vidare pekar analysresultaten på att massornas metallinnehåll är lägre här.

För bly och övriga metaller framträder inte samma mönster, där är halterna jämnhöga över året. Med avseende på bly är det värt att notera att halterna inte är kraftigt förhöjda, vilket är anmärkningsvärt beaktat de mycket höga halterna i jord inom utfyllnadsområdet.

Inom bruksområdet är halterna generellt klart lägre, men förhöjda halter av arsenik och barium har uppmätts. Haltskillnaderna mellan de olika mätomgångarna var mindre än inom utfyllnadsområdet; den högsta arsenikhalten uppmättes till exempel vid januarimätningen. Barium uppmättes i kraftigt förhöjda halter i jord inom bruksområdet, men halterna i grundvatten är inte förhöjda och de varierar inte mellan mätomgångarna.



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 4.4), se Tabell 7. De ämnen som överstiger dessa jämförvärden kommer att inkluderas i riskbedömningen.

Tabell 7: Jämförelse mellan uppmätta maxhalter i grundvatten och ytvattenkvalitetskriterier (µg/l)

	16GA02	16GA05	08Gv1	16GA06	16GA07	08Gv10	16GA04	JV
	Utfyllnad			Bruksområde			Referens	
As	3 270	58	9,2	44	0,3	4,3	0,9	0,5
Ba	104	230	46	126	19,5	35	33	4*
Cd	0,1	0,09	0,02	0,06	0,02	0,02	0,08	0,08
Co	2,6	2,6	0,08	4,4	0,3	3,7	1,1	
Cr	5,7	4,9	0,2	0,3	8	0,6	0,4	3,4
Cu	17	11	1,7	0,6	2,8	1,1	2	0,5
Hg	0,007	0,006	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,07
Mo	29	7,1	5,5	41	0,4	2,2	0,3	
Ni	4,3	2,6	0,6	2,7	0,8	7,4	1,1	4
Pb	11	34	1,6	0,3	0,7	10	0,4	1,2
Zn	8,6	8	2	4	3,3	11	6,2	5,5
Sb	665	120	6,9	38	0,9	2,3	1,2	
B	9 580	1 180	146	80	43	21	20	1500**
F	2 050	1 620	1 350	9 280	336	875	1 080	120**

* <https://rais.ornl.gov/documents/tm96r2.pdf> **Kanadensiska CCME (<http://st-ts.ccm.ca/en/index.html>)

Av tabellen framgår att halterna av fler ämnen är förhöjda om jämförelsen görs med jämförvärden som avser grundvatten, och att även halten i referensröret överstiger jämförvärdet med avseende på flera metaller.



4.4 Ljungbyån

4.4.1 Ytvatten

Stickprovstagning av ytvatten i Ljungbyån har utförts vid fem tillfällen under 2017; i januari, maj, september, oktober och november. Åtta prover uttogs vid varje provomgång, med undantag för den i januari, då Ljungbyån var bottenfrusen i de två provpunkterna som är belägna längst uppströms. Fyra av provpunkterna ligger uppströms utfyllnadsområdet, en utanför och övriga tre nedströms.

De uttagna proverna har inte filtrerats (förutom ett dubbelprov som filtrerats, se Tabell 9) innan analys och de uppmätta halterna har därför i första hand jämförts med Kanadensiska vattenkvalitetskriterier, *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, som 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 (CaCO₃). Då denna inte är känd har det mest konservativa värdet använts.

I Tabell 8 nedan redovisas den uppmätta maxhalten i respektive provpunkt, oberoende av provtagningstillfälle. Se Fältrapporten för samtliga resultat.

Tabell 8: Stickprovstagning ytvatten; uppmätt maxhalt, oavsett provtagningstillfälle samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)

	16GA_yv1	16GA_yv2	16GA_yv3	16GA_yv4	16GA_yv5	16GA_yv6	16GA_yv7	16GA_yv8	JV
	Upströms				Intill	Nedströms			
As	0,3	0,7	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,7	5
B	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	1500
Ba	16	18	18	18	18	19	18	20	
Cd	0,005	0,06	0,008	0,008	0,01	0,01	0,007	0,007	0,09
Co	0,1	0,3	0,1	0,3	0,2	0,3	0,09	0,2	
Cr	0,09	0,08	0,1	0,09	0,1	6,3	0,08	6,6	8,9
Cu	1,3	1,7	1,5	1,3	1,5	1,2	1,2	0,4	2*
Hg	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0,026
Mo	0,05	<0.5	<0.5	<0.5	0,06	<0.5	<0.5	<0.5	73
Ni	0,8	1	1,3	1,2	0,2	0,8	0,7	0,7	25*
Pb	1,8	2,8	2,5	2,6	2,6	2,5	2,3	2,6	1*
Sb	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	
V	0,6	0,6	0,5	0,7	0,6	0,6	0,6	0,7	
Zn	5,7	20	7,4	8,3	9,2	7,6	7	7,3	30

*Beroende av vattnets hårdhet

Av tabellen framgår att endast halten bly är förhöjd i förhållande till de kanadensiska jämförvärdena. För samtliga ämnen är halterna som uppmätts uppströms, intill och nedströms undersökningsområdet i ungefär samma storleksordning. Inga beaktansvärda haltskillnader mellan de olika provtagningssamlingarna noterades för något av de analyserade ämnena.



Vid provtagningen i oktober analyserades även ett filtrerat prov (se Tabell 9). De uppmätta halterna jämförs 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.

Tabell 9: Stickprovstagning ytvatten; filtrerade prover, okt 2017 samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)

	16GA_yv1	16GA_yv2	16GA_yv3	16GA_yv4	16GA_yv5	16GA_yv6	16GA_yv7	16GA_yv8	JV
	Uppströms				Intill	Nedströms			
As	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5
B	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	
Ba	16	17	17	17	18	18	17	17	4**
Cd	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,08
Co	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Cr	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,5	0,2	0,3	3,4
Cu	1,2	1	1,1	1,1	1,4	1,4	1,2	1,1	0,5*
Hg	0,003	<0,002	0,003	<0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,07
Mo	0,07	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	<0,05	<0,05	
Ni	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	0,5	4*
Pb	1,2	1,3	1,4	1,3	1,4	1,4	1,4	1,3	1,2*
Sb	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	
V	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	
Zn	5,5	7,2	7	7,1	6,6	8,6	6,4	6,4	5,5*

*avser biotillgänglig halt, ** <https://rais.ornl.gov/documents/tm96r2.pdf>

Av tabellen framgår att halterna av koppar, bly och zink är högre än MKN. För samtliga dessa tre ämnen avser jämförvärdet biotillgänglig halt. Denna avser inte bara halten löst förening, 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.

I syfte att erhålla ett så relevant mått som möjligt på den biotillgängliga halten har även passiv provtagning med DGT (Diffusive Gradients in Thin films) utförts i sju av provpunkterna (december 2016). De uppmätta halterna jämförs med MKN i Tabell 10 nedan

Tabell 10: Passiv ytvattenprovtagning samt tillämpliga jämförvärden (µg/l)

	16GA_DGT01	16GA_DGT02	16GA_DGT03	16GA_DGT04	16GA_DGT05	16GA_DGT06	16GA_DGT07	JV
As	0,08	0,1	0,07	0,06	<0,05	0,1	0,08	0,5
Ba	6,7	9,1	7,2	6,7	6,6	6,5	8,6	4**
Cd	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,08
Co	0,05	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,02	
Cr	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	3,4
Cu	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3	0,5*
Mo	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	



	16GA_DGT01	16GA_DGT02	16GA_DGT03	16GA_DGT04	16GA_DGT05	16GA_DGT06	16GA_DGT07	JV
Ni	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	4*
Pb	0,09	0,6	1,5	0,2	0,2	0,2	0,3	1,2*
Sb	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,05	
V	<0.04	0,09	0,08	0,05	0,05	0,05	0,1	
Zn	6,2	7,7	7,4	7,9	9,3	7,8	8,6	5,5*

*avser biotillgänglig halt, ** <https://rais.ornl.gov/documents/tm96r2.pdf>

Av tabellen framgår att för de flesta ämnen är halterna uppmätta med DGT (biotillgänglig halt) lägre än halterna i de filtrerade stickproverna. Förhöjd blyhalt har exempelvis endast uppmätts i en provpunkt, uppströms undersökningsområdet. De halter av zink som uppmättes vid den passiva provtagningen är dock överlag högre än halterna i de filtrerade ytvattenproverna, i flera fall även högre än i de ofiltrerade proverna.

För zink är det värt att notera att halterna i ytvatten ligger på samma nivå som de uppmätta halterna i grundvatten. För t.ex. arsenik och antimon ser situationen helt annorlunda ut, där är halterna i ytvatten upp till tusentals gånger lägre än de som uppmätts i grundvatten.

4.4.2 Sediment

Provtagning av sediment i Ljungbyån skedde i augusti 2017. Totalt uttogs elva prover (fem uppströms bruksområdet och sex nedströms) som analyserades med avseende på metaller. I samband med provtagningen noterades att förekomsten av sediment i ån nära Flerohopp generellt är liten, och att sedimenten nedströms undersökningsområdet främst utgörs av sand, medan innehållet av organiskt material är större uppströms. Inga spår av glas eller annat avfall av de typer som föreligger inom bruks- och utfyllnadsområdet noterades i sedimenten.

De uppmätta halterna jämförs i och Tabell 12 nedan i första hand med miljökvalitetsnormer (MKN) för sediment, i andra hand med haltkriterier från kanadensiska CCME eller norska miljödirektoratet. Om jämförvärden finns i båda dessa källor har det lägsta värdet valts. I tredje hand har jämförvärden sökts i den amerikanska databasen RAIS. Jämförvärdena (JV) till vänster i tabellerna nedan 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 gäller skydd mot kort tids exponering/effekter enligt de Norska haltkriterierna och halter som ofta orsakar negativa effekter enligt CCME.



Tabell 11: Sedimentprovtagning uppströms (mg/kg TS)

	17GA_SED01	17GA_SED01	17GA_SED02	17GA_SED02	17GA_SED02	JV	JV	Ref
Djup	0,00-0,02	0,05-0,07	0,00-0,02	0,05-0,07	0,10-0,12			
As	8,8	9,4	6,9	11	11	5,9	17	CCME
B	4,9	4,4	<2	2,7	3,4			
Ba	601	535	615	648	616			
Cd	4	3,9	2,9	3,5	3,5	2,3		MKN
Co	28	32	24	26	26	50		RAIS
Cr	27	31	24	46	38	37,3	90	CCME
Cu	21	22	21	32	30	35,7	197	CCME
Hg	0,1	0,1	0,09	0,1	0,1	0,17	0,486	CCME
Ni	9,4	11	10	13	12	42	271	Norge
Pb	200	257	264	539	529	130		MKN
V	31	35	38	55	53			
Zn	328	362	268	298	299	123	315	CCME
Sb	1,9	2,1	4,7	6,6	6,6	2		RAIS

Tabell 12: Sedimentprovtagning nedströms (mg/kg TS)

	17GA_SED03	17GA_SED03	17GA_SED03	17GA_SED04	17GA_SED04	17GA_SED04	JV	JV	Ref
Djup	0,00-0,02	0,05-0,07	0,10-0,15	0,00-0,02	0,05-0,07	0,10-0,15			
As	6,4	12	6,5	7,5	4,7	14	5,9	17	CCME
B	<2	2,3	<2	<2	<2	3			
Ba	667	621	709	744	832	812			
Cd	1,4	3,3	1,7	0,3	0,2	1,2	2,3		MKN
Co	16	24	13	6,5	4,8	12	50		RAIS
Cr	28	33	26	33	34	36	37,3	90	CCME
Cu	16	34	18	18	18	34	35,7	197	CCME
Hg	0,04	0,1	0,07	<0,04	<0,04	<0,04	0,17	0,486	CCME
Ni	7,1	10	6,7	5,5	5,8	9	42	271	Norge
Pb	180	538	257	99	86	149	130		MKN
V	41	47	39	42	38	45			
Zn	172	286	183	131	97	229	123	315	CCME
Sb	2,7	9,8	3,8	3,1	1,6	6,8	2		RAIS

Av tabellerna framgår att för de flesta ämnen är halterna i uppströms respektive nedströms prover är i ungefär samma storleksordning. För många ämnen är halterna överlag högre i de uppströms belägna provpunkterna.

Förhöjda halter har uppmätts av arsenik, kadmium, krom, bly, zink och antimon. För bor, barium och vanadin har inga jämförvärden för sediment hittats i litteraturen. Används NV:s generella riktvärden för jord som en grov indikation på huruvida halterna är förhöjda eller inte, kan konstateras att samtliga bariumhalter är högre än NV-MKM, medan alla vanadinhalter är lägre än NV-KM. I de provpunkter där bor uppmätts i halt över rapporteringsgränsen ligger halterna relativt nära denna.

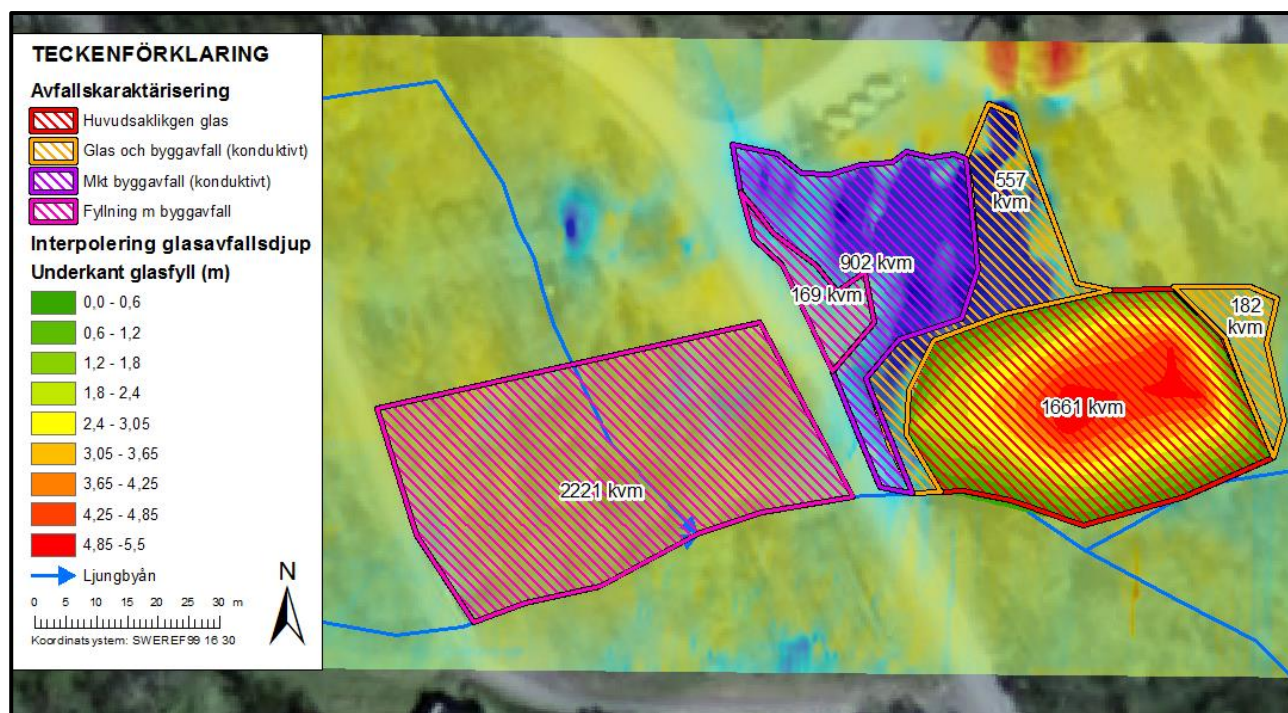


5.0 GEOFYSIK

Geofysiska undersökningar i form av resistivitmätningar och mätningar med stångslingram har utförts. Syftet med resistivitmätningarna var att avgränsa glasbruks- och utfyllnadsområdet i plan och djup samt ge ett underlag för efterföljande grundvattenstudier, såsom placering av grundvattenrör. Stångslingramen används för att bedöma utbredningen genom att mäta markens elektriska konduktivitet; mätningarna är mindre precisa och de utförs för att täcka ett större område.

I föreliggande avsnitt ges en sammanfattande redogörelse över resultaten, medan metodbeskrivning och kompletta resultat återfinns i Resultatrapport geofysik. Resultaten har utvärderats tillsammans med information från utförda miljötekniska undersökningar (som utförts efter de geofysiska undersökningarna), såsom provgroppgrävning, schaktning och skruvborring (se vidare i avsnitt 4.0).

Utbredning samt volym av olika fyllningstyper har uppskattats genom utvärdering av fältanteckningar samt utförda geofysiska undersökningar, resultatet redovisas i Figur 18 nedan.



Figur 18: Olika typer av fyllningsmaterial samt markens uppmätta konduktivitet. Interpoleringen är gjord med ArcMap. Notera att denna figur inte omfattar hela undersökningsområdet, stora delar av bruksområdet har inte inkluderats. Utfyllnadsområdet motsvaras i stort sett av den röda markeringen med beteckningen "Huvudsakligen glas".

Resultaten redovisas i tabellform i Tabell 13. Det bör noteras att uppskattningen av fyllningsmaterialet i bruksmarken i väst ("Fyllning m byggavfall") är mycket grov då endast två provgropar och en skruvprovtagning utförts i detta område.

Området med mestadels glas bedöms vara ca 1700 m². Den naturliga jorden därunder återfinns i genomsnitt ca 2,4 m u my, och glasutfyllningens överkant ca 0,9 m under markytan, vilket ger en mäktighet om ca 1,5 m. Baserat på ovanstående bedöms volymen på det så kallade utfyllnadsområdet vara ca 2 600 m³. Resterande identifierade ytor med olika typer av fyllnadsmassor bedöms tillhöra det s.k. bruksområdet.



5.1 Uppskattade föroreningsmängder

Baserat på ovanstående har volymer och mängder beräknats för bruksområdet respektive utfyllnadsområdet. I Tabell 13 redovisas beräknade jordvolymer. De ytor som anges i tabellen (med beteckningarna F1 till F4) kan ses i Figur 12.

Tabell 13: Jordvolymer

Fyllningstyp		Area [m ²]	Medeldjup	Volym [m ³]
F3: Huvudsakligen glas (utfyllnadsområde)	Utfyllnad	1 700	1,5	2 600
<i>F1: Mycket byggavfall (konduktivt)</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>2 000</i>	<i>2,5</i>	<i>5 000</i>
<i>F2: Fyllning med byggavfall</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>2 000</i>	<i>2</i>	<i>4 000</i>
<i>F4: Fyllning med byggavfall</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>13 000</i>	<i>2</i>	<i>26 000</i>
Summa bruksområde	Bruksområde	18 700	-	35 000

I Tabell 14 nedan redovisas den volym förorenade massor som beräknats, tillsammans med antagen densitet och mängden förorenad jord.

Tabell 14: Redovisning av mängdberäkningar.

Fyllningstyp		Volym [m ³]	Densitet [ton/m ³]	Mängd [ton]
F3: Huvudsakligen glas (utfyllnadsområde)	Utfyllnad	2 600	1,8	4 700
<i>F1: Mycket byggavfall (konduktivt)</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>5 000</i>	<i>1,8</i>	<i>9 000</i>
<i>F2: Fyllning med byggavfall</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>4 000</i>	<i>1,8</i>	<i>7 200</i>
<i>F4: Fyllning med byggavfall</i>	<i>Bruksområde</i>	<i>26 000</i>	<i>1,8</i>	<i>46 800</i>
Summa bruksområde	Bruksområde	35 000	1,8	63 000

Baserat på beräkningen av mängden förorenade massor samt de representativa föroreningshalterna (se avsnitt 12.0) för bruksområde respektive utfyllnadsområde (UCLM₉₅) har den totala mängden föroreningar i marken uppskattats, se Tabell 15. Beräkningen har utförts för de ämnen som bedöms vara styrande för riskbedömningen; arsenik, barium, bly, antimon och bor.

Tabell 15: Föroreningsmängder (ton)

	Bruksområde	Utfyllnadsområde	Summa
As	2	7	9
Ba	322	9	331
Pb	12	97	109
Sb	2	8	10
B	0,2	3	3

Av tabellen ovan framgår att med undantag för barium föreligger de dimensionerande ämnena huvudsakligen i utfyllnadsområdet, trots att mängden massor där är betydligt mindre. Med avseende på barium är föroreningsmängden dock betydligt större i bruksområdet.



6.0 GEOKEMISK KARAKTÄRISERING

I syfte att utreda markens geokemiska egenskaper, har fuktkammarförsök, skakförsök, sekventiella lakförsök samt analys av blyisotoper utförts, liksom geokemisk modellering i programmet PhreeQC. Resultaten från dessa försök, utredningar och tester redovisas nedan tillsammans med en sammanfattande diskussion.

6.1 Fuktkammarförsök

Fuktkammarförsök är ett accelererat kinetiskt laboratorietest som utförs i syfte att visa på naturliga geokemiska vittringsprocesser. Resultaten visar hur vittring och utlakning av metaller från det analyserade materialet förändras över tid.

I ett fuktkammarförsök nås efter ett varierande antal veckor stabila halter, s.k. "steady state", då halterna i lakvattnen från proverna är lika höga vecka efter vecka. Denna halt ger en god indikation på hur mycket som kan komma att laka från ett upplag över tiden, vilket kan jämföras med tvåstegs skakförsök (se nedan) som istället främst visar på utlakning på kort sikt. För denna studie utfördes fuktkammarförsök på dels ett samlingsprov på glasavfall och dels ett prov blandat utfyllnadsmaterial som siktats till en fraktion på mindre än 2 cm. Båda proverna bedöms som representativa för huvudfraktionerna i området och uttogs i samband med de sorteringsförsök som beskrivs i Golder (2016).

Baserat på resultaten från fuktkammarförsöken har den totala mängden utlakat material från utfyllnadsområdet under ett år beräknats. Vid denna beräkning antas att 20 % av materialet i området utgörs av glaskross större och att 80 % av fyllnadsmassorna utgörs av blandat material i fraktioner mindre än 20mm.

Både i glasavfallet och i blandmaterialet uppmättes relativt höga pH-värden (> 8,3) 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). 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 16 nedan, för fullständiga resultat hänvisas till rapporten Karakterisering av utfyllnadsmassor genom fuktkammarförsök.

Tabell 16: Resultat fuktkammarförsök

	Uppmätta halter (mg/kg TS)		Utlakad mängd förorening (kg/år)
	Glas	Siktat material	
Sb	2620	2390	200
As	1850	2050	120
Ba	262	1970	13
B	1150	449	31
Cd	1	2,51	-
Co	23,6	7,47	-
Cu	366	58,3	0,1
Pb	171	4570	0,04
Ni	143	15,9	-
Zn	1430	487	0,0003

Det bör noteras att försöken endast utförts på material från utfyllnadsområdet, där föroreningshalterna generellt är höga för ämnen som arsenik, antimon, bor och bly.



Resultaten från försöken pekar generellt på att metallerna är hårdare bundna i glasavfallet och mer lättlakade i det siktade materialet. Detta är särskilt tydligt för t.ex. zink, nickel, krom och kadmium som alla konstaterades i relativt höga halter i glasavfallet men som knappast observerades i halter över rapporteringsgräns under fuktkammarförsöken.

Arsenik och antimon kan enligt försöken förväntas utlakas i störst omfattning från såväl glaset som det siktade materialet, men även bly, barium och bor visar tecken på att laka ut över tid. För bly och barium förväntas utlakningen dämpas något genom utfällningar, främst i form av karbonater.

6.2 PhreeQC

Geokemiska modelleringar baserade på analysresultaten från fuktkammarförsöken har utförts med programmet PhreeQC. Modelleringen utförs i syfte att kunna avgöra vilka sekundära mineral som kan förekomma i utfyllnadsområdet, och vilka som är styrande för de föroreningar som föreligger inom undersökningsområdet.

I modellkörningarna har det pH som uppmätts i lakvattnet under fuktkammarförsökens första respektive sista vecka använts. Som värde för redoxpotentialen har programmets standardinställning använts vilket motsvarar att syresatta (oxiderande) förhållanden råder i det utfyllnadsmaterial som modellkörningarna gäller vilket bedöms rimligt eftersom massorna inte är övertäckta och i huvudsak föreligger ovan grundvattenytan i området.

Överlag har liknande resultat erhållits vid PhreeQC-modelleringen som vid fuktkammarförsöken. Enligt programkörningarna kan både Pb och Ba förknippas med olika utfällningar snarare än relateras till lösta faser under rådande förhållanden. Emellertid antyder även modellingsresultaten att de mineral som är viktigast för denna fastläggning (främst olika karbonatmineral) kan komma att lösas upp över tid till följd av vittring. Därav kan det inte uteslutas att båda metallernas mobilitet kan öka på sikt.

Vidare visade programkörningarna att rådande geokemiska förhållanden inte erbjuder några vidare möjligheter för fastläggning vare sig av As eller Sb. Beträffande As visade modellen även att ämnet i huvudsak förekommer som arsenat (As V) och att sannolikt endast en mycket liten andel av metallen föreligger som arsenit (As(III)). Även om båda dessa oxidationstillstånd för As är att betrakta som toxiska brukar As(V) generellt anses vara mindre toxiskt än As (III).

6.3 Skakförsök

Sex stycken prover, uttagna från totalt tre provpunkter inom utfyllnadsområdet, har analyserats med avseende på lakbarhet genom skaktest med tvåstegslakning. Från varje provpunkt har ett prov bestående av främst glas och ett prov bestående av främst jord tagits ut för analys.

Resultaten från skakförsöken visar främst på utlakning i ett kortsiktigt perspektiv. I föreliggande fall har försöken i första hand utförts i åtgärdsförberedande syfte, för att bedöma om massorna utgör farligt avfall eller inte och därmed på vilken typ av deponi de kan läggas. För att bedöma huruvida utlakningen ger upphov till beaktansvärd spridning från området används istället resultaten från fuktkammarförsöken samt uppmätta halter i grundvattnet.

Resultaten från utförda skakförsök redovisas i åtgärdsutredningen.



6.4 Sekventiella lakförsök

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).

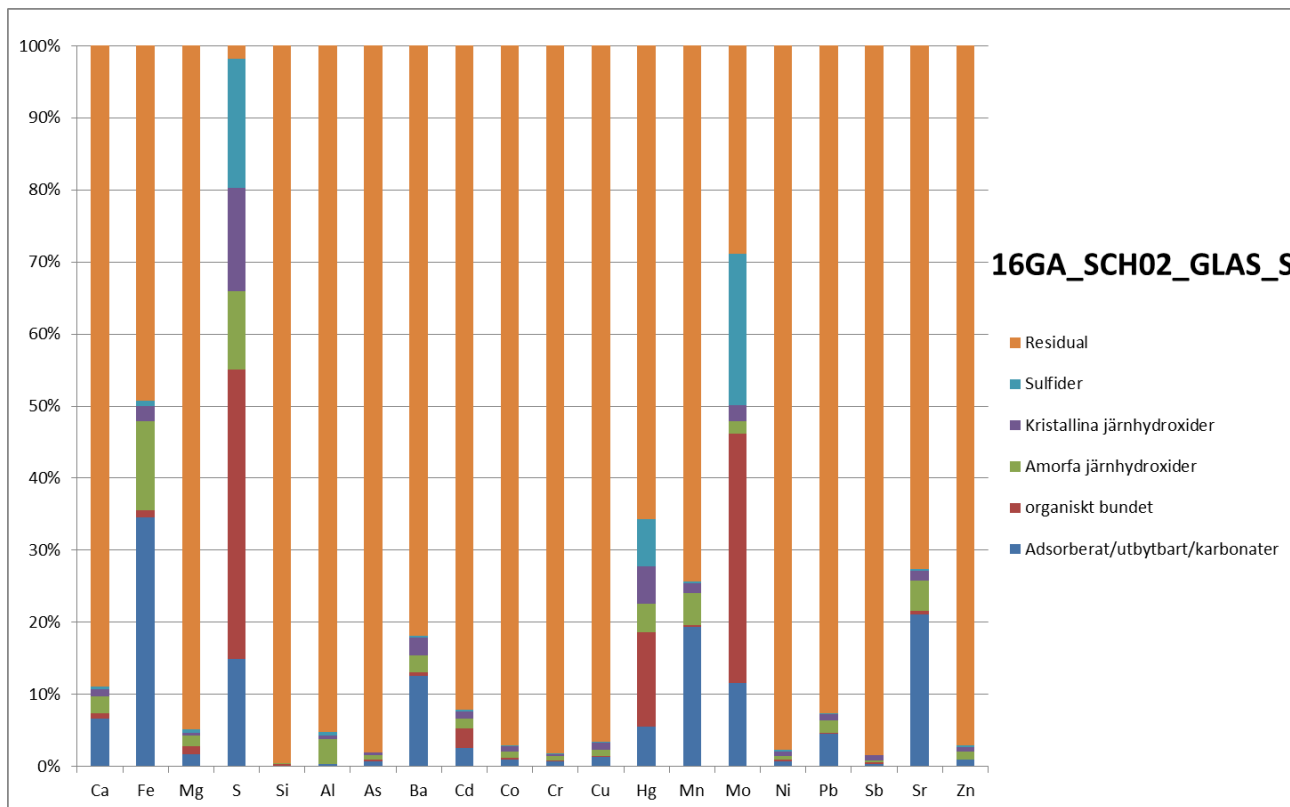
I föreliggande projekt har de sekventiella lakningarna utförts i fem olika steg, där olika kemikalier tillsätts i varje steg, för att motsvara utlakningen av olika ämnen fastlagda i olika fraktioner. De tre första stegen kan användas för att uppskatta andelen av ett ämne som är biotillgänglig.

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

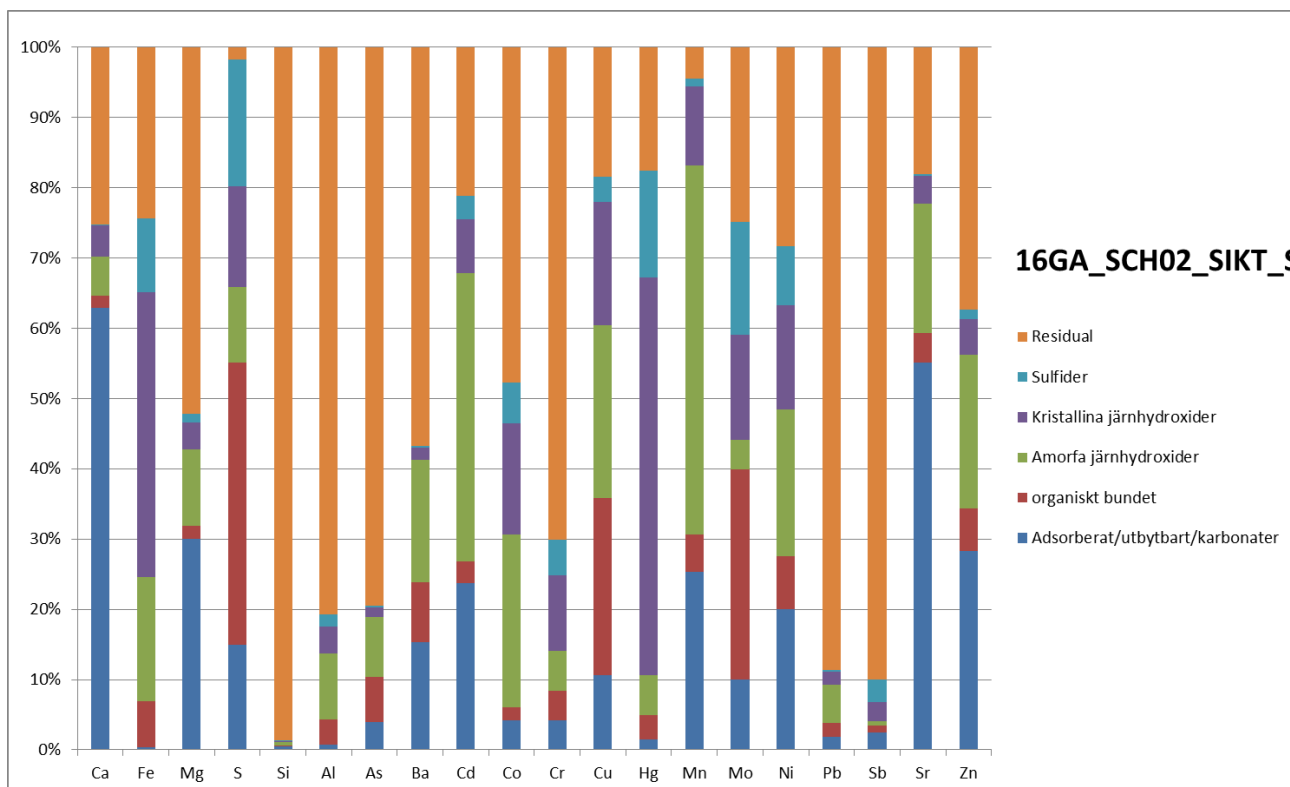
6.4.1 Resultat

Totalt har fyra sekventiella lakningar utförts; två på prover tagna från 16GA_SCH02 i utfyllnadsområdet; ett som utgörs av glas och ett av siktad jord, ett samlingsprov taget i anslutning till sliperiet och ett samlingsprov taget i annan bruksmark. Överlag pekar resultaten på att de ämnen som kan knytas till den tidigare glasbruksverksamheten är relativt immobiliserade i samtliga provmaterial. Lägst lakbarhet observerades i det sekventiella lakförsöket på enkom glas. Inget av de provtagna materialen bedöms dock kunna ses som helt inert.

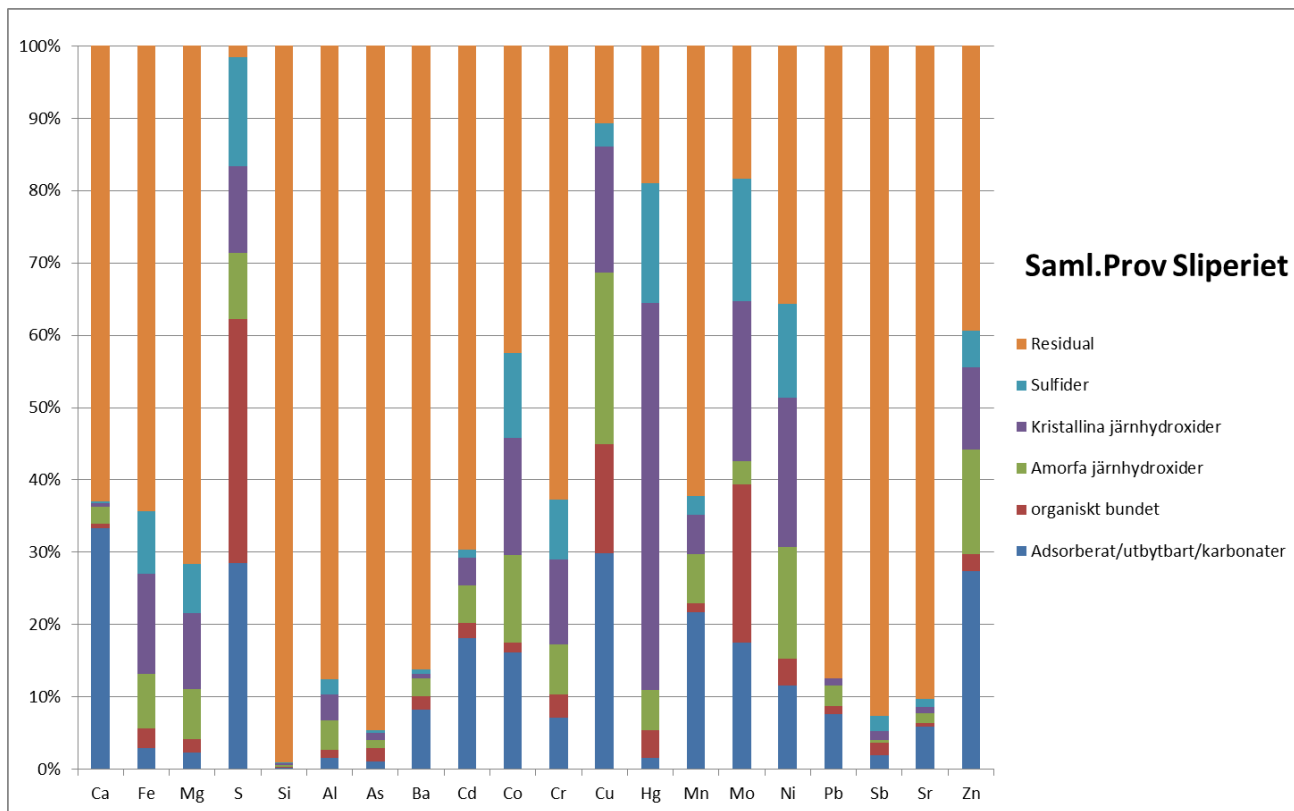
Resultaten från de sekventiella lakningarna redovisas i Figur 19 - Figur 22 nedan; de två första visar material från utfyllnadsområdet, de två efterföljande representerar bruksområdet.



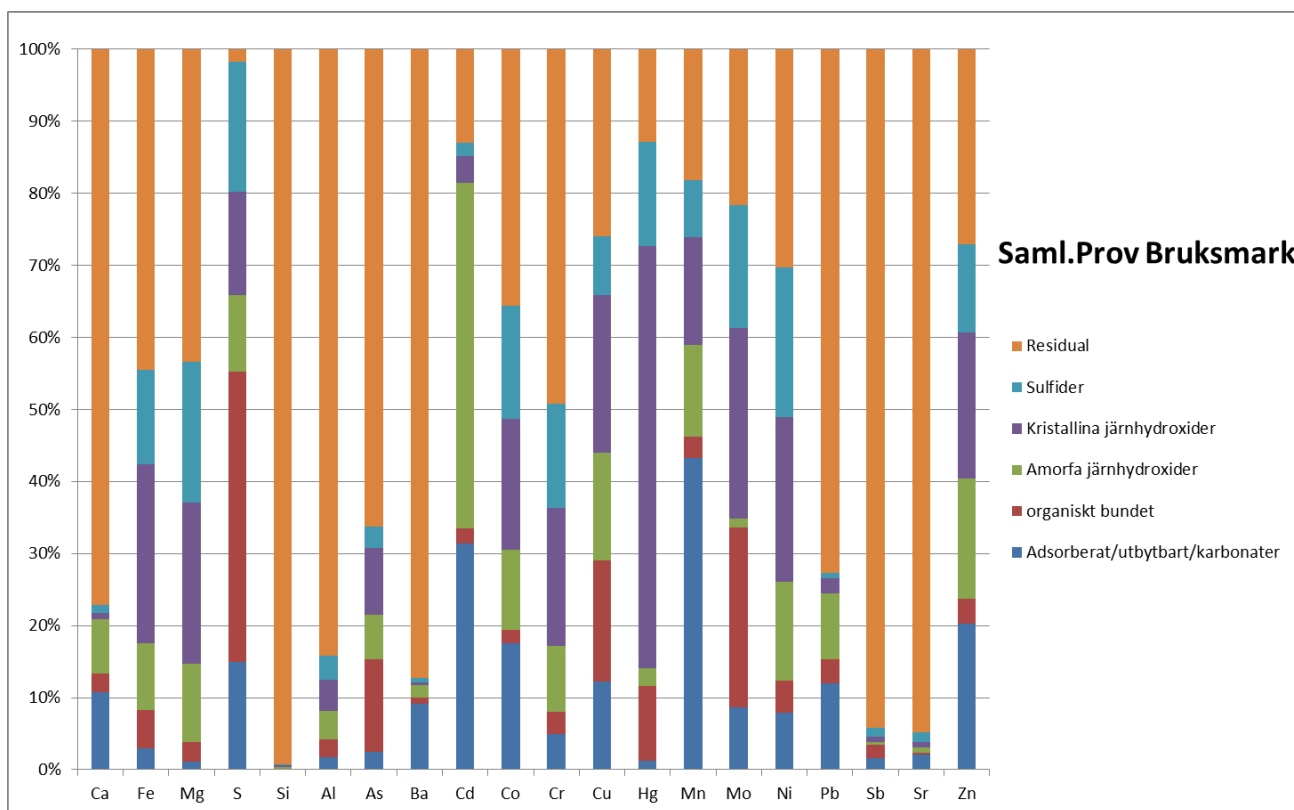
Figur 19: Resultat sekventiella lakningar. Metaller i glasmaterial.



Figur 20: Resultat sekventiella lakningar. Metaller i siktat material.



Figur 21: Resultat sekventiella lakningar. Metaller i samlingsprov från Sliperiet.



Figur 22: Resultat sekventiella lakningar. Metaller i samlingsprov från bruksområdet.



Resultaten visar att en stor andel av metallerna i prov som mestadels utgörs av glas (Figur 19) 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).

Jämförs resultaten med lakningen som utförs på siktat material från samma provpunkt (se Figur 20) förefaller metallerna i detta material genomgående vara mer lättlakade. Av de metaller som påvisats i höga halter kan störst skillnad mellan glas och siktat material ses med avseende på arsenik och barium.

När det gäller de sekventiella lakningar som utförts på prover från bruksområdet så ser de båda proverna betydligt mer lika ut. Av de ämnen som bedöms vara mest relevanta för föreliggande riskbedömning förefaller arsenik och bly vara mer lättlakade i provet som betecknas "bruksmark". Samma mönster gäller även med avseende på kadmium.



6.4.2 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 17 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 17: Biotillgänglighet, steg 1-3 (%)

	Utfyllnad - glas	Utfyllnad – siktat material	Sliperi	Bruksområde
As	1,5	18,9	4	21,5
Ba	15	41,3	12,6	11,7
Cd	6,6	67,9	25,5	81,4
Co	2	30,7	29,7	30,6
Cr	1,5	14,1	17,3	17,1
Cu	2,4	60,4	68,7	44
Hg	22,5	10,7	11	16,1
Mo	47,9	44,1	42,5	34,9
Ni	1,5	48,4	30,7	26
Pb	6,4	9,3	11,6	24,4
Sb	0,8	4,1	4,1	3,8
Zn	2	56,2	44,2	40,4

Av Tabell 17 framgår att för glasmaterial från utfyllnadsområdet varierar biotillgängligheten mellan under 1 % (antimon) till knappt 50 % (molybden). Överlag uppvisar antimon lägst biotillgänglighet, även om undantag i form av barium, kvicksilver och molybden föreligger.

För de ämnen som primärt uppmätts i förhöjda halter (arsenik, antimon, barium och bly; bor har inte studerats i de sekventiella lakningarna) är biotillgängligheten generellt låg i glasmaterial, som högst 15 % (för barium).

För de prover som uttagits i siktat material från utfyllnadsområdet varierar biotillgängligheten mellan ca 4 % (antimon) till närmare 70 % (kadmium). För flertalet ämnen uppvisas större biotillgänglighet än i glasmaterialet, och ofta även högre än i samlingsproverna från bruksområdet och sliperiet.

Med avseende på framför allt arsenik, bly och antimon bör det noteras att halterna inom utfyllnadsområdet är betydligt högre än de inom bruksområdet (inklusive sliperiet).



6.5 Blyisotoper

Utredningar avseende stabila blyisotoper i utfyllnadsmaterial (inklusive i glas), sediment (både uppströms och nedströms undersökningsområdet) samt i naturlig morän har genomförts i syfte att främst bedöma historisk och pågående föroreningsspridning.

Resultaten visar att förhållandet mellan olika blyisotoper i de båda sedimentproverna och glasproverna ser ungefär likadant ut, vilket indikerar att blyhalterna i sedimenten skulle kunna ha sitt ursprung i glas materialet som finns inom området. Sambandet ses både i djupare och ytligare sediment, vilket tyder på att spridning kan ha skett både längre tillbaka i tiden samt vara pågående. Detta kan dock även bero på att sedimenten störs och rörs om, vilket kan innebära transport av föroreningar mellan olika djupnivåer i sedimenten.

Blysignaturen från provet taget i naturlig morän (bakgrund) skiljer sig markant från resterande prover, och kan inte kopplas till det f.d. glasbruksområdet. Detta stärker tesen om att de blyhalter som uppmätts i sedimenten härrör från glasbruksverksamheten.

Undersökningen i sin helhet återfinns i Resultatrapport blyisotopstudie.



7.0 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

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

- F.d. glasbruksfastigheten ska i framtiden kunna nyttjas på liknande sätt som idag, dvs. människor ska kunna bo i närheten. 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 vattentäkter i glasbruksobjektets omgivning.
- Områdets kulturmiljövärden ska vägas in vid planeringen av eventuella åtgärder.



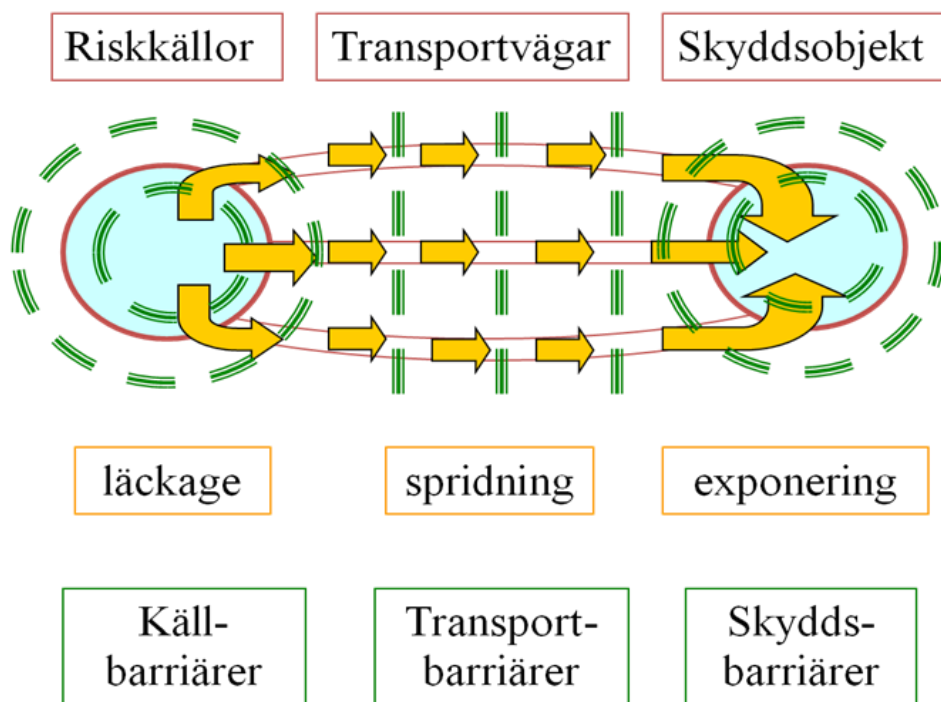
8.0 GENERELL RISKBEDÖMNINGSMETODIK

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 23). 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 23: 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 24.



Figur 24: 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.



9.0 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL

I föreliggande avsnitt redovisas en övergripande redogörelse över de aspekter som påverkar riskbilden. Denna tas fram med utgångspunkt i de avgränsningar och förutsättningar som beskrivs i avsnitt 1.0, de övergripande åtgärdsmålen (se avsnitt 7.0), relevanta föroreningar, identifierade skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. Uppgifterna sammanfattas i en konceptuell modell som den fortsatta riskbedömningen baseras på.

Som tidigare nämnts delas undersökningsområdet in i bruksområde respektive utfyllnadsområde. Markanvändningen inom dessa båda områden är likartad, men egenskaperna hos massorna i utfyllnadsområdet (som främst utgörs av glaskross) skiljer sig från massorna inom resten av undersökningsområdet (bruksområdet).

9.1 Dimensionerande föroreningar

Den huvudsakliga föroreningskällan utgörs av glaskross, som främst finns i utfyllnadsområdet. Av beskrivningen av föroreningsituationen i avsnitt 4.0 framgår att området främst är förorenat med avseende på arsenik, barium, bor, bly och antimon. Samtliga metaller som i någon punkt uppmätts i halter som överskrider de konservativt valda jämförvärden som redovisas i avsnitt 4.0 har inkluderats i riskbedömningen, men fokus ligger på de ovan nämnda primära föroreningarna. För bor har Naturvårdsverket inte tagit fram några generella riktvärden, men då halterna är markant förhöjda i utfyllnadsområdet jämfört med bruksområdet bedöms det som rimligt att inkludera även bor som dimensionerande förorening.

Av avsnitt 4.0 framgår att förhöjda halter av vissa organiska ämnen (främst PAH-M och PAH-H) uppmätts i en provpunkt inom bruksområdet. Observationer i fält indikerar dock ingen utspridd förekomst av organiska ämnen, och de halter som påvisats kommer sannolikt från ett enstaka litet spill eller liknande. Härav bedöms organiska ämnen inte vara dimensionerande för riskbedömningen som istället fokuserar på de metaller som påvisats i förhöjda halter.

Ämnen som järn, mangan och aluminium har påvisats i grund- och ytvatten. Dessa ämnen bedöms dock inte härröra från den tidigare glasbruksverksamheten, och halter över t.ex. dricksvattenkvalitetskriterier förekommer ofta på grund av att dessa ämnen förekommer i naturligt höga halter i miljön. Halterna i grundvatten inom undersökningsområdet är i nivå med halterna i referenspunkten, vilket indikerar att förhöjda halter sannolikt beror på de naturliga förhållanden som råder. Ämnena har därmed inte inkluderats i riskbedömningen.

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 arsenik, bly och antimon uppmätts i halter över SGUs haltkriterium för skydd av grundvatten, eller motsvarande. För arsenik, barium, kadmium, koppar, zink och fluorid var de halter som uppmätts i referenspunkten högre än jämförvärdet för ytvatten.

Med avseende på ytvatten har koppar inte inkluderats i riskbedömningen, även om analysen av det filtrerade provet visar på förhöjd halt i förhållande till MKIN. Detta då jämförvärdet egentligen avser biotillgänglig halt, vilken i första hand tas fram genom passiv provtagning. I denna var samtliga kopparhalter lägre än jämförvärdet.

Jämförvärden för sediment 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 och bor).



Baserat på den screening-process som beskrivs ovan har följande föroreningar identifierats som relevanta för riskbedömningen, se Tabell 18:

Tabell 18: Dimensionerande föroreningar

Jord (bruksområde)	Jord (utfyllnadsområde)	Grundvatten	Sediment	Ytvatten
Arsenik	Arsenik	Arsenik	Arsenik	Barium
Barium	Bor	Barium*	Barium	Bly
Kadmium	Barium	Kadmium*	Bor	Zink
Koppar	Kadmium	Krom*	Kadmium	
Kvicksilver	Kobolt	Nickel*	Krom	
Bly	Koppar	Bly	Bly	
Zink	Nickel	Zink*	Zink	
Antimon	Bly	Antimon	Antimon	
	Antimon	Bor		
	Zink	Fluorid		

*För dessa ämnen överstiger halterna i grundvatten endast jämförvärdet för ytvatten, ej för grundvatten.

9.2 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.
- Människor som nyttjar Ljungbyån för rekreation, t.ex. bad och fiske. Enligt den kommunala översiktsplanen finns en badplats i norra delen av Bruksdammen, som ligger uppströms (väster om) glasbruksområdet. Utanför och nedströms området inbjuder ån, baserat på fältobservationer, inte till bad och annan rekreation. Muntliga uppgifter från boende i Flerohopp gör gällande att människor utgår från att denna del av ån är förorenad och därmed undviker den.
- Människor som i ett framtida perspektiv bor eller arbetar inom undersökningsområdet.

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

Miljö

- Markmiljön inom bruksområdet. I utfyllnadsområdet bedöms skydd av markmiljön inte vara relevant, då fyllningen till stor del utgörs av krossat glas, vilket innebär att ett rikt markekosystem inte är att förvänta, oavsett föroreningsförekomst.
- Växter och djur inom området (bruks- och utfyllnadsområde) 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 Ljungbyån
- Grundvatten som spridningsmedium. Då inga vattenbrunnar eller identifierade grundvattenförekomster finns i närområdet bedöms grundvattnet inom det aktuella området inte vara skyddsvärt i sig. Flerohopp är anslutet till kommunalt vatten och inget framtida grundvattenuttag är vad Golder erfar att förvänta.



9.3 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.
- Ytavrinning samt erosion i strandkanten.
Damning. Det bör noteras att glaskross som föreligger främst inom utfyllnadsområdet är ett grovt material, vilket innebär minimal damning.
- Uptag i växter/andra levande organismer

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

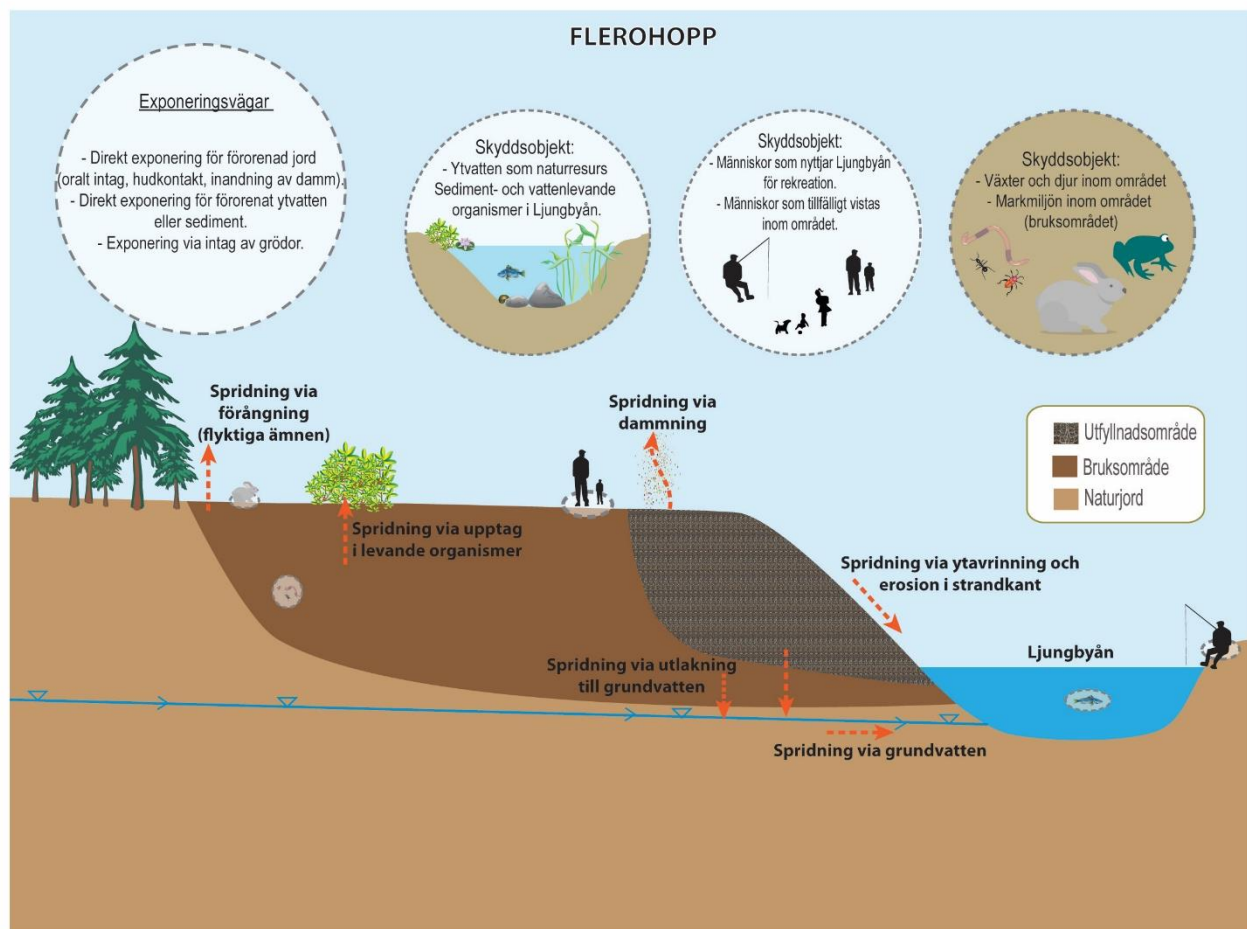
9.4 Exponeringsvägar

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

- Direkt exponering för förorenad jord (intag, hudkontakt, inandning av damm)
- Exponering via inandning av ånga (främst en relevant exponeringsväg i ett framtida perspektiv med byggnader inom området)
- Direkt exponering för förorenat ytvatten/sediment. I teorin kan potentiell exponering även ske via intag av fisk. Inget utbrett fiske pågår såvitt Golder erfar i anslutning till undersökningsområdet, dels på grund av att den aktuella fåran av Ljungbyån är relativt liten och dels då de närboende utgår från att ån är förorenad.
- Intag av grödor. Ingen odling av grödor sker, men det kan inte uteslutas att det finns bär eller svamp inom undersökningsområdet. Inga direkt ätbara grödor har dock observerats i samband med platsbesök.

9.5 Konceptuell modell

I Figur 25 redovisas en konceptuell modell för Flerohopps f.d. glasbruk. I figuren redovisas vilka skyddsobjekt som är aktuella samt hur dessa kan exponeras för förorening. Problembeskrivning sammanfattas nedan i en konceptuell modell. Noteras bör dock att modellen inte avspeglar förhållandena mellan olika ytor och jorddjup så som de är i verkligheten.



Figur 25: Konceptuell modell för Flerohopp f.d. glasbruk.

10.0 FÖRORENINGSSPRIDNING

I föreliggande avsnitt redovisas översiktliga beräkningar av föroreningsspredningen 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 föroreningspredning 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 via erosion hanteras dock till viss del genom utvärderingen av blyisotoper där de olika isotoperna studeras för att kunna spåra källor samt historisk och pågående spridning av bly. Spridning i form av damning ingår även i NV:s beräkningsmodell, där denna spridningsväg tillsammans med spridning via förångning och upptag i växter beaktas när det gäller risker för människors hälsa.

Med avseende på spridning till och i sediment förs ett kvalitativt resonemang, då inga undersökningar har utförts t.ex. med sedimentfällor eller porvattenstudier.



10.1 Beräknad utlakning

Den beräknade mängden förorening som, baserat på de utförda fuktkammarförsöken, lakar från provtaget material redovisas i Tabell 19 nedan. Fuktkammarförsöken beskrivs närmare i avsnitt 6.1 och i rapporten Karakterisering av utfyllnadsmassor genom fuktkammarförsök. Försök har utförts på material (både glas och siktat material) från utfyllnadsområdet, där de högsta föroreningshalterna generellt föreligger.

Tabell 19: Årlig utlakning

	Urlakad mängd (ton/år)	Total mängd förorening (ton)	%
As	0,1	9	1
Ba	0,01	331	0,003
Pb	0,00005	109	0,00006
Sb	0,2	10	2
B	0,03	3	1

Av tabellen framgår att rent procentuellt är det främst antimon som lakar ur, medan det bly som finns i marken förefaller vara hårt bundet.

Resultaten från de sekventiella lakningarna indikerar att de aktuella ämnena är relativt orörliga i samtliga provmaterial (analys har utförts på material från både bruks- och utfyllnadsområdet). Lägst lakbarhet observerades i det försök som utfördes på endast glas, vilket sannolikt beror 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. Generellt förefaller barium och bly vara svagare bundet i samtliga material jämfört med arsenik och antimon utifrån de sekventiella lakningarna. Som konstateras ovan är situationen omvänd utifrån resultaten från fuktkammarförsöken. Det är värt att notera att de höga totalhalter som uppmätts för arsenik, barium, bly och antimon innebär att föroreningsbelastningen på omgivningen kan bli signifikant, även om endast en mindre andel av föroreningarna lakar ut.

10.2 Spridning via grundvatten

Utöver den beräkning av utlakning som utförts baserat på fuktkammarförsöken (som endast gäller utfyllnadsområdet) har belastningsberäkningar utförts baserat på representativa halter i grundvatten. Som representativ halt i grundvatten har medelvärdet för de tre rör som finns inom respektive delområde använts. Medelvärdesberäkningen baseras på uppmätt maxhalt i respektive rör, oavsett mättillfälle. De ämnen som pekas ut som dimensionerande för grundvatten i Tabell 18 har inkluderats i belastningsberäkningarna. Notera att av dessa ämnen har endast vissa uppmätts i förhöjda halter; arsenik och antimon i bruksområdet samt arsenik, antimon, bly och bor i utfyllnadsområdet.

Halterna i grundvatten har tillsammans med det uppskattade grundvattenflödet (se avsnitt 3.2) använts för att beräkna den årliga belastningen från de två delområdena.

Som framgått tidigare bedöms huvuddelen av de förorenade massorna inom både bruks- och utfyllnadsområdet ligga ovanför grundvattenytan, under normala förhållanden. Grundvattnets övergripande flödesriktning är sydlig, och då en grundvattendelare ligger strax norr om undersökningsområdet bedöms mängden tillrinnande grundvatten från uppströms belägna områden vara liten. Istället antas huvuddelen av grundvattenbildningen inom området utgöras av infiltrerande nederbörd och det är även detta vatten som



främst kommer i kontakt med de förorenade massorna. Grundvattenbildningen har uppskattats till ca 800 000 liter/år för bruksområdet och 340 000 liter/år för utfyllnadsområdet (se även kapitel 3.2).

Med avseende på de ämnen som främst identifierats som dimensionerande för området i stort (antimon, arsenik, barium, bly och bor) framgår av Tabell 20 att utlakning av arsenik och bor är klart större från utfyllnadsområdet än från bruksområdet. Även den årliga belastningen av bly och antimon är större från utfyllnadsområdet, medan mängden barium som sprids via grundvattnet till största delen kommer från bruksområdet.

För övriga ämnen är belastningen generellt större från bruksområdet, främst pga betydligt större yta och därmed större grundvattenbildning. Halterna i grundvattnet av dessa ämnen är ungefär lika höga inom de båda delområdena.

Tabell 20: Årlig belastning via grundvatten (kg/år)

	Bruksområde	Utfyllnadsområde
As	0,06	0,4
Ba	0,2	0,04
Pb	0,002	0,005
Sb	0,05	0,09
B	0,2	1,2
Cd	0,0001	0,00003
Cr	0,01	0,001
Ni	0,01	0,0008
Zn	0,02	0,002

I Tabell 21 nedan jämförs den mängd förorening som baserat på utförda beräkningar årligen sprids från området, med den totala mängden urlakad förorening.

Tabell 21: Jämförelse urlakad mängd samt spridning via grundvatten (utfyllnadsområde)

	Urlakad mängd (kg/år)	Via grundvatten (kg/år)
As	118	0,4
Ba	13	0,04
Pb	0,05	0,005
Sb	200	0,09
B	31	1,2

Av tabellen framgår att mängden som sprids via grundvatten är mycket liten i förhållande till den totala utlakade mängden per år. Detta kan till exempel bero på att olika geokemiska fastläggningsprocesser sker kontinuerligt i marken, vilket binder upp stora delar av föroreningen igen eller att grundvattenbildningen inom området har underskattats.



10.3 Spridning till Ljungbyån

Spridningen till recipienten har bedömts genom att beräkna halttillskottet från undersökningsområdet. För att bedöma omfattningen av spridningen har detta därefter jämförts med uppmätta halter i ytvatten.

Halttillskottet beräknas genom att dividera den beräknade belastningen (se föregående avsnitt) med flödet i ån. Data med avseende på detta har hämtats från SMHIs vattenwebb, och då spridningen främst bedöms i ett långsiktigt perspektiv har ett medelvärde för flödet använts (0,01 m³/s, vilket innebär 3E+05 m³/år).

Resultaten redovisas i Tabell 22 nedan, tillsammans med den uppmätta halten i ytvatten i provpunkten utanför utfyllnadsområdet (filtrerat prov, då endast lösta föroreningar antas spridas med grundvattnet).

Tabell 22: Årlig belastning, halttillskott samt uppmätta halter i ytvatten (från utfyllnadsområdet)

	Belastning GV (kg/år)	Halttillskott (µg/l)	Uppmätt halt utanför utfyllnadsområdet (µg/l)
As	0,5	1,5	0,4
Ba	0,2	0,8	18
Pb	0,007	0,02	1,4
Sb	0,1	0,5	0,2
B	1,4	5	<10
Cd	0,00001	0,0004	0,03
Cr	0,01	0,04	0,3
Ni	0,01	0,04	0,4
Zn	0,02	0,07	6,6

Av tabellen framgår att det beräknade halttillskottet av arsenik och antimon är högre än de halter som faktiskt uppmätts i ån. Förklaringen till detta är inte känd, med det kan bero på fastläggning av förorening innan grundvattnet når recipienten, att utspädningen i recipienten är större än det ansatta värdet eller att den grundvattenhalt som beräkningen baseras på inte är representativ.

Enligt vad som beskrivs i föregående avsnitt baseras belastningen via grundvatten på beräknade medelhalter över året. Detta innebär naturligtvis vissa fel då halterna varierar både i rum (mellan olika rör) och tid. Sålunda ska storleksordningarna beaktas snarare än de faktiska siffrorna. För både arsenik och antimon uppmättes kraftigt förhöjda halter i grundvattnet (i 16GA02, och i mindre utsträckning även 16GA05) under andra halvan av 2017, främst vid decembermätningen, vilket återspeglas i medelvärdesberäkningen. Detsamma gäller för bor, men där är det svårt att göra motsvarande utvärdering på grund av den höga rapporteringsgränsen i ytvatten. Fuktkammarförsöken visar också på relativt stor utlakning av både antimon och arsenik, ett mönster som stämmer överens med de uppmätta halterna i grundvattenrören inom utfyllnadsområdet.

10.4 Övriga spridningsvägar

Eftersom de sydligaste delarna av undersökningsområdet står i kontakt med Ljungbyån 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. Undersökningsåret var dock mycket torrt så detta har inte kunnat bedömas och dessa spridningsvägar är sålunda svåra att kvantifiera,



och diskuteras därför i föreliggande riskbedömning endast kvalitativt. Då flödet i denna del av Ljungbyån är relativt litet, är någon omfattande spridning via erosion inte att förvänta under normala omständigheter.

Uppmätta halter i ytvatten visar generellt på små skillnader mellan filtrerade och ofiltrerade prover (mätning i oktober 2017), vilket pekar på att spridningen av partikelbundna föroreningar är begränsad. Viss skillnad kan dock noteras för vissa ämnen, såsom bly, där halterna i de ofiltrerade proverna är nästan dubbelt så höga som i de filtrerade. Detta indikerar att bly adsorberar bättre till partiklar än de övriga undersökta ämnena. Denna teori styrks av att utlakningen av bly baserat i utförda fuktkammarförsök är liten i förhållande till övriga ämnen.

I blyisotopstudien som utförts dras slutsatsen att det bly som finns i både ytliga och djupa sediment kommer från glasbruksområdet. Sammansättningen av blyisotoperna stämmer väl överens med den som förekommer inom utfyllnadsmaterialet och skiljer sig markant från den i naturlig morän i området. En tydlig lagerföljd saknas i sedimenten, och omblandningen gör att det är svårt att bedöma om spridning endast skett historiskt eller om den även är pågående.

Gällande eventuell förorenings-spridning till Ljungbyån från undersökningsområdet är det värt att notera slutsatsen som dras i den studie av sediment i sex glasbruksår som utförts inom ramen för glasbruksprojektet (Höglund L. O. et.al., 2007). I de sedimentprovtagningar som utfördes under 2006 och 2007 uppmättes måttliga till höga halter arsenik, kadmium, bly, koppar och zink i anslutning till Flerohopp, både uppströms och nedströms undersökningsområdet. Ca fem km uppströms undersökningsområdet, i anslutning till det f.d. glasbruket i Flygsfors, uppmättes betydligt högre halter av främst bly, och föroreningarna utanför Flerohopp bedömdes med utgångspunkt i detta härstamma därifrån. Den högsta blyhalten som uppmättes utanför undersökningsområdet vid detta provtagningstillfälle låg på 814 mg/kg TS, dvs. högre än de halter som har uppmätts under 2017. Den högsta blyhalten i anslutning till Flygsfors bruk uppgick till 19 200 mg/kg TS, vilket innebär en mer än 20 gånger högre halt. I sammanhanget bör noteras att förhöjda halter även uppmättes uppströms Flygsfors. Även gällande ytvatten drogs slutsatsen att de måttliga till höga halter av vissa ämnen (bly, antimon) som uppmättes utanför Flerohopp kom uppströms ifrån, och att resultaten pekade inte på att någon förorening tillkom från undersökningsområdet. Med tanke på att föroreningarna som föreligger uppströms med största sannolikhet också kommer från glasbruksverksamhet kan det inte uteslutas att sammansättningen av blyisotoper uppströms stämmer överens med den i sedimenten och fyllnadsmassorna inom det aktuella området.



10.5 Framtida spridningspotential

Föroreningarna har funnits länge på platsen; det var nästan 60 år sedan verksamheten inom området avslutades. Under normala förhållanden bedöms därmed ett jämviktsläge råda, och inga markanta förändringar med avseende på föroreningsspridning är att förvänta. Om det sker omfattande ingrepp inom området, såsom schaktarbeten, kan detta dock komma att förändras. Om förorenade massor av friläggs kommer de att påverkas av luftens syre vilket ändrar de geokemiska förhållandena och föroreningar som i dagsläget är fastlagda kan bli mer mobila.

Resultaten från de sekventiella lakningarna (se rapporten Sekventiella lakförsök) visar att lakningen av både barium och bly i stor utsträckning inträffar under det första laksteget, vilket indikerar att dessa ämnens mobilitet ökar redan vid mindre sänkningar av pH. Arsenik förekommer generellt fastlagt till jordmaterial under pH-neutrala till sura markförhållanden samt i syresatta miljöer. Fastläggningen minskar med ökat pH samt under mer reducerande förhållanden. För antimon gäller generellt att mobiliteten ökar vid reducerande förhållanden och när pH är lägre än sju. Baserat på försöksresultaten kan i föreliggande fall dock ingen förekomstfas utöver residualfasen sägas vara signifikant.

Vidare kan klimatförändringar leda till förändringar gällande spridningsförutsättningarna inom det aktuella området. Ökad nederbörd skulle till exempel dels kunna leda till ökad utlakning och spridning via grundvatten, men även till ökat flöde i Ljungbyån, vilket i sin tur skulle kunna innebära ökad spridning via erosion i strandkanten. Ökad nederbörd skulle dock även leda till ökat flöde i ån, varför eventuellt ökat halttillskott inte nödvändigtvis skulle påverka halterna i recipienten.



11.0 PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

I den riskbedömning som utförs nedan med avseende på föroreningar i jord jämförs de representativa föroreningshalterna med platsspecifika riktvärden (PRV) för mark, som har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Indata för känslig markanvändning (NV-KM) har använts som grund men med vissa modifieringar baserat på de platsspecifika förutsättningar som råder. De PRV som tagits fram avser nuläget, dvs att markanvändningen är strövmark eller motsvarande. Separata riktvärden har tagits fram för bruksområdet respektive utfyllnadsområdet.

Uttagsrapporterna från beräkningarna återfinns i BILAGA A. Modifieringarna redovisas nedan samt i Tabell 23. I tabellen anges för jämförelse även de antaganden som görs för NVs generella scenario för känslig markanvändning.

Följande antaganden har gjorts vid beräkning av platsspecifika riktvärden (PRV):

- Människor som vistas inom området kan exponeras för föroreningar via intag av jord eller via inandning av damm. Det är inte känt hur mycket människor vistas inom området, men ca 100 dagars vistelse per år (dvs ca 2 gånger i veckan) bedöms inte underskatta exponeringstiden.
- Risken för att människan exponeras för föroreningar via hudkontakt är generellt lägre än vid intag av jord eftersom människor endast vistas utan heltäckande kläder under delar av året, främst sommartid. Därför har exponeringstiden inom området antagits till en tredjedel av den som rör intag av jord (ca 35 dagar). Motsvarande antagande med avseende på tidsandelen görs även i det generella scenariot.
- Då inga byggnader finns direkt inom undersökningsområdet har andelen inomhusvistelse satts till noll i scenariot som avser dagsläget.
- Exponering via intag av växter kan ske genom att växter, svamp, bär och frukt som tagit upp markföroreningar konsumeras. I dagsläget finns inga odlingar inom det förorenade området, men det kan inte uteslutas att det växer bär och svamp på platsen. För människor som vistas inom området bedöms 1 % av det totala intaget kunna härstamma från det förorenade området. Det motsvarar ett årligt intag på ca 1 kg för barn och 1,5 kg för vuxna. I det generella fallet för KM antas exponeringen från området utgöra 10 % av det totala växtintaget för en människa, vilket bedöms vara en överskattad exponering i föreliggande fall. För utfyllnadsområdet som till mycket stor del utgörs av glaskross bedöms sannolikheten för att grödor skall kunna växa som mycket liten och intaget har därmed ansatts till noll.
- Exponering genom intag av dricksvatten har inte medräknats då inget dricksvattenuttag sker inom området. Något framtida uttag är vad Golder erfar heller inte troligt. Närmsta av VISS utpekade grundvattenförekomst ligger väster om Orrefors (Orranäsafomationen), dvs 10 km från Flerohopp. Grundvattnet inom området bedöms endast vara skyddsvärt som spridningsväg från området, och bedöms separat i avsnitt 10.0.
- Platsspecifika data har använts för delområdenas längd och bredd.
- Skydd av markmiljö i bruksområdet har antagits i enlighet med KM, dvs. att 75 % av alla markorganismer och markprocesser skall skyddas i hela den omrättade zonen, detta eftersom området inte är hårdgjort/asfalterat och ligger i nära anslutning till bland annat bostadsområden. För utfyllnadsområdet bedöms markmiljön inte vara skyddsvärd då sammansättning med stor andel glaskross innebär att förutsättningar för ett välfungerande markekosystem saknas.
- Genomsläpplig jord har ansatts, utifrån vad som är känt om fyllnadsmassornas sammansättning.



- Flödet i recipienten Ljungbyån har justerats efter vas som anges i SMHIs vattenwebb. Det bör dock noteras att detta enbart rör spridning till ytvatten, som primärt riskbedöms separat, baserat på uppmätta halter i ytvatten och grundvatten.

Tabell 23: Avvikelse i scenarioparametrar för scenario PRV.

	Bruksmark	Utfyllnad	KM	Enhet
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas ej	beaktas	
Exp.tid barn - intag av sand	100	100	365	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av sand	100	100	365	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt sand/damm	35	35	120	dag/år
Exp.tid vuxna - hudkontakt sand/damm	35	35	120	dag/år
Exp.tid barn - inandning av damm	100	100	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	100	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. Damm	0	0	1	-
Exp.tid barn - inandning av ånga	100	100	365	dag/år
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	100	100	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	0	1	-
Andel växter från odling på plats	0,01	0	0,1	-
Längd på förorenat område	130	50	50	m
Bredd på förorenat område	150	50	50	m
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs ej	utförs	
Skydd av markmiljö	utförs	utförs ej	utförs	
Markparametrar	genomsl.	genomsl.	normaltät	
Flöde i rinnande vattendrag	0,01	0,01	0,03	m ³ /s

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

Bor saknas i NV:s riktvärdesmodell, och bedömningen att detta ämne är dimensionerande i föreliggande fall baseras på mycket stora haltskillnader mellan analyser från bruksområdet respektive utfyllnadsområdet. I tidigare utförda huvudstudier för glasbruken i Björkå och Gadderås (Kemakta 2016a & 2016b) har Kemakta tagit fram platsspecifika riktvärden för bor med hjälp av Naturvårdsverkets modell. Baserat på de data som Kemakta samlat in och NV:s generella antaganden har PRV tagits fram för bor i utfyllnadsområdet även för Flerohopp. För bruksområdet har inga PRV tagits fram då den representativa halten är klart lägre än bakgrundshalten (som baseras på data från SGU och SLU).



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

I Tabell 24 och Tabell 25 nedan redovisas envägskoncentrationer och sammanvägda hälsoriskbaserade riktvärden för bruksmark respektive utfyllnadsområde samt det framtida scenariot.

Tabell 24: Envägskoncentrationer samt platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden (PRV-hälsa kroniska effekter) för metaller (mg/kg TS).

Ämne	Envägskoncentrationer – bruksmark (dagsläge)					Sammanvägt hälsoriskbaserat riktvärde
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning Damm	Inandning ånga	Intag av Växter	
Antimon	1400	16000	15000	-	11000	1100
Arsenik	17	110	980	-	28	9,8
Barium	4600	160000	73000	-	8700	2800
Bly	320	11000	15000	-	2700	270
Kadmium	33	11000	150	-	14	9,2
Koppar	110000	ej begr.	73000	-	28000	17000
Kvicksilver	21	720	5800	7,2	7,6	3,1
Zink	68000	ej begr.	ej begr.	-	34000	22000

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

Tabell 25: Envägskoncentrationer samt platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden utfyllnadsområde (PRV-hälsa kroniska effekter) för metaller (mg/kg TS).

Ämne	Envägskoncentrationer – utfyllnadsområde (dagsläge)			Sammanvägt hälsoriskbaserat riktvärde
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	
Antimon	1400	16000	15000	1200
Arsenik	17	110	980	15
Barium	4600	160000	73000	4200
Bor	91000	ej begr.	ej begr.	84000
Bly	320	11000	15000	300



Ämne	Envägskoncentrationer – utfyllnadsområde (dagsläge)			Sammanvägt hälsoriskbaserat riktvärde
	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	
Kadmium	33	11000	150	27
Koppar	110000	ej begr.	73000	44000
Kobolt	320	11000	7300	300
Nickel	2700	94000	1800	1100
Zink	68000	ej begr.	ej begr.	66000

Även för utfyllnadsområdet är intag av jord dimensionerande för de flesta metallerna. Nickel utgör ett undantag, där inandning av damm är styrande för det sammanvägda riktvärdet.

För båda scenarierna är det värt att notera att NV:s beräkningsmodell utgår från att biotillgängligheten är 100 %, för samtliga ämnen. Baserat på de sekventiella lakförsök som redovisas i avsnitt 6.4 är biotillgängligheten för de aktuella ämnena i allmänhet betydligt lägre. I riskbedömningen nedan kommer sålunda 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.



12.0 REPRESENTATIVA HALTER

Representativa halter är de halter som bäst representerar föroreningsituationen 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. Detta 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 och/eller beräknade medelhalter som representativa halter.



13.0 RISKBEDÖMNING – MÄNNISKORS HÄLSA

Nedan jämförs representativa halter i jord i bruksområdet med PRV avseende kroniska hälsorisker. I tabellen har även en kolumn inkluderats som visar den biotillgängliga halten. Denna har bestämts med hjälp av sekventiella lakningar som redovisas i avsnitt 6.4, och baseras på ett medelvärde mellan de två försök som utförts på material från bruksområdet.

Riskbedömningen nedan utförs för bruksområdet, utfyllnadsområdet samt för det framtida scenariot.

Tabell 26: Riskkarakterisering hälsa bruksområde (mg/kg TS)

	Representativ halt	Biotillgänglig halt	PRV-hälsa
Antimon	35	1,4	1 100
Arsenik	33	4	10
Barium	5 221	634	2 800
Kadmium	5,2	3	9
Koppar	50	28	17 000
Kvicksilver	0,2	0,02	3,1
Bly	192	35	270
Zink	360	152	22 000

Med avseende på bruksområdet överskrider de representativa totalhalterna av arsenik och barium de hälsoriskbaserade riktvärdena. För båda dessa ämnen styrs PRV av exponering via oralt intag av jord. Beaktas biotillgänglig halt föreligger inga risker för negativa hälsoeffekter.

Motsvarande jämförelse för utfyllnadsområdet redovisas i Tabell 27 nedan:

Tabell 27: Riskkarakterisering hälsa utfyllnadsområde (mg/kg TS)

	Representativ halt	Biotillgänglig halt	PRV-hälsa
Antimon	1 667	41	1 200
Arsenik	1 386	141	15
Barium	1 998	562	4 200
Bor	685	N/A	84 000
Bly	20 538	1 612	300
Kadmium	6	2	27
Koppar	56	18	44 000
Kobolt	10	2	300
Nickel	27	7	1 100
Zink	315	92	66 000

Av tabellen ovan framgår att för utfyllnadsområdet föreligger en risk med avseende på totalhalterna av antimon, arsenik och bly, som överskrider de hälsoriskbaserade riktvärdena. Intag av jord utgör den styrande exponeringsvägen.

Beaktas biotillgänglig halt föreligger risk för kroniska negativa hälsoeffekter med avseende på arsenik och bly. Dessa båda ämnen 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.

13.1 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. Sannolikheten att människor skall få i sig förorenad jord bedöms generellt som något mindre inom utfyllnadsområdet, pga. av förekomsten av stora mängder glaskross och liknande.

- När det gäller biotillgänglighet ansätter NV att denna är 100 %. I föreliggande fall har dock sekventiella lakförsök utförts, vilka visar att biotillgängligheten är betydligt lägre inom utfyllnadsområdet. I det lakförsök



som utförts på siktat material (vilket bedöms vara representativt för utfyllnadsområdet) är biotillgängligheten ca 20 %.

Baserat på ovanstående har följande platsspecifika riktvärden för akut toxicitet hos arsenik beräknats, se Tabell 28.

Tabell 28: 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 29 nedan jämförs riktvärdena för akut toxicitet (övergående symptom respektive potentiellt dödliga effekter) med uppmätta arsenikhalter i utfyllnadsområdet. Då det handlar om exponering vid ett enskilda tillfälle har uppmätt maxhalt ansatts som representativ föroreningshalt. I bruksområdet har inga halter över NVs riktvärde för akut toxicitet uppmätts.

Föroreningshalterna är i ungefär samma storleksordning genom hela jordprofilen. Då ytlig jord är betydligt mer tillgänglig för människor som vistas inom området redovisas dock uppmätt maxhalt både inom den ytligaste halvmetern jord och i mer djupliggande jord. Den allra högsta halten har uppmätts på nivån 0,5 – 1 m u my. Det är värt att notera att endast två analyser utfört på jord mellan 0 och 0,5 m u my.

Tabell 29: PRV arsenik akuttoxicitet (mg/kg TS)

	< 0,5 m u my	> 0,5 m u my	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
	Uppmätt maxhalter		Övergående akuta symptom		Potentiellt dödlig effekt	
100 % biotillgänglighet	724	3020	100	1 750	2 000	35 000
20 % biotillgänglighet	145	604				

Av tabellen framgår

- Maxhalten i den ytligaste halvmetern innebär risk för övergående akuta symptom hos barn, även då en biotillgänglighet om 20 % beaktas. Ingen risk föreligger för vuxna.
- Maxhalten i djupare jord indikerar potentiellt dödlig effekt för ett litet barn, samt övergående akuta symptom för vuxna. Halten som erhålls om biotillgängligheten beaktas indikerar risk för övergående symptom för barn. Sannolikheten att barn eller vuxna exponeras för jord mer än en halvmetern ner i marken är under normala omständigheter mycket liten.

13.2 Korttidsexponering

I den uppdatering av NVs beräkningsverktyg som utfördes under 2016 adderades riktvärden för humanrisk vid korttidsexponering. Detta gäller ämnen som har lång uppehållstid i kroppen, där enskilda exponeringstillfällen kan leda till långsiktiga risker. Av de ämnen som pekats ut som dimensionerande i detta fall har riktvärden för korttidsexponering tagits fram för bly och kadmium.



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

Av Tabell 30 nedan framgår att risk för negativa effekter vid korttidsexponering föreligger med avseende på bly, i både bruksområdet och utfyllnadsområdet. I det senare föreligger denna risk även om hänsyn tas till den beräknade biotillgängligheten.

Tabell 30: Korttidsexponering (mg/kg TS)

	Bruksområde		Utfyllnadsområde		Riktvärde
	Uppmätt halt	Biotillgänglig halt	Uppmätt halt	Biotillgänglig halt	
Pb	660	120	63 500	5 000	600
Cd	17	10	40	10	250

I bruksområdet ligger den uppmätta maxhalten, som uppmäts i ett prov från nivån 0-0,8 m u my) nära riktvärdet. Den näst högsta halten är betydligt lägre (232 mg/kg TS), vilket indikerar att sannolikheten för att exponeras för en halt över riktvärdet är liten.

I utfyllnadsområdet är blyhalterna generellt kraftigt förhöjda, och både median och medelvärde är högre än riktvärdet för korttidsexponering. Maxhalten har uppmäts 0,5 – 1 m u my, den högsta halten i den ytligaste halvmetern jord ligger på 12 500 mg/kg TS (ca 1 000 mg/kg biotillgänglig halt), dvs även denna är kraftigt förhöjd.

13.3 Recipient

Eventuella risker kopplade till ytvatten och sediment i recipienten har bedömts utanför riktvärdesmodellen och redovisas nedan.

Undersökningsområdet ligger centralt i Flerohopp, varför det inte kan uteslutas att människor vistas vid ån, och därmed löper risk att komma i kontakt med ytvatten och sediment. Det bör dock noteras att boende i närområdet känner till att glasbruksområdet är förorenat, och därmed antar att även ån är förorenad (baserat på muntliga uppgifter i samband med utförda undersökningar).

Som tidigare påpekats gäller vidare att halterna uppströms och nedströms området är i ungefär samma storleksordning, för samtliga ämnen. Inget påslag av föroreningshalter förefaller således ske i anslutning till undersökningsområdet.

13.3.1 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. Samtliga dricksvattenkvalitetskriterier är hämtade från Livsmedelsverket, med undantag för zink där SLV inte tagit fram något kriterium. Istället har ett värde från Kanada använts.

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 och bor. 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, se Tabell 31.

Tabell 31: Hälsorisk ytvatten (µg/l)

	Maxhalt i ytvatten	Dricksvattenkvalitets kriterium	Ytvattenkvalitetskriterium	
			Vatten + organism	Organism
Arsenik	0,7	10	0,18	1,4
Bly	2,8	10	-	-
Antimon	0,3	5	5,6	640
Bor	<20	1 000	-	-
Barium	20	700	1 000	
Kadmium	0,06	5	-*	-
Krom	6,6	50	-*	-
Nickel	1,3	20	610	4 600
Zink	20	5 000	7 400	26 000

Av tabellen framgår att samtliga halter i ytvatten ligger klart under respektive dricksvattenkvalitetskriterium, vilket innebär att vattnet från Ljungbyån är tjänligt som dricksvatten med avseende på de metaller som listats i tabellen.

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 ån, verklig exponering är sannolikt ganska begränsad, bedöms ingen oacceptabel risk föreligga för människor som nyttjar Ljungbyån för rekreation.



13.3.2 Sediment

Jämförvärden med avseende på hälsorisk saknas generellt för sediment. Exponeringen via intag av sediment i samband med rekreation har mycket 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 ån utanför undersökningsområdet, utan skyddsobjekten antas istället kunna exponeras för förorenade sediment under 30 dagar årligen. Detta bedöms vara ett försiktigt antagande då ån generellt inte inbjuder till bad. Den närmsta utpekade badplatsen finns i dammen uppströms undersökningsområdet. Föroreningshalter över använda jämförvärden har påvisats i denna damm, men dessa härrör sannolikt från förorenade sediment längre uppströms i Ljungbyån.

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 medelhalter i sediment. Då förhöjda halter uppmäts både uppströms och nedströms undersökningsområdet baseras medelvärdesberäkningen på samtliga provpunkter, även om det inte är klarlagt huruvida föroreningen kommer från det f.d. glasbruket. De ämnen som identifierats som dimensionerande för sediment (se avsnitt 9.1) har inkluderats i bedömningen.

Tabell 32: 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	0,00004	0,001	0,01	0,004	0,1
Bor	1,00E-07	4,00E-06			
Kadmium	1,00E-07	4,00E-06	0,00004	0,003	0,1
Krom	2,00E-06	0,00005	0,75	0,000002	0,00007
Bly	0,00002	0,0005	0,0007	0,02	0,7
Zink	0,00001	0,0004	0,15	0,00009	0,003
Antimon	3,00E-07	7,00E-06	0,003	0,00008	0,002
Genotoxiska ämnen					
Arsenik	1,60E-06		0,000006	0,3	

Av Tabell 32 ovan framgår att samtliga riskkvoter är mindre än 1, vilket indikerar att ingen risk föreligger med avseende på intag av förorenade sediment i samband med bad eller annan rekreation.



Risikkaraktärisering med avseende på akuta effekter och korttidsexponering redovisas i Tabell 33. Halterna av arsenik och kadmium är klart under respektive riktvärde, medan den uppmätta maxhalten bly ligger strax under riktvärdet för korttidsexponering.

Tabell 33: Akut toxicitet och korttidseffekter i sediment (mg/kg TS)

	Uppmätt maxhalt	Riktvärde	
		Akut toxicitet	Korttidsexponering
Arsenik	14	100	
Bly	539		600
Kadmium	4		250



14.0 RISKBEDÖMNING - MILJÖ

14.1 Markmiljö (bruksområdet)

I Tabell 34 jämförs representativa halter i mark med riktvärden för skydd av markmiljö. Markanvändningen inom området bedöms motsvara NV-KM, men det bör noteras att områdets karaktär som till stor del utfyllt med bl. a. byggrester och glaskross innebär begränsade förutsättningar för ett rikt markekosystem, oavsett föroreningsnivå.

I jämförande syfte har även riktvärdet för markmiljö enligt NV-MKM inkluderats i tabellen. Vid NV-KM skyddas enligt NV 75 % av alla marklevande organismer, medan 50 % skyddas vid NV-MKM.

Jämförelsen görs endast för bruksområdet, då utfyllnadsområdet domineras av glas, vilket innebär att förutsättningar för ett väl fungerande ekosystem saknas.

Tabell 34: Riskkaraktärisering markmiljö bruksområde (mg/kg TS)

	Representativ halt	Biotillgänglig halt	NV-KM	NV-MKM
Antimon	35	1,4	20	40
Arsenik	33	4	20	40
Barium	5 221	634	200	300
Kadmium	5,2	3	4	20
Koppar	50	28	80	200
Kvicksilver	0,2	0,02	5	10
Bly	192	35	200	400
Zink	360	152	250	500

Av tabellen ovan framgår de representativa halterna av antimon, arsenik, barium, kadmium och zink är högre än NV-KM för markmiljö, men att endast bariumhalten överstiger NV-MKM. Beaktas den biotillgängliga halten (se avsnitt 6.4) är det endast bariumhalten som indikerar risk för marklevande organismer.

14.2 Recipient

För vatten- och sedimentlevande organismer har ingen fördjupad riskbedömning utförts, utan risken bedöms utifrån den screening som redovisas i avsnitt 4.0. Där framgår att förhöjda halter av barium, bly och zink uppmätts i ytvatten, och arsenik, kadmium, krom, bly, zink och antimon i sediment. För barium och bor har inga riskbaserade jämförvärden för sediment hittats.

Gällande ytvatten är det främst den halt som uppmätts vid passiv provtagning som är av intresse vid riskbedömning för vattenlevande organismer, då denna i störst utsträckning motsvarar den biotillgängliga halten. Resultaten av mätningarna med DGI visar på att risk för negativa effekter inte kan uteslutas med avseende på uppmätta maxhalter av barium, bly och zink. Följande bör beaktas gällande jämförelsen mellan biotillgängliga halter och valda jämförvärden:

- För barium har ett äldre, amerikanskt jämförvärde använts, som är högre än svenska bakgrundshalt enligt NVs vägledningsrapport för beräkning av riktvärden.
- När det gäller bly överstiger endast den med DGI uppmätta maxhalten det valda jämförvärdet (miljö kvalitetsnormen). Denna har uppmätts i en av de uppströms belägna provpunkterna. Om en



medelhalt beräknas över samtliga DGI-resultat blir detta lägre än MKN. För övriga ämnen har en medelvärdesberäkning inte bedömts vara relevant, då halterna är i ungefär samma storleksordning i samtliga provpunkter. Gällande bly har den klart högsta halten uppmätts i ofiltrerat prov, vilket indikerar att detta ämne i högre grad är bundet till partiklar, och att den biotillgängliga halten är låg.

- För zink är samtliga DGI-resultat högre än jämförvärdet, trots att någon utbredd förekomst av zink inte förekommer inom undersökningsområdet. Dessutom är zinkhalterna högre i DGI-proverna än i stickproverna (både filtrerade och ofiltrerade), vilket indikerar osäkerheter med någon eller flera av mät- eller analysmetoderna.

I sedimenten har förhöjda halter av fler ämnen uppmätts. Liksom för ytvatten är halterna inte kraftigt förhöjda utan ligger generellt i nivå med eller strax över jämförvärdet. Uppmätta maxhalter av bly och antimon är dock ca fyra till fem gånger högre än valda jämförvärden.

För krom och zink 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, och detta endast i de två mest uppströms belägna provpunkterna.

Sammanfattningsvis kan risk för negativa effekter inte uteslutas i den aktuella delen av Ljungbyån.

För samtliga analyserade metaller gäller dock, som tidigare påpekats, att inga signifikanta haltskillnader föreligger mellan uppströms och nedströms belägna prover, varken för sediment och ytvatten. En förklaring till detta kan vara att de påvisade föroreningarna i recipienten faktiskt inte kommer från undersökningsområdet, utan har sitt ursprung i uppströms belägna förorenade sediment (mycket höga halter av främst bly har uppmätts utanför det uppströms belägna Flygsfors f.d. glasbruk). Detta är den slutsats som dras i Ekologgruppens utredning kring förorenade sediment (Ekologgruppen 2007).

I teorin kan det även bero på förhållandena i recipienten och att vattnet inte alltid strömmar i den huvudsakliga riktningen (från väst till öst), vilket skulle medföra att föroreningsspridning har kunnat ske både mot öster och väster. Om det historiskt har skett föroreningsspridning i form av t.ex. damning kan sådan även bidra till att partikelbundna föroreningar sprids inom ett större område. I samband med sedimentprovtagning noterades viss skillnad i sedimenttypen uppströms respektive nedströms undersökningsområdet. Uppströms var innehållet av organiskt material högre (vilket generellt innebär att föroreningar binder bättre), medan sedimenten nedströms främst utgjordes av sand.

Den studie som utförts med avseende på vilka blyisotoper som förekommer i fyllnadsmassor och sediment visar tydlig att det handlar om samma typ av blyförorening. Det kan dock inte uteslutas att blysignaturen ser likadan ut även uppströms, då även denna förorening med största sannolikhet kommer från glasbruksverksamhet. Baserat på den utlakning som beräknats med hjälp av fukt-kammarförsöken, och utifrån belastningsberäkningen som utförts utifrån halter i grundvattnet, förefaller spridningen av bly från området i dagsläget vara liten.



15.0 OSÄKERHETER

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

- De ämnen som analyserats är sådana som generellt kan kopplas till glasbruksverksamhet, vilket innebär fokus på metaller som arsenik, bly, antimon etc. Ett ämne som inte analyserats i jord inom ramen för föreliggande huvudstudie är fluor, som ibland använts i vitt pigment vid färgning av glas. Det finns dock inga specifika uppgifter om att fluor skall ha använts i verksamheten i Flerohopp.

Fluorid har analyserats i grundvatten inom området. Förhöjda halter i förhållande till SGUs bedömningsgrunder har uppmätts, men då detta även gäller referenspunkten saknas starka indikationer på en fluorförorening inom området.

- Föroreningsutbredningen bedöms vara relativt väl avgränsad i både djup- och ytled, dock med vissa brister avseende yttlig utbredning. För hela undersökningsområdet gäller dock att kunskapen om djupet till berg är begränsad.
 - Inom utfyllnadsområdet har höga föroreningshalter uppmätts i samtliga provtagna fyllnadsmaterial. Två analyser har utförts på naturlig jord, under fyllnadsmassorna. Dessa visade på förhöjda metallhalter, om än lägre än de som uppmätts mer ytligt (i fyll) i dessa båda provpunkter. Det kan således inte uteslutas att den underliggande naturliga jorden inom utfyllnadsområdet är förorenad.
 - I bruksområdet uppvisar prover tagna i naturlig jord (merparten i ytjord) generellt inga halter över NV-KM (med undantag för arsenik i en punkt). Med avseende på föroreningsutbredningen i ytled har förhöjda metallhalter uppmätts i undersökningsområdets sydvästra hörn, mot Kullabyvägen. Det är sannolikt att föroreningen upphör där vägen tar vid, men inga prover har tagits på motsatt sida vägen, där det i dagsläget finns bostadshus.
- Ingen provtagning har utförts i eller under den bottenplatta som finns kvarlämnad inom bruksområdet. Det kan inte uteslutas att denna är förorenad.
- Ingen provtagning har skett i närområdet (villaträdgårdar etc), dit förorening kan ha spridits via t.ex. damning. I blyisotopstudien påpekas att förekomsten av bly (som bedöms kunna kopplas till verksamheten) uppströms i recipienten, eventuellt kan förklaras med att bly mobiliserats i smältningen av glas och påverkat omgivningen genom nedfall av stoft. Detta innebär att spridning till övriga närområdet inte kan uteslutas. Referenspunkterna, och majoriteten av provpunkterna inom den norra delen av bruksområdet, uppvisar dock inga eller bara enstaka förhöjda halter, vilket tyder på att ingen omfattande spridning har skett.
- 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 ligger dock mitt inne i orten Flerohopp, och det bedöms inte utgöra en särskilt värdefull livsmiljö för djur i 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) och dels risk för fysiska skador på grund av förekomsten av glaskross.



Inga analyser har utförts med avseende på biota, för att studera eventuellt upptag i djur och växter. Ingen av de aktuella föroreningarna tenderar att biomagnifieras, och ackumulera upp i näringskedjan, även om vissa metaller (såsom bly) kan ansamlas i organismer.

- Det är inte helt klarlagt huruvida föroreningarna i recipienten i första hand härrör från förorenade områden uppströms Flerohopp eller om föroreningarna har sitt ursprung i det undersökta området. Utifrån de mätningar som utförts i recipienten förefaller ingen signifikant spridning ske via grundvatten i dagsläget. Under året har halterna i framför allt två av grundvattenrören inom utfyllnadsområdet ökat markant, utan att någon påverkan på recipienten påvisats. Då fyllnadsmassorna bedöms vara genomsläppliga och då utfyllnadsområdet ligger i direkt anslutning till ån är ingen fördröjning egentligen att förvänta.

Den geokemiska karaktäriseringen visar dock på att en viss mängd förorening lakar varje år. Denna mängd är större än vad som indikeras av analyser i grund- och ytvatten, vilket kan förklaras med att föroreningarna fastläggs igen innan de hinner spridas ut från området. De utförda undersökningarna indikerar att föroreningar från undersökningsområdet inte kan spridas till grundvatten i berg.

Den studie av blyisotoper i material från området respektive sedimenten pekar på att blyföroreningen har samma ursprung.



16.0 SAMLAD BEDÖMNING – BEHOV AV RISKREDUKTION

Nedan redovisas de slutsatser som dragits avseende potentiella risker för människors hälsa och miljö, orsakade av föroreningar från Flerohopp f.d. glasbruk.

16.1 Hälsorisker

Nedan redovisas de hälsorisker som kan kopplas till föroreningar som bedöms ha sitt ursprung i den tidigare glasbruksverksamheten. Utöver dessa risker 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.

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.

16.1.1 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 halterna arsenik och barium de hälsoriskbaserade platsspecifika riktvärdena. För båda dessa ämnen styrs PRV av exponering via oralt intag av jord.
- Vidare föreligger en teoretisk risk med avseende på bly vid korttidsexponering (dvs. långsiktiga risker som kan uppstå vid ett enda exponeringstillfälle). Den uppmätta maxhalten i bruksområdet ligger precis över riktvärdet. Den näst högsta halten är dock betydligt lägre, vilket pekar på att sannolikheten för att exponeras för en halt över riktvärdet är liten. Denna risk avser totalhalt, beaktas den biotillgängliga halten indikeras ingen risk.
- Gällande skydd av markekosystemet överstiger halten biotillgängligt barium NV-MKM för skydd av markmiljö. Biotillgängliga halter av övriga ämnen är lägre än NV-KM. Ses till totalhalter är de representativa halterna av antimon, arsenik, kadmium och zink högre än NV-KM, och halten barium överstiger NV-MKM.

16.1.2 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 och bly som föreligger inom området. För båda dessa ämnen utgör intag av jord den styrande exponeringsvägen. Om riskkaraktäriseringen utförs baserat på uppmätta totalhalter (där andelen som är biotillgänglig inte vägs in) innebär även den representativa halten antimon en hälsorisk.
- Med avseende på akuta effekter indikerar de högsta halterna biotillgänglig arsenik i ytlig jord (0 – 0,5 m u my) risk för små barn (övergående effekter). Jämförs riktvärden för akuta effekter med uppmätta totalhalter innebär arsenikhalten i djupliggande jord risk för potentiellt dödliga effekter hos ett litet barn och övergående effekter hos vuxna.



- Vidare föreligger risk med avseende på bly vid korttidsexponering (dvs. långsiktiga risker som kan uppstå vid ett enda exponeringstillfälle); både median- och medelhalterna i utfyllnadsområdet är högre än NVs riktvärde för korttidsexponering. Risk föreligger även om hänsyn tas till den beräknade biotillgängligheten.

För utfyllnadsområdet har ingen riskbedömning utförts med avseende på markmiljön, då den stora andelen glaskross innebär kraftigt försämrade förutsättningar för markekosystemet, oavsett föroreningsförekomst.

16.1.3 Recipienten

För recipienten har följande risker identifierats:

- I ytvatten föreligger en risk för negativa effekter på vattenlevande organismer, i första hand med avseende på zink. Med avseende på sedimentlevande organismer innebär framför allt de uppmätta blyhalterna, men även förekomsten av andra ämnen såsom arsenik, kadmium, krom, zink och antimon att risk för negativa effekter föreligger.
- Inget mätbart påslag av föroreningar från undersökningsområdet har kunnat konstateras, och för vissa av de ämnen som uppmätts i förhöjda halter i recipienten (t.ex. zink) saknas en klar koppling till den tidigare glasbruksverksamheten.

16.2 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. På sikt kan även grundvattennivån stiga, vilket kan innebära att de mest djupliggande fyllnadsmassorna kan komma att stå i ständig kontakt med grundvattnet, vilket ökar risken för utlakning. Ökad nederbörd kan även leda till ökat flöde i Ljungbyån, vilket kan innebära ökad föroreningsspridning genom erosion i strandkanten samt eventuellt även ökad föroreningsspridning genom att ån vid högflöde kan skölja igenom delar av utfyllnadsområdet och föra med sig föroreningar.



17.0 REFERENSER

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

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

Avfall Sverige, Utveckling, (2007). Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, rapport 2007:01, http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/2007_01.pdf

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, 2016. *Åtgärder Glasbruksprojektet – Fältrapport plockanalys*. Golder Associates AB, 2016-12-21

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>

Höglund L. O., Fanger G. och Yesilova H., *Slutrapport Glasbruksprojektet 2006-2007*, Kemakta konsult AB, 2007-12-10.

Kemakta 2016a. *Huvudstudie Björkå glasbruk*, Kemakta konsult AB, april 2016.

Kemakta 2016b. *Huvudstudie Gadderås glasbruk*. Kemakta konsult AB, april 2016.

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/Vagledninga/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/>

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

Svenska Livsmedelverkets dricksvattenkriterier: "Livsmedelverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30, omtryck innehållande ändringar fram till LIVSFS 2011:3", <http://www.livsmedelverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/slvfs-2001-30-kons.pdf>

VISS (VattenInformationSystem Sverige), <http://visstest.lansstyrelsen.se/>

VISS: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA20957113>

WHO's dricksvattenkriterier "Guidelines for Drinking-water Quality", http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwq-guidelines-4/en/





GOLDER ASSOCIATES AB

Göteborg, datum som ovan

Stockholm, datum som ovan

Helena Romelsjö
Handläggare

Henning Holmström
Uppdragsledare

HR/HH

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

i:\projekt\2016\1655600 flero hopp huvudprojekt\8.rapporter\huvudstudie\1655600_flerohopp huvudstudie_2018-08-08.docx



BILAGA A

Uttagsrapport - platsspecifika riktvärden

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J																																																										
1	Indata för beräkning av riktvärden							Naturvårdsverket, version 2.0.1																																																												
2								Val av generellt scenario (gulbruna celler)																																																												
3	Beskrivning av scenariot							Hämta generellt scenario: KM																																																												
4	Scenariots namn:																																																																			
5	Bruksområde																																																																			
6	Beskrivning:																																																																			
7								Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)																																																												
8								Hämta eget scenario: KM																																																												
9								Befintligt scenario är inte sparat!																																																												
10																																																																				
11																																																																				
12	Val av ämnen																																																																			
13																																																																				
14	Ämne 1:	Antimon		Ämne 9:			Ämne 17:																																																													
15	Ämne 2:	Arsenik		Ämne 10:			Ämne 18:																																																													
16	Ämne 3:	Barium		Ämne 11:			Ämne 19:																																																													
17	Ämne 4:	Bly		Ämne 12:			Ämne 20:																																																													
18	Ämne 5:	Kadmium		Ämne 13:			Ämne 21:																																																													
19	Ämne 6:	Koppar		Ämne 14:			Ämne 22:																																																													
20	Ämne 7:	Kvicksilver		Ämne 15:			Ämne 23:																																																													
21	Ämne 8:	Zink		Ämne 16:			Ämne 24:																																																													
22																																																																				
23																																																																				
24																																																																				
25																																																																				
26																																																																				
27																																																																				
28	Beaktade exponeringsvägar							Exponeringsparametrar																																																												
29	<input checked="" type="checkbox"/> Intag av jord <input checked="" type="checkbox"/> Hudkontakt med jord/damm <input checked="" type="checkbox"/> Inandning av damm <input checked="" type="checkbox"/> Inandning av ånga <input type="checkbox"/> Intag av dricksvatten <input checked="" type="checkbox"/> Intag av växter <input type="checkbox"/> Uppskatning av halt i fisk							<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Intag av förorenad jord</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Hudkontakt med jord/damm</td> <td>35</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>35</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Inandning av damm</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Andel inomhusvistelse</td> <td>0</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Inandning av ånga</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Andel inomhusvistelse</td> <td>0</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Intag av växter</td> <td>0,25</td> <td>0,25</td> </tr> <tr> <td>Konsumtion, barn</td> <td>0,4</td> <td>0,4</td> </tr> <tr> <td>Konsumtion, vuxna</td> <td>0,01</td> <td>0,1</td> </tr> <tr> <td>Andel från odling på plats</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Intag av förorenad jord	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna			Hudkontakt med jord/damm	35	120	Exponeringstid barn	35	120	Exponeringstid vuxna			Inandning av damm	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna			Andel inomhusvistelse	0	1	Inandning av ånga	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna			Andel inomhusvistelse	0	1	Intag av växter	0,25	0,25	Konsumtion, barn	0,4	0,4	Konsumtion, vuxna	0,01	0,1	Andel från odling på plats		
	KM																																																																			
Intag av förorenad jord	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna																																																																				
Hudkontakt med jord/damm	35	120																																																																		
Exponeringstid barn	35	120																																																																		
Exponeringstid vuxna																																																																				
Inandning av damm	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna																																																																				
Andel inomhusvistelse	0	1																																																																		
Inandning av ånga	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna																																																																				
Andel inomhusvistelse	0	1																																																																		
Intag av växter	0,25	0,25																																																																		
Konsumtion, barn	0,4	0,4																																																																		
Konsumtion, vuxna	0,01	0,1																																																																		
Andel från odling på plats																																																																				
30																																																																				
31																																																																				
32																																																																				
33																																																																				
34																																																																				
35																																																																				
36																																																																				
37																																																																				
38																																																																				
39																																																																				
40	Scenariospecifika modellparametrar																																																																			
41	<input checked="" type="radio"/> Använd KM-värden i modellen <input type="radio"/> Använd MKM-värden i modellen																																																																			
42																																																																				
43																																																																				
44																																																																				
45																																																																				
46																																																																				
47																																																																				
48	Jord- och grundvattenparametrar							Förorenat område																																																												
49	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Halt löst/mobilt organiskt kol</td> <td>0,000003</td> <td>0,000003</td> </tr> <tr> <td>Torrdensitet</td> <td>1,5</td> <td>1,5</td> </tr> <tr> <td>Halt organiskt kol</td> <td>0,01</td> <td>0,02</td> </tr> <tr> <td>Vattenhalt</td> <td>0,11</td> <td>0,32</td> </tr> <tr> <td>Andel porluft</td> <td>0,24</td> <td>0,08</td> </tr> <tr> <td>Total porositet</td> <td>0,35</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>								KM		Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003	Torrdensitet	1,5	1,5	Halt organiskt kol	0,01	0,02	Vattenhalt	0,11	0,32	Andel porluft	0,24	0,08	Total porositet	0,35		<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Områdets längd</td> <td>130</td> <td>50</td> </tr> <tr> <td>Områdets bredd</td> <td>150</td> <td>50</td> </tr> <tr> <td>Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan</td> <td><input type="checkbox"/></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Mäktighet under gv-ytan</td> <td>1</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Områdets längd	130	50	Områdets bredd	150	50	Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan	<input type="checkbox"/>		Mäktighet under gv-ytan	1																						
	KM																																																																			
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003																																																																		
Torrdensitet	1,5	1,5																																																																		
Halt organiskt kol	0,01	0,02																																																																		
Vattenhalt	0,11	0,32																																																																		
Andel porluft	0,24	0,08																																																																		
Total porositet	0,35																																																																			
	KM																																																																			
Områdets längd	130	50																																																																		
Områdets bredd	150	50																																																																		
Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan	<input type="checkbox"/>																																																																			
Mäktighet under gv-ytan	1																																																																			
50																																																																				
51																																																																				
52																																																																				
53																																																																				
54																																																																				
55																																																																				
56																																																																				
57	Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft							Transportmodell - Grundvatten																																																												
58	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Luftvolym inne i byggnad</td> <td>240</td> <td>240</td> </tr> <tr> <td>Luftomsättning i byggnad</td> <td>12</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>Yta under byggnad</td> <td>100</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>Djup till förorening</td> <td>0,35</td> <td>0,35</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till inomhusluft</td> <td>saknas</td> <td>Bly</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till utomhusluft</td> <td>saknas</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>								KM		Luftvolym inne i byggnad	240	240	Luftomsättning i byggnad	12	12	Yta under byggnad	100	100	Djup till förorening	0,35	0,35	Utspädning till inomhusluft	saknas	Bly	Utspädning till utomhusluft	saknas		<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Grundvattenbildning</td> <td>100</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>Hydraulisk konduktivitet</td> <td>1,00E-05</td> <td>1,00E-05</td> </tr> <tr> <td>Hydraulisk gradient</td> <td>0,03</td> <td>0,03</td> </tr> <tr> <td>Akviferens mäktighet</td> <td>10</td> <td>10</td> </tr> <tr> <td>Avstånd till brunn</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till grundv. (brunn)</td> <td>10</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Grundvattenbildning	100	100	Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05	Hydraulisk gradient	0,03	0,03	Akviferens mäktighet	10	10	Avstånd till brunn	0	0	Utspädning till grundv. (brunn)	10																
	KM																																																																			
Luftvolym inne i byggnad	240	240																																																																		
Luftomsättning i byggnad	12	12																																																																		
Yta under byggnad	100	100																																																																		
Djup till förorening	0,35	0,35																																																																		
Utspädning till inomhusluft	saknas	Bly																																																																		
Utspädning till utomhusluft	saknas																																																																			
	KM																																																																			
Grundvattenbildning	100	100																																																																		
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05																																																																		
Hydraulisk gradient	0,03	0,03																																																																		
Akviferens mäktighet	10	10																																																																		
Avstånd till brunn	0	0																																																																		
Utspädning till grundv. (brunn)	10																																																																			
59																																																																				
60																																																																				
61																																																																				
62																																																																				
63																																																																				
64																																																																				
65																																																																				
66	Transportmodell - Ytvatten							Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer																																																												
67	<input type="radio"/> Sjö <input checked="" type="radio"/> Rinnande vattendrag							<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Porluft till inomhusluft</td> <td>6000</td> <td>~6000</td> </tr> <tr> <td>Porluft till utomhusluft</td> <td>600000</td> <td>~600000</td> </tr> <tr> <td>Porvatten till grundvatten</td> <td>14</td> <td>14</td> </tr> <tr> <td>Porvatten till ytvatten</td> <td>4000</td> <td>4000</td> </tr> </tbody> </table>					KM		Porluft till inomhusluft	6000	~6000	Porluft till utomhusluft	600000	~600000	Porvatten till grundvatten	14	14	Porvatten till ytvatten	4000	4000																																										
	KM																																																																			
Porluft till inomhusluft	6000	~6000																																																																		
Porluft till utomhusluft	600000	~600000																																																																		
Porvatten till grundvatten	14	14																																																																		
Porvatten till ytvatten	4000	4000																																																																		
68																																																																				
69																																																																				
70																																																																				
71	Sjöns volym							Transportmodeller - Beräknade vattenflöden																																																												
72	Sjöns omsättningstid							<table border="1"> <tbody> <tr> <td>Flöde genom föroren. massor</td> <td>1950,0</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Flöde genom akviferen</td> <td>14191,2</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>				Flöde genom föroren. massor	1950,0		Flöde genom akviferen	14191,2																																																				
Flöde genom föroren. massor	1950,0																																																																			
Flöde genom akviferen	14191,2																																																																			
73	Flöde i rinnande vattendrag																																																																			
74	Modellens utspädning																																																																			
75																																																																				
76																																																																				
77	Skydd av markmiljö							Skydd av grundvatten - Utspädning:																																																												
78	<input checked="" type="radio"/> Använd KM-värden i ämnesdatabas <input type="radio"/> Använd MKM-värden i ämnesdatabas							<input type="checkbox"/> Egen utspädningsfaktor																																																												
79								<input type="checkbox"/> Avstånd till skyddat gv																																																												
80								<input checked="" type="checkbox"/> Justering för bakgrundshalt																																																												
81																																																																				
82	Skydd av grundvatten samt justeringar																																																																			
83																																																																				
84																																																																				
85																																																																				
86																																																																				
87																																																																				
88																																																																				
89																																																																				

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bruksområde**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon	1,2	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly	150	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kadmium	0,60	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Koppar	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	0,10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Zink	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario Bruksområde	Generellt scenario KM		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget dricksvattenuttag sker inom området (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bruksområde**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
 Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Exp.tid barn - inandning av ånga	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). (obl)
Halt organiskt kol	0,01	0,02	kg/kg	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Längd på förorenat område	130	50	m	Ungefärlig längd på området. (obl)
Bredd på förorenat område	150	50	m	Ungefärlig bredd på området. (obl)
Flöde i rinnande vattendrag	0,01	0,03171	m ³ /s	Data från SMHI (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Endast skyddsvärt som spridningsväg då inget grundvattenuttag sker inom området. (obl)

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.0.1										Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde					
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde													
	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					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter								
Antimon	1400	16000	15000	beaktas ej	beaktas ej	11000	1100	data saknas	data saknas	1100	20	beaktas ej	beaktas ej	1,3	1,3	0,3	1,2	Antimon	76,8%	6,7%	7,2%	0,0%	0,0%	0,0%	9,3%							
Arsenik	17	110	980	beaktas ej	beaktas ej	28	9,8	data saknas	data saknas	9,8	20	beaktas ej	beaktas ej	15	9,8	10	10	Arsenik	56,2%	8,5%	1,0%	0,0%	0,0%	0,0%	34,3%							
Barium	4600	160000	73000	beaktas ej	beaktas ej	8700	2800	data saknas	data saknas	2800	200	beaktas ej	beaktas ej	1900	200	80	200	Barium	62,0%	1,8%	3,9%	0,0%	0,0%	0,0%	32,3%							
Bly	320	11000	15000	beaktas ej	beaktas ej	2700	270	600	data saknas	270	200	beaktas ej	beaktas ej	150	150	20	150	Bly	85,5%	2,5%	1,9%	0,0%	0,0%	0,0%	10,1%							
Kadmium	33	11000	150	beaktas ej	beaktas ej	14	9,2	250	data saknas	9,2	4	beaktas ej	beaktas ej	0,65	0,65	0,2	0,60	Kadmium	28,0%	0,1%	6,3%	0,0%	0,0%	0,0%	65,6%							
Koppar	110000	ej begr.	73000	beaktas ej	beaktas ej	28000	17000	data saknas	data saknas	17000	80	beaktas ej	beaktas ej	97	80	30	80	Koppar	15,1%	0,4%	23,6%	0,0%	0,0%	0,0%	60,9%							
Kvicksilver	21	720	5800	7,2	beaktas ej	7,6	3,1	data saknas	data saknas	3,1	5	beaktas ej	beaktas ej	0,097	0,097	0,1	0,10	Kvicksilver	14,9%	0,4%	0,1%	43,3%	0,0%	0,0%	41,2%							
Zink	68000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	34000	22000	data saknas	data saknas	22000	250	beaktas ej	beaktas ej	390	250	70	250	Zink	32,9%	1,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	66,2%							

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**

Eget scenario: **Bruksområde**
Generellt scenario: **KM**

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J																																																										
1	Indata för beräkning av riktvärden							Naturvårdsverket, version 2.0.1																																																												
2	Beskrivning av scenariot Scenariots namn: Utfyllnadsområde Beskrivning:							Val av generellt scenario (gulbruna celler) Hämta generellt scenario: KM																																																												
3																																																																				
4																																																																				
5																																																																				
6																																																																				
7																																																																				
8																																																																				
9																																																																				
10																																																																				
11																																																																				
12								Val av ämnen																																																												
13	Ämne 1:	Antimon	Ämne 9:	Zink	Ämne 17:																																																															
14	Ämne 2:	Arsenik	Ämne 10:	Bor	Ämne 18:																																																															
15	Ämne 3:	Barium	Ämne 11:		Ämne 19:																																																															
16	Ämne 4:	Bly	Ämne 12:		Ämne 20:																																																															
17	Ämne 5:	Kadmium	Ämne 13:		Ämne 21:																																																															
18	Ämne 6:	Koppar	Ämne 14:		Ämne 22:																																																															
19	Ämne 7:	Kobolt	Ämne 15:		Ämne 23:																																																															
20	Ämne 8:	Nickel	Ämne 16:		Ämne 24:																																																															
21																																																																				
22	Beaktade exponeringsvägar							Exponeringsparametrar																																																												
23	<input checked="" type="checkbox"/> Intag av jord <input checked="" type="checkbox"/> Hudkontakt med jord/damm <input checked="" type="checkbox"/> Inandning av damm <input checked="" type="checkbox"/> Inandning av ånga <input type="checkbox"/> Intag av dricksvatten <input type="checkbox"/> Intag av växter <input type="checkbox"/> Uppskattning av halt i fisk							<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Intag av förorenad jord</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Hudkontakt med jord/damm</td> <td>35</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>35</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td>35</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Inandning av damm</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Andel inomhusvistelse</td> <td>0</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Inandning av ånga</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid barn</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Exponeringstid vuxna</td> <td>100</td> <td>365</td> </tr> <tr> <td>Andel inomhusvistelse</td> <td>0</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Intag av växter</td> <td>0,25</td> <td>0,25</td> </tr> <tr> <td>Konsumtion, barn</td> <td>0,4</td> <td>0,4</td> </tr> <tr> <td>Konsumtion, vuxna</td> <td>0,01</td> <td>0,1</td> </tr> <tr> <td>Andel från odling på plats</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Intag av förorenad jord	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna	100	365	Hudkontakt med jord/damm	35	120	Exponeringstid barn	35	120	Exponeringstid vuxna	35	120	Inandning av damm	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna	100	365	Andel inomhusvistelse	0	1	Inandning av ånga	100	365	Exponeringstid barn	100	365	Exponeringstid vuxna	100	365	Andel inomhusvistelse	0	1	Intag av växter	0,25	0,25	Konsumtion, barn	0,4	0,4	Konsumtion, vuxna	0,01	0,1	Andel från odling på plats		
	KM																																																																			
Intag av förorenad jord	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna	100	365																																																																		
Hudkontakt med jord/damm	35	120																																																																		
Exponeringstid barn	35	120																																																																		
Exponeringstid vuxna	35	120																																																																		
Inandning av damm	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna	100	365																																																																		
Andel inomhusvistelse	0	1																																																																		
Inandning av ånga	100	365																																																																		
Exponeringstid barn	100	365																																																																		
Exponeringstid vuxna	100	365																																																																		
Andel inomhusvistelse	0	1																																																																		
Intag av växter	0,25	0,25																																																																		
Konsumtion, barn	0,4	0,4																																																																		
Konsumtion, vuxna	0,01	0,1																																																																		
Andel från odling på plats																																																																				
24	<input checked="" type="checkbox"/> Använd KM-värden i modellen <input type="checkbox"/> Använd MKM-värden i modellen																																																																			
25	Jord- och grundvattenparametrar							Förorenat område																																																												
26	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Halt löst/mobilt organiskt kol</td> <td>0,000003</td> <td>0,000003</td> </tr> <tr> <td>Torrtdensitet</td> <td>1,5</td> <td>1,5</td> </tr> <tr> <td>Halt organiskt kol</td> <td>0,01</td> <td>0,02</td> </tr> <tr> <td>Vattenhalt</td> <td>0,11</td> <td>0,32</td> </tr> <tr> <td>Andel porluft</td> <td>0,24</td> <td>0,08</td> </tr> <tr> <td>Total porositet</td> <td>0,35</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>								KM		Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003	Torrtdensitet	1,5	1,5	Halt organiskt kol	0,01	0,02	Vattenhalt	0,11	0,32	Andel porluft	0,24	0,08	Total porositet	0,35		<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Områdets längd</td> <td>50</td> <td>50</td> </tr> <tr> <td>Områdets bredd</td> <td>50</td> <td>50</td> </tr> <tr> <td>Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan</td> <td><input type="checkbox"/></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Mäktighet under gv-ytan</td> <td>1</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Områdets längd	50	50	Områdets bredd	50	50	Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan	<input type="checkbox"/>		Mäktighet under gv-ytan	1																						
	KM																																																																			
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003																																																																		
Torrtdensitet	1,5	1,5																																																																		
Halt organiskt kol	0,01	0,02																																																																		
Vattenhalt	0,11	0,32																																																																		
Andel porluft	0,24	0,08																																																																		
Total porositet	0,35																																																																			
	KM																																																																			
Områdets längd	50	50																																																																		
Områdets bredd	50	50																																																																		
Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan	<input type="checkbox"/>																																																																			
Mäktighet under gv-ytan	1																																																																			
27	Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft							Transportmodell - Grundvatten																																																												
28	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Luftvolym inne i byggnad</td> <td>240</td> <td>240</td> </tr> <tr> <td>Luftomsättning i byggnad</td> <td>12</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>Yta under byggnad</td> <td>100</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>Djup till förorening</td> <td>0,35</td> <td>0,35</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till inomhusluft</td> <td>saknas</td> <td>Bly</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till utomhusluft</td> <td>saknas</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>								KM		Luftvolym inne i byggnad	240	240	Luftomsättning i byggnad	12	12	Yta under byggnad	100	100	Djup till förorening	0,35	0,35	Utspädning till inomhusluft	saknas	Bly	Utspädning till utomhusluft	saknas		<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Grundvattenbildning</td> <td>100</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>Hydraulisk konduktivitet</td> <td>1,00E-05</td> <td>1,00E-05</td> </tr> <tr> <td>Hydraulisk gradient</td> <td>0,03</td> <td>0,03</td> </tr> <tr> <td>Akviferens mäktighet</td> <td>10</td> <td>10</td> </tr> <tr> <td>Avstånd till brunn</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>Utspädning till grundv. (brunn)</td> <td>14</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>					KM		Grundvattenbildning	100	100	Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05	Hydraulisk gradient	0,03	0,03	Akviferens mäktighet	10	10	Avstånd till brunn	0	0	Utspädning till grundv. (brunn)	14																
	KM																																																																			
Luftvolym inne i byggnad	240	240																																																																		
Luftomsättning i byggnad	12	12																																																																		
Yta under byggnad	100	100																																																																		
Djup till förorening	0,35	0,35																																																																		
Utspädning till inomhusluft	saknas	Bly																																																																		
Utspädning till utomhusluft	saknas																																																																			
	KM																																																																			
Grundvattenbildning	100	100																																																																		
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05																																																																		
Hydraulisk gradient	0,03	0,03																																																																		
Akviferens mäktighet	10	10																																																																		
Avstånd till brunn	0	0																																																																		
Utspädning till grundv. (brunn)	14																																																																			
29	Transportmodell - Ytvatten							Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer																																																												
30	<input type="radio"/> Sjö <input checked="" type="radio"/> Rinnande vattendrag							<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Porluft till inomhusluft</td> <td>6000</td> <td>~6000</td> </tr> <tr> <td>Porluft till utomhusluft</td> <td>600000</td> <td>~600000</td> </tr> <tr> <td>Porvatten till grundvatten</td> <td>14</td> <td>14</td> </tr> <tr> <td>Porvatten till ytvatten</td> <td>4000</td> <td>4000</td> </tr> </tbody> </table>					KM		Porluft till inomhusluft	6000	~6000	Porluft till utomhusluft	600000	~600000	Porvatten till grundvatten	14	14	Porvatten till ytvatten	4000	4000																																										
	KM																																																																			
Porluft till inomhusluft	6000	~6000																																																																		
Porluft till utomhusluft	600000	~600000																																																																		
Porvatten till grundvatten	14	14																																																																		
Porvatten till ytvatten	4000	4000																																																																		
31	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th colspan="2">KM</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Sjöns volym</td> <td>1,00E+06</td> <td>1000000</td> </tr> <tr> <td>Sjöns omsättningstid</td> <td>1</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td>Flöde i rinnande vattendrag</td> <td>0,01</td> <td>0,03171</td> </tr> <tr> <td>Modellens utspädning</td> <td>1261</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>								KM		Sjöns volym	1,00E+06	1000000	Sjöns omsättningstid	1	1	Flöde i rinnande vattendrag	0,01	0,03171	Modellens utspädning	1261		Transportmodeller - Beräknade vattenflöden Flöde genom föroren. massor: 250,0 m ³ /år Flöde genom akviferen: 4730,4 m ³ /år																																													
	KM																																																																			
Sjöns volym	1,00E+06	1000000																																																																		
Sjöns omsättningstid	1	1																																																																		
Flöde i rinnande vattendrag	0,01	0,03171																																																																		
Modellens utspädning	1261																																																																			
32	Skydd av markmiljö							<input type="radio"/> Använd KM-värden i ämnesdatabas <input type="radio"/> Använd MKM-värden i ämnesdatabas <input type="checkbox"/> Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö																																																												
33	<input type="checkbox"/> Skydd av grundvatten beaktas <input checked="" type="checkbox"/> Justering för bakgrundshalt							Skydd av grundvatten - Utspädning: <input type="checkbox"/> Egen utspädningsfaktor Avstånd till skyddat gv: 0 m Egen utspädningsfaktor: 14 ggr Utspädning till skyddat gv: 14 ggr																																																												

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Utfyllnadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Beskrivning saknas!

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon	10	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Arsenik	15	mg/kg	Intag av jord	
Barium	4 000	mg/kg	Intag av jord	
Bly	300	mg/kg	Intag av jord	
Kadmium	5,0	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Koppar	800	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kobolt	80	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Nickel	400	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink	3 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Bor	400	mg/kg	Skydd av ytvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Utfyllnadsområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget dricksvattenuttag sker inom området (obl)
Intag av växter	beaktas ej	beaktas		Utfyllnaden utgörs till stor del av av grovt glaskross, inga ätliga växter växer här. (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Utfyllnadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Beskrivning saknas!

Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	100	365	dag/år	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Antaget värde utifrån markanvändning (se riskbedömning). Inga bostäder/byggnader finns inom området. (obl)
Halt organiskt kol	0,01	0,02	kg/kg	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	NV:s värde för genomsläpplig jord. (obl)
Flöde i rinnande vattendrag	0,01	0,03171	m ³ /s	Data från SMHI (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		På grund av utfyllnadens karaktär saknas förutsättningar för ett väl fungerande markecosystem, oavsett föroreningsförekomst. (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Endast skyddsvärt som spridningsväg då inget grundvattenuttag sker inom området. (obl)

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

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Bor	Indata från Kemakta (Huvudstudie Björkå), se referenslista i rapport. (obl)
-------	---

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.0.1										Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde					
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde													
	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					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter								
Antimon	1400	16000	15000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1200	data saknas	data saknas	1200	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	10	0,3	10	Antimon	84,7%	7,4%	7,9%	0,0%	0,0%	0,0%									
Arsenik	17	110	980	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	15	data saknas	100	15	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	15	10	15	Arsenik	85,5%	13,0%	1,5%	0,0%	0,0%	0,0%									
Barium	4600	160000	73000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	4200	data saknas	data saknas	4200	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	4200	80	80	Barium	91,6%	2,7%	5,7%	0,0%	0,0%	0,0%									
Bly	320	11000	15000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	300	600	data saknas	300	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	300	20	300	Bly	95,1%	2,8%	2,1%	0,0%	0,0%	0,0%									
Kadmium	33	11000	150	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	27	250	data saknas	27	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	5	0,2	5,0	Kadmium	81,4%	0,2%	18,3%	0,0%	0,0%	0,0%									
Koppar	110000	ej begr.	73000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	44000	data saknas	data saknas	44000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	760	30	800	Koppar	38,6%	1,1%	60,3%	0,0%	0,0%	0,0%									
Kobolt	320	11000	7300	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	300	data saknas	data saknas	300	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	76	10	80	Kobolt	93,2%	2,7%	4,1%	0,0%	0,0%	0,0%									
Nickel	2700	94000	1800	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1100	data saknas	data saknas	1100	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	380	25	400	Nickel	39,5%	1,2%	59,3%	0,0%	0,0%	0,0%									
Zink	68000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	66000	data saknas	data saknas	66000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	3000	70	3 000	Zink	97,1%	2,8%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%									
Bor	91000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	84000	data saknas	data saknas	84000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	390	10	400	Bor	91,6%	2,7%	5,7%	0,0%	0,0%	0,0%									

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**

Eget scenario: **Utfyllnadsområde**
Generellt scenario: **KM**

Golder Associates är en global medarbetarägd organisation med över 50 års erfarenhet, som i sin rådgivning verkar för att använda jordens möjligheter utan att påverka dess integritet. Vi tillhandahåller kostnadseffektiva lösningar som hjälper våra kunder att nå sina mål inom hållbar samhällsutveckling genom oberoende rådgivning, design och konstruktionslösningar inom våra specialistråden miljö, jord, berg och vatten.

För mer information, besök golder.com

Afrika	+ 27 11 254 4800
Asien	+ 86 21 6258 5522
Europa	+ 44 1628 851851
Oceanien	+ 61 3 8862 3500
Nordamerika	+ 1 800 275 3281
Sydamerika	+ 56 2 2616 2000

solutions@golder.com
www.golder.com

Golder Associates AB

Box 20127

104 60 Stockholm

Besöksadress: Östgötagatan 12, 116 25 Stockholm

Sverige

T: 08-506 306 00

