



Kemakta AR 2012-07



Huvudstudie Pukebergs Glasbruk

Mark Elert och Lars Olof Höglund

Juli 2012

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammanfattning

Inledning

I den huvudstudie av Pukebergs glasbruk som Nybro kommun driver har miljötekniska undersökningar, en riskbedömning och en åtgärdsutredning genomförts. Dessa moment är underlag för en riskvärdering där man väger samman miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra aspekter för att komma fram till det bästa åtgärdsalternativet med en rimlig åtgärdsnivå.

I detta dokument redovisas de undersökningar och utredningar som genomförts under huvudstudien samt det åtgärdsförslag som rekommenderas efter den genomgångna riskvärderingsprocessen.

Markanvändning och verksamheter

Det gamla glasbruket är tänkt att även fortsättningsvis användas för kontor, lättare industri, arkiv och museum, konstnärlig glastillverkning och undervisning. Runt bruksfastigheten finns också flera bostadsfastigheter.

Skyddsobjekt

De skyddsobjekt som identifierats är:

- Människor som bor eller vistas på området
- Mark, växtlighet och djur på området
- Nybroåsen som längre söderut används som vattentäkt
- S:t Sigfridsån som är ett biflöde till Ljungbyån och kan komma att användas som vattentäkt
- Svartbäcksmåla naturreservat som gränsar till området i söder och öster
- Riksintresset för kulturmiljö med värdefulla byggnader och allén genom området

Föroreningsituation och riskbedömning

Inom stora delar av bruksområdet förekommer förorening i halter som överstiger framtagna platsspecifika riktvärden. I de flesta fall rör det sig om hälsofarliga ämnen som arsenik, bly och tunga PAH-föreningar. På vissa platser runt bruksbyggnaden och inom deponin är halterna arsenik och bly så höga att risk finns för akuta hälsoeffekter. Detta gäller områden på södra sidan av bruksbyggnaden som normalt inte besöks av allmänheten. I de mer publikt tillgängliga områdena på norra sidan bruket ligger föroreningen inte direkt i markytan, men skulle kunna bli tillgänglig vid till exempel grävning i området.

Söder om glasbruksbyggnaden ligger den gamla glasdeponin. Rester från glastillverkningen har även påträffats i den norra delen av glasbruksområdet ned mot ån samt i isolerade områden i skogen söder om deponin.

På bostadsfastigheterna påträffas metaller (framförallt bly och kadmium) i halter som ligger över naturlig bakgrund. Halterna underskrider riktvärden för känslig markanvändning i huvuddelen av punkterna.

Föroreningarna vid Pukeberg bedöms idag inte innebära någon akut risk för grundvattentäkten längre söderut eller för S:t Sigfridsån. Den höga lakbarheten av flera ämnen, samt att grundvattnet inom och strax utanför området är påverkat, visar att det finns en risk för påverkan på omgivningen. Om spridningsförhållandena förändras genom naturliga eller

mänskliga aktiviteter (schaktning, ökad stranderosion, förändrad nederbörd och infiltration) kan det medföra större utsläpp i framtiden.

Åtgärder

I åtgärdsutredningen har ett antal olika tänkbara åtgärdsmetoder utretts. Metoder som är tillämpbara och effektiva för förhållandena vid Pukeberg har därefter valts ut. För dessa har en bedömning gjorts om de uppfyller de övergripande åtgärdsmålen samt om de är i linje med kommunens och andra intressenters önskemål och förutsättningar. De åtgärdsalternativ som bedöms ha förutsättningar att uppfylla ovanstående är urschaktning av förorenade massor och deponering på en befintlig deponi på drygt 10 mils avstånd, alternativt en nyanlagd deponidel vid en befintlig avfallsanläggning. Detta alternativ, samt alternativet att förbränna vissa massor med högt organiskt innehåll, har analyserats vidare i en fördjupad alternativanalys. I den fördjupade analysen har ett antal underalternativ med varierande omfattning på åtgärden tagits fram. För dessa görs en förnyad bedömning av om möjligheten att uppfylla åtgärdsmålen, samt en utredning av kostnader, förväntad riskreduktion, risker och störningar under och efter att åtgärden genomförs.

Riskvärdering och förordat åtgärdsförslag

I riskvärderingsprocessen vägs de olika alternativens miljö- och hälsoriskreduktion ihop med tekniska och ekonomiska aspekter samt inverkan på allmänna och enskilda intressen. Syftet är att nå det mest miljömässigt motiverade, ekonomiskt rimliga och tekniskt genomförbara åtgärdsalternativet för Pukebergs glasbruk.

De viktigaste intressena för Pukeberg sammanfattas i de övergripande åtgärdsmålen som beskriver kraven på skydd av hälsa och miljö, kulturmiljön och naturresurser. Hänsyn till boende och verksamheter i området påverkar också valet av åtgärd. Viktiga förutsättningar för val av åtgärd är även de förorenade massornas karaktär, liksom de förorenade massornas läge ovanpå en grusås.

I rapporten redovisas resultatet av den riskvärdering som genomförts i nära samråd med huvudman, tillsynsmyndighet och andra berörda intressenter representerade av referensgruppen, samt det åtgärdsförslag som förordas.

För det förordade alternativet har mätbara åtgärds mål tagits fram, förslag till projekteringsdirektiv, en strategi för tillståndsansökningar samt direktiv för miljökontroll. Vidare görs en planering och budgetering av fortsatta arbeten.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	2
1 INLEDNING	7
1.1 Beställare	7
1.2 Bakgrund och syfte	7
2 OMRÅDESBESKRIVNING	8
2.1 Läge och ägarförhållanden	8
2.2 Planförhållanden	10
2.3 Markens nuvarande och framtida användning	10
2.4 Byggnader	11
2.5 Deponier	12
2.6 Ledningar inom området	12
2.7 Skyddsobjekt	12
3 MARK-, GRUNDVATTEN- OCH YTVATTENFÖRHÅLLANDEN	14
3.1 Topografi	14
3.2 Geologisk uppbyggnad	14
3.3 Grundvattenförhållanden	14
3.4 Ytvattenförhållanden	15
4 HISTORISK REDOGÖRELSE	16
4.1 Verksamheter på området	16
4.2 Tillverkning	19
4.3 Hanterade ämnen	20
4.4 Oljecisterner	21
4.5 Historiska spillvattenledningar	21
4.6 Avfallshantering	22
4.7 Annan industriell verksamhet	22
5 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	23
5.1 Tidigare undersökningar	23
5.1.1 Miljötekniska markundersökningar	23
5.1.2 Glasbruksprojektet	24
5.1.3 Övriga undersökningar	24
5.2 Fältarbeten utförda inom huvudstudien	25
5.3 Utförda analysarbeten	27
6 FÖRORENINGARNAS OMFATTNING	28
6.1 Föroreningar i mark	28
6.1.1 Norra delen av bruksområdet	33
6.1.2 Runt bruksbyggnaden	33
6.1.3 Deponiområdet	33
6.1.4 Bostadsfastigheterna och brukskontoret	33
6.1.5 Djupfördelning	33
6.1.6 Bakgrundshalter i mark	35
6.2 Föroreningar i grundvatten	36
6.3 Föroreningar i ytvatten	38
6.4 Föroreningar i byggnader	39
6.5 Föroreningar i inomhusluft	40
6.6 Föroreningar i bär på bostadsfastigheter	41
6.7 Förekomst av avfall från glastillverkningen inom området	41

7	RISKBEDÖMNING	43
7.1	Förutsättningar för riskbedömning	43
7.2	Förslag till övergripande åtgärds mål	43
7.3	Konceptuell modell	43
7.4	Laktester	44
7.4.1	Bestämning av K_d -värden	45
7.4.2	Beräkning av utlakad mängd jämfört med gränsvärden för deponering	46
7.4.3	Jämförelse med gränsvärden för deponering av avfall	48
7.5	Spridningsförutsättningar	49
7.5.1	Spridning via grundvattnet	50
7.5.2	Spridning av partikelbundna föroreningar	51
7.6	Platsspecifika riktvärden	52
7.7	Spridningsberäkningar	55
7.8	Jämförelse av representativa halter med riktvärden	56
7.9	Bedömning av hälsorisker	57
7.10	Framtida förändringar av riskbilden	57
7.11	Samlad bedömning av risker och behov av riskreduktion	59
8	ÅTGÄRDSUTREDNING	62
8.1	Förutsättningar för åtgärdsutredningen	62
8.1.1	Generella förutsättningar	62
8.1.2	Platsspecifika förutsättningar	62
8.1.3	Övergripande åtgärds mål	63
8.2	Tänkbara åtgärds metoder	63
8.2.1	Allmän beskrivning av olika tänkbara åtgärds metoder	64
8.2.2	Bedömning av tänkbara åtgärds metoder	71
8.3	Inledande alternativ analys	74
8.4	Fördjupad alternativ analys inklusive kostnadsberäkning	75
8.4.1	Beskrivning av åtgärds alternativ	75
8.4.2	Omfattning av åtgärder	78
8.4.3	Kostnader	78
8.4.4	Bedömd riskreduktion	79
9	RISKVÄRDERING	80
9.1	Förutsättningar för riskvärderingen och metodik	80
9.2	Urvalskriterier	81
9.2.1	Definition och gradering	81
9.2.2	Sammanställning, värdering och sammanvägning	82
9.3	Förordat åtgärds alternativ	86
9.4	Behov av omedelbara åtgärder	86
10	FÖRSLAG TILL MÄTBARA ÅTGÄRDS MÅL	87
11	FÖRSLAG TILL PROJEKTERINGS DIREKTIV	88
12	STRATEGI FÖR TILLSTÅNDS ANSÖKNINGAR	90
12.1	Allmänt	90
12.2	Saneringsanmälan	90
12.2.1	Mätbara åtgärds mål	90
12.3	Markarbeten och rivning	90
12.3.1	Rivningslov	90
12.3.2	Marklov / Grävtillstånd	90
12.4	Förhandsanmälan av byggarbetsplats	91
12.5	Vattenverksamhet	91
12.6	Hantering och transport av avfall	91
12.6.1	Urschaktning och uppläggning	92

12.6.2	Transport av avfall	92
12.7	Kulturhistoriska värden	92
12.8	Ledtider för myndighetskontakter mm	93
13	DIREKTIV FÖR MILJÖKONTROLL	94
13.1	Syfte	94
13.2	Mätprogram	94
13.3	Referensfas (före åtgärd)	94
13.4	Entreprenadfas (under pågående åtgärd)	95
13.5	Uppföljningsfas (efter avslutad åtgärd)	95
14	PLANERING OCH BUDGETERING AV FORTSATTA ARBETEN	97
15	REFERENSER	99

BILAGOR

1. Beskrivning av fältarbeten
2. Plan över provtagningspunkter
3. Utbredningskartor
4. Djupprofiler
5. Sammanställning av analysresultat
6. Statistisk bearbetning
7. Lakförsök
8. Utdrag ur modell för beräkning av riktvärden
9. Kostnadsberäkningar
10. Fotografier från provtagningen
11. Fältprotokoll (endast CD)
12. Analysprotokoll (endast CD)

1 Inledning

1.1 Beställare

Kemakta Konsult har på uppdrag av Nybro kommun varit projektledare för den huvudstudie som kommunen genomför vid Pukebergs glasbruk. Projektet kallas för ”Projekt huvudstudie Pukeberg”.

Kommunstyrelsen är den politiske beställaren. Förvaltningschefsgruppen är beställargrupp. Gruppen har utsett beställare som tillika är ordförande i projektgruppen. Projektets styrgrupp består av representanter för kommunstyrelsen. Det har också funnits en referensgrupp med företrädare för kommunen, men även andra intressenter bl.a. markägaren.

I projektgruppen har ingått Bengt-Eve Petersson, teknisk chef, Malin Ekstedt, utredare från beställaren samt projektledaren, Mark Elert, Kemakta Konsult AB, och ersättare för projektledaren, Lars Olof Höglund, Kemakta. I projektgruppen har även ingått Sven Andersson som representant för Länsstyrelsen i Kalmar län.

1.2 Bakgrund och syfte

Länsstyrelserna i Kronobergs och Kalmar län genomförde i ett samarbetsprojekt under 1999 och 2000 en inventering av glasindustrin i Kronobergs och Kalmar län enligt MIFO fas 1 (Länsstyrelsen i Kronobergs län, 2001). I inventeringen medverkade berörda kommuner med relevanta uppgifter. Inventeringen genomfördes med medel från Naturvårdsverket. Ett stort antal glasbruksobjekt riskklassades, däribland Pukebergs glasbruk. Pukebergs glasbruk tilldelades riskklass 2 (stor risk). I en metodikstudie för miljöutredningar vid glasbruk som genomfördes 2003 – 2004 (Fanger m.fl., 2003) ingick undersökningar vid Pukeberg. I samband med Glasbruksprojektet 2006-2007 (Höglund m.fl., 2007) genomfördes en ny riskklassning av Pukebergs glasbruk som då placerades i riskklass 1.

Nybro kommun har därför valt att gå vidare och genomföra en huvudstudie för området. Huvudstudien delfinansieras av kommunen, övriga medel kommer från Naturvårdsverket via Länsstyrelsen i Kalmar län. Huvudstudien skall ligga till grund för en ansökan till Naturvårdsverket om medel för att genomföra en efterbehandling av området.

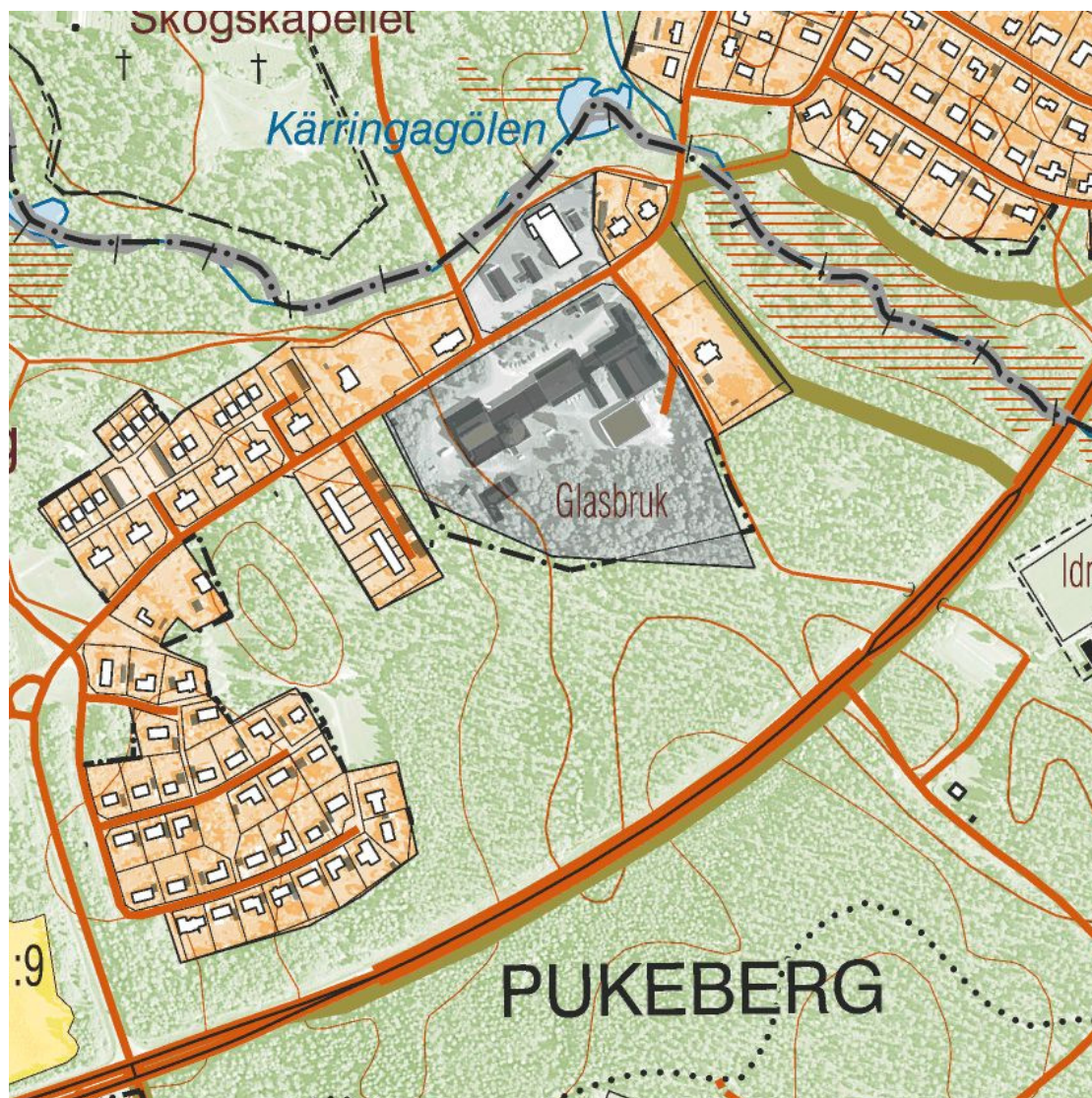
Pukebergs glasbruk ligger i Nybro stads södra del. De tidigare undersökningarna av Pukebergs glasbruk har visat att området är starkt förorenat med bl.a. arsenik, bly och kadmium.

Glasbruket är beläget på Nybroåsen som är sydöstra Sveriges största isälvsavlagring. I samma ås några kilometer nedströms ligger Nybros dricksvattentäkt som försörjer Nybro stad och ytterligare ett par mindre orter i kommunen. Närmsta vattendrag är S:t Sigfridsån som strömmar längs norra sidan av glasbruket och ligger ca 150-200 meter från deponin. Ån är ett biflöde till Ljungbyån. Nybro kommun genomför för närvarande åtgärder för att vatten från S:t Sigfridsån ska kunna användas i kommunens vattenförsörjning. I anslutning till S:t Sigfridsån finns ett större skogsområde, delvis med naturskog, nära Nybro stad. Området är klassat som ett område med ”Mycket högt naturvärde” (klass II) enligt Kalmar läns naturvårdsprogram. Inom detta område finns Svartbäcksmåla naturreservat som är ett viktigt tätortsnära friluftsområde med varierad natur.

2 Områdesbeskrivning

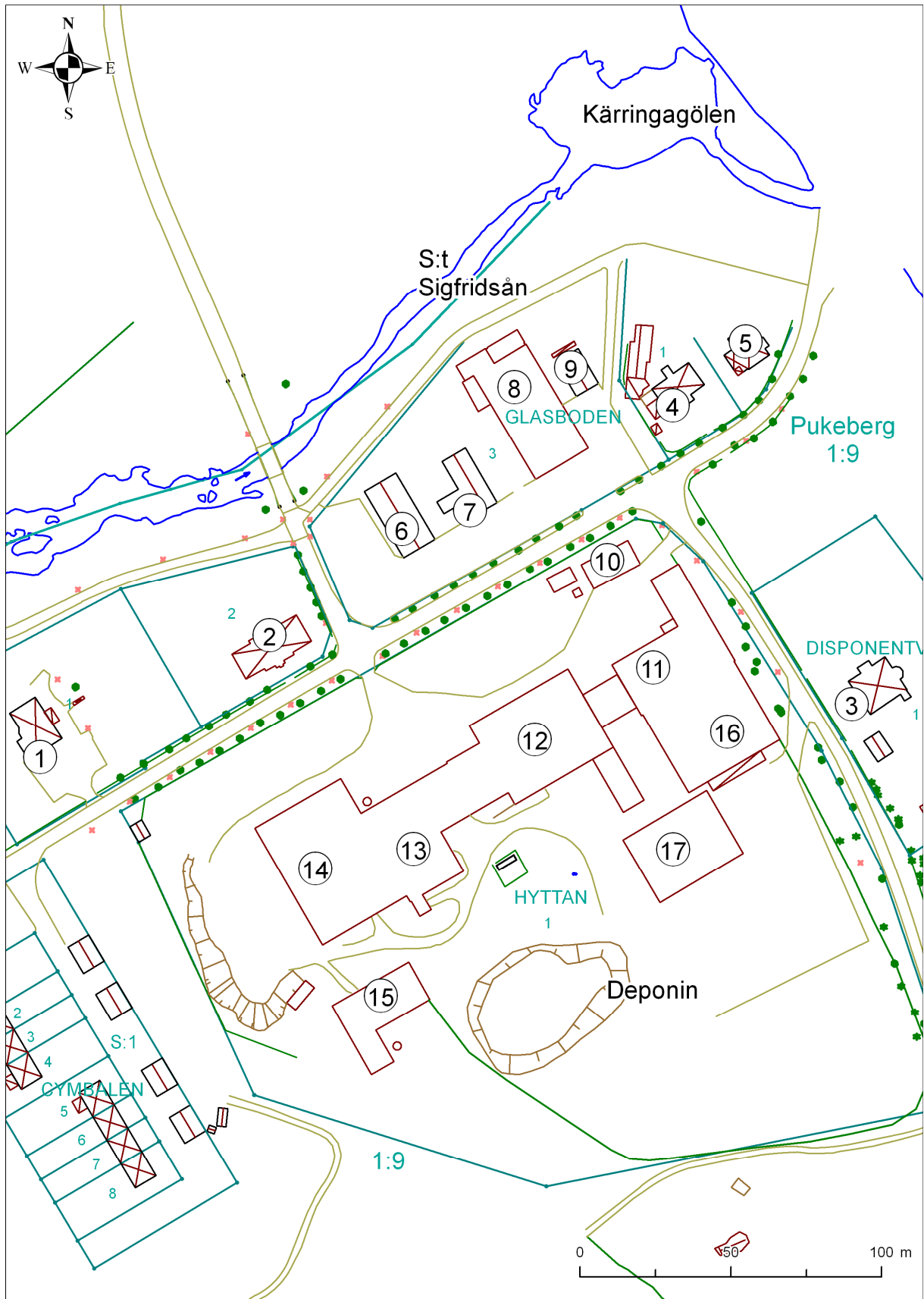
2.1 Läge och ägarförhållanden

Pukebergs glasbruk ligger i stadsdelen Pukeberg c:a 1,5 km sydost om Nybro centrum, se figur 2.1. Det område som omfattats av huvudstudien består av själva Glasbruket samt omgivande fastigheter där den tidigare verksamheten bedrivits.



Figur 2.1 Pukebergs glasbruk med omgivningar.

I figur 2.2 visas de fastigheter som ingår i huvudstudien. Glastillverkning har huvudsakligen förekommit på fastigheterna Hyttan 1 och Glasboden 3. Dessa fastigheter ägs av Pukebergs Fastighets AB. I ett tidigt skede förekom verksamhet också på fastigheterna Glasboden 1 och 2. Fastigheterna Disponentvillan 1, Brukskontoret 1 och 2 har varit kontorslokaler samt bostäder för bruksledning och anställda. Disponentvillan 1 och Brukskontoret 1 är idag privatbostäder, medan Brukskontoret 2 är kontor. Skogsområdet söder om glasbruket samt området i norr närmast S:t Sigfridsån ingår i Pukeberg 1:9 och ägs av kommunen. I tabell 2.1 redovisas berörda fastigheter och ägare.



Figur 2.2 Karta över fastigheter och byggnader vid Pukebergs glasbruk. Se tabell 2.1 och 2.3.

Tabell 2.1 Fastighetsägare och nuvarande markanvändning vid Pukebergs glasbruk.

Fastighet	Fastighetsägare	Nuvarande användning
Brukskontoret 1	Nybro kommun	För närvarande privatbostad
Brukskontoret 2	Pukeberg Fastighets AB	Kontor
Disponentvillan 1	Privat	Privatbostad
Glasboden 1	Privat	Privatbostad
Glasboden 2	Privat	Privatbostad
Glasboden 3	Pukeberg Fastighets AB	Näringsverksamhet
Hyttan 1	Pukeberg Fastighets AB	Näringsverksamhet
Pukeberg 1:9	Nybro kommun	Allmän platsmark, strövområde

2.2 Planförhållanden

Området omfattas av kommunens fördjupade översiktsplan samt ett antal detaljplaner. Den fördjupade översiktsplanen är från 2004 och innebar vissa förslag till ändrad markanvändning i Pukeberg. I planen betonas vikten att bevara den värdefulla kulturmiljön, men också att området utvecklas som en förutsättning för fortlevnad. Den fördjupade översiktsplanen är under revidering. Samråd och utställning pågår under våren och sommaren 2012. Antagande är planerat till slutet av 2012. Ingen förändrad markanvändning jämfört med nuläget har planerats inom undersökningsområdet. I tabell 2.2 redovisas aktuella planer för området.

Tabell 2.2 Sammanställning av detaljplaner för Pukebergs glasbruk

Detaljplan	Antagen	Fastighet	Användning
S162	1985-10-02	Hyttan 1 Glasboden 3 Brukskontoret 2 Glasboden 1 Glasboden 2 Brukskontoret 1	Industri Kontor, utställning Kontor, utställning Bostäder Bostäder Bostäder
D14	1988-09-13	Brukskontoret 2	Kontor för Glasbruket
D101	2001-06-14	Glasboden 3	Kontor, utställning och skola
D126	2004-05-12	Del av Hyttan 1	Handel, industri, kontor, kultur, skola för vuxenutbildning och lager. Marklov för schaktning.
D133	2005-03-09	Brukskontoret 1	Bostäder, samlingslokal, skola

2.3 Markens nuvarande och framtida användning

Idag pågår konstnärlig glastillverkning i en av de tidigare hyttorna, i övrigt finns lokaler för designutbildning i Linnéuniversitetets regi samt lokaler för evenemang, industriverksamhet, museiverksamhet, arkiv och kontor. De byggnader som finns på fastigheterna Glasboden 1 och 2, Disponentvillan 1 samt Brukskontoret 1 används nu som privatbostäder.

Fastigheten Hyttan 1 är tänkt för fortsatt användning för utbildning, kontor, lättare industri, arkiv och museum samt konstnärlig glastillverkning. Glasboden 3 är tänkt för fortsatt användning för undervisningsändamål. Glasboden 1 och 2 samt Disponentvillan 1 för fortsatt användning som bostäder. Enligt nuvarande detaljplan får delar av fastigheten Brukskontoret 1 bebyggas med studentbostäder. Någon sådan planering finns dock inte för närvarande.

2.4 Byggnader

Miljön i Pukeberg har ett högt kulturhistoriskt värde med en sammanhållen miljö som skapats när bruket successivt byggts ut (Lamke, 2007). Bruket har varit en av de större arbetsplatserna i Nybro och i hela Glasriket. Vid Pukebergs glasbruk finns ett stort antal byggnader av kulturhistoriskt intresse. Nästan alla byggnader används idag och är i ett gott yttre skick. En inventering och statusbedömning av byggnaderna genomfördes 1998 (Silfverhielm och Bronge Fransén, 1998). En kulturhistorisk inventering av byggnader har gjorts (Lamke och Eskeröd, 2011). Hela glasbruket ligger inom ett utpekade varsamhetsområde där man bör ta hänsyn till områdets samlade karaktär vid ändringar i bebyggelsen. Byggnaderna på samtliga fastigheter pekas ut som kulturhistoriskt särskilt värdefulla.

Tabell 2.3 Byggnader vid Pukebergs glasbruk. Nummer refererar till figur 2.2.

Nr	Byggnad	Byggår	Fastighet	Nuvarande användning
1	Förvaltarbostaden	1910	Brukskontoret 1	Bostad
2	Brukskontoret	1918-1922	Brukskontoret 2	Kontor
3	Disponentvillan	1903/1910	Disponentvillan 1	Bostad
4	f.d. Patronsostad	1871	Glasboden 1	Privat
5	f.d. Degelverkstad	före 1870	Glasboden 2	Privat
6	Klockmagasinet	1989 ¹⁾	Glasboden 3	Linnéuniversitetet
7	Hantverkshuset	1895	Glasboden 3	Glaslager, sommarbutik
8	Stora sliperiet	1890-tal	Glasboden 3	Linnéuniversitetet
9	Garage	1916	Glasboden 3	Garage
10	Kraftcentralen	1915	Hyttan 1	Utställning
11	Blomsliperiet	1928	Hyttan 1	Ateljéer, verkstad, bostad
12	Gamla hyttan	1895	Hyttan 1	Verkstadslokal, lager och personalrum
13	Kupolhyttan	1954	Hyttan 1	Glastillverkning, butik, servering
14	Konserthyttan	1913	Hyttan 1	Arkiv, Evenemang
15	Sodahuset	1918	Hyttan 1	Förråd
16	Nya magasinet	1990	Hyttan 1	Lager för belysningsarmaturer
17	Lagerlokal	2008	Hyttan 1	Lager i tältbyggnad.

1) Återuppbyggt efter brand. Ursprunglig byggnad uppförd 1895.

2.5 Deponier

Söder om glasbruksbyggnaden ligger den gamla glasdeponin. Den består av ett område på ca 15 000 m² där olika avfall från glastillverkningen lagts: glaskross, slipslam, mængrester¹, aska, tegel från ugnar, deglar, rivningsavfall, mm. Det deponerade materialet har en mäktighet på mellan 0,3 och 2,5 meter. Vid de undersökningar som genomförts inom huvudstudien har avfall även påträffats norr om glasbruksbyggnaden ned mot ån samt i isolerade områden i skogen söder om deponin.

2.6 Ledningar inom området

Inom området finns olika typer av ledningar, bland annat fjärrvärme, vatten och avlopp, samt el- och teleledningar. En fjärrvärmeledning går längs S:t Sigfridsån norr om cykel- och gångbanan mellan Pukebergarnas väg och Kvarnaslättsgatan. Ledningen går sedan söderut längs Kvarnaslättsgatan över Brukskontoret 2, korsar Pukebergarnas väg och fortsätter sedan västerut längs södra sidan av Pukebergarnas väg. Vid västra kanten av fastigheten Hyttan 1 korsar den åter Pukebergarnas väg och följer den vidare väster ut längs den norra sidan.

Längs med cykel- och gångvägen vid ån ligger även servisledningar för vatten, spillvatten och el samt telekommunikationsledningar. Vatten och spillvattenledningar till bruket går längs östra sidan av Kvarnaslättsgatan. Ledningsstråk med elkablar går längs Pukebergarnas väg, Kvarnaslättsgatan och Friluftsvägen. En fibernätkabel är nedlagd längs södra sidan av Pukebergarnas väg.

Informationen är bristfällig vad gäller de ledningar som finns inom fastigheterna. Vid infarten till bruket går ledningar för el, vatten, spillvatten och fjärrvärme. På södra sidan av Kupolhyttan går ledningar för el och fjärrvärme samt för gasol från den tank som står på gården.

Inom fastigheten Disponentvillan 1 finns en anläggning för ytjordvärme.

2.7 Skyddsobjekt

Boende och människor som vistas på området

Flera fastigheter inom undersökningsområdet utnyttjas som bostäder och utgör primära skyddsobjekt. Flera bostadsfastigheter ligger i direkt anslutning till bruksområdet. Människor vistas även i området genom de verksamheter som pågår inom bruksfastigheten, såväl yrkesverksamma som studenter vid designuniversitetet. Delar av området nyttjas även som strövområde.

Mark, växter och djur på området

Marken tillhandahåller viktiga ekologiska funktioner och utgör förutsättningar för artrikedom av växter och djur på området. Genom området går Pukebergarnas väg som är kantad av en allé av lindar.

Byggnader

Vid Pukebergs glasbruk finns ett stort antal byggnader av kulturhistoriskt intresse och området utgör ett riksintresse för kulturmiljövård enligt 3 Kap 6 § i Miljöbalken. Den samlade miljön har ett mycket högt värde ur kulturmiljösynpunkt.

¹ Mäng är råvarublandningen för glastillverkning

Nybroåsen

Pukeberg ligger i norra delen av Nybroåsen som är ett av sydöstra Sveriges största grundvattenmagasin. Förutsättningarna för grundvattenuttag är dock sämre i den norra delen av åsen än längre söderut. Den närmaste grundvattenförekomst som finns registrerad av Vattenmyndigheten (Nybroåsen vid Gårdby) ligger ca 2 km sydost om Pukebergs glasbruk (VISS, 2012). I åsen ligger en vattentäkt som försörjer Nybro stad och ett par mindre orter i kommunen. Uttagsbrunnarna ligger i Gårdsryd ca 3,5 km sydost om Pukeberg. Det nuvarande yttre skyddsområdet sträcker sig norrut mot Svartbäcksmåla. För närvarande revideras befintligt skyddsområde. Gränsen går tvärs åsen ca 1 100 m från glasbruket. För närvarande pågår revidering av skyddsområde och skyddsbestämmelser för grundvattentäkten. Enligt det arbetsmaterial som föreligger kommer skyddsområdet att utökas ända fram till glasbruket. Om förslaget genomförs hamnar deponiområdet söder om glasbruket inom den primära zonen, dvs det inre skyddsområdet.

S:t Sigfridsån

Närmaste vattendrag är S:t Sigfridsån, ett biflöde till Ljungbyån, som strömmar längs norra sidan av bruksområdet. Nybro kommun genomför för närvarande åtgärder för att vatten från S:t Sigfridsån ska kunna användas i kommunens vattenförsörjning. Strax nedströms den lilla sjö som finns (Kärringagölen) sammanflyter S:t Sigfridsån med Bolanders bäck som avvattnar Nybro stads centrala del. S:t Sigfridsån sammanflödar med Ljungbyån vid Trekanten.

Svartbäcksmåla naturreservat

Öster och söder om Pukebergs glasbruk ligger Svartbäcksmåla naturreservat som sträcker sig söder ut längs Nybroåsen och S:t Sigfridsåns dalgång. Reservatet är ett viktigt tätortsnära friluftsområde med varierad natur med många nyckelbiotoper. Området ges ett ”Mycket högt naturvärde” (klass II) enligt Kalmar läns naturvårdsprogram (Länsstyrelsen i Kalmar län, 1997).

3 Mark-, grundvatten- och ytvattenförhållanden

3.1 Topografi

Marken inom glasbruksområdet sluttar svagt från sydväst mot nordost. De högsta delarna inom bruksområdet ligger sydväst om Sodahuset på nivån ca 81 meter. De lägsta delarna ligger nere vid Kärringagölen på nivån ca 71 meter. Öster om Disponentvillan sluttar marken brant ned mot en våtmark längs S:t Sigfridsån. Väster om bruksområdet finns höjdparter i åsen som når en höjd på över 90 meter. Mot söder sträcker sig en platt dalgång ned mot väg 25.

3.2 Geologisk uppbyggnad

Området är en del av Nybroåsen bestående av isälvsediment. Baserat på information från bergborrade brunnar i omgivningen från Brunnsarkivet (SGU, 2011) bedöms jordlagren ha en mäktighet på ca 6 – 9 meter. Väster om området sticker moränryggar upp där även urberget går i dagen.

De naturliga jordlager som påträffats vid markundersökningarna består av blandningar av sand och grus med inslag av sten. Inom Glasboden 3 påträffades även grusig siltig morän och sandig siltig morän på ett djup av ca 1,5 – 2 m. De naturliga jordarna är hårt packade och svårgeotränsliga. Nära ån har ett 0,5 – 1 meter mäktigt lager med torv påträffats på ett djup av ca 0,5 – 1,5 m.

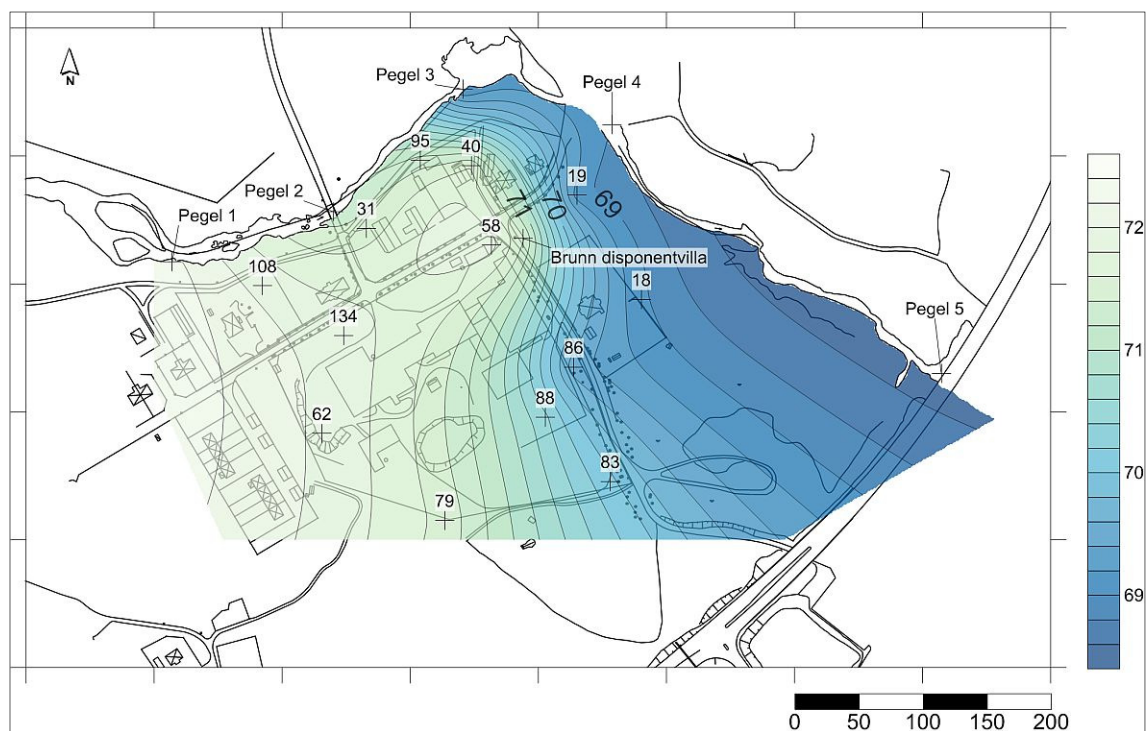
Stora delar av området är utfyllt med rester från glastillverkningen. Fyllningen har en mäktighet upp till ca 2 meter.

3.3 Grundvattenförhållanden

Pukeberg ligger i norra delen av Nybroåsen som är ett av sydöstra Sveriges största grundvattenmagasin. Förutsättningarna för grundvattenuttag är dock sämre i den norra delen av åsen än längre söderut. Den närmaste grundvattenförekomst som finns registrerad i VISS (Nybroåsen vid Gårdby) ligger ca 2 km sydost om Pukebergs glasbruk. I Nybroåsen ligger också Nybros vattentäkt. De uttagsbrunnar som Nybro kommun använder ligger i Gårdsryd som närmast ca 3,5 km sydost om Pukeberg. Det nuvarande yttre skyddsområdet sträcker sig norrut mot Svartbäcksmåla, se avsnitt 2.7.

Grundvattenytan inom området ligger på nivån +70 till +72 i de flesta provpunkter, se figur 3.1. Nivån är lägre i öster mot ån och ligger där på +69 till +70. Grundvattnet ligger på ett djup av ca 1,5 - 3 meter under markytan i själva bruksområdet. Sydväst om deponin ligger grundvattnet ytligare, ca 0,3 m under markytan. Väster om Konserthyttan är marknivån högre och grundvattnet påträffas på ett djup av ca 5 meter. Grundvattnet ligger också djupare i de två grundvattenrör som ligger öster om Disponentvillan på kanten ned mot ån, här mellan 5 och 9 meter under markytan. Nivåerna har varit relativt konstanta vid olika mättillfällen. I de fyra rör som mätts vid flera tillfällen under perioden 2002-2011 är skillnaden mellan högsta och lägsta nivå mindre än 1 meter.

Generellt finns en svag grundvattengradient mot nord-nordost. Gradienten över området är mellan 0,3 och 1 %. Mätningarna visar dock på en kraftigare gradient i den östra delen av området. Här är gradienten mellan rör 58 och rör 19 ca 3,6 % och mellan rör 88 och rör 18 ca 1,2 %. Gradienten mellan rör 88 i deponin och rör 86 utanför kanten av deponin är ca 2 %.



Figur 3.1 Grundvattennivåer och nivåer i S:t Sigfridsån vid Pukeberg. Interpolerat från nivåer uppmätta 2011-08-23.

3.4 Ytvattenförhållanden

Längs med bruksområdet norra sida rinner S:t Sigfridsån (denna del av ån kallas även för Lindåsabäcken). Strax nedströms den lilla sjö som finns (Kärringagölen) sammanflyter S:t Sigfridsån med Bolanders bäck. S:t Sigfridsån sammanflödar med Ljungbyån vid Trekanten, ca 14 km ostsydost om Pukeberg.

S:t Sigfridsåns avrinningsområde uppströms Pukeberg är ca 105 km² (SMHI, 2011). Medelvattenföringen under perioden 1990-2010 har beräknats till 0,73 m³/s och medianvärdet 0,47 m³/s.

Bolanders bäck har ett avrinningsområde på 55 km², en beräknad medelvattenföring på 0,40 m³/s och en medianvattenföring på 0,27 m³/s (SMHI, 2011).

Enligt Vattenmyndighetens klassning har S:t Sigfridsån måttlig ekologisk status med kvalitetskravet att uppnå god ekologisk status till 2021 (VISS, 2012). Orsaken till att tidsfristen förlängts från 2015 är de tekniska svårigheterna att åtgärda fysiska förändringarna i ån. I bedömningen av den kemiska statusen (exklusive kvicksilver) konstateras att ån inte uppnår god kemisk ytvattenstatus. Kvalitetskravet är att god kemisk ytvattenstatus uppnås 2015. Vattenmyndigheten anger dock ett undantag för kadmium som överstiger miljökvalitetsnorm i sediment vid en provtagning inom Glasbruksprojektet 2006 (Höglund m.fl., 2007) och att det i dagsläget inte är tekniskt möjligt att uppnå god status till 2015.

S:t Sigfridsån har en fallhöjd på knappt 4 m från uppströms bruket (Pegel 1) till nedströms bruket (Pegel 5). Huvuddelen av fallhöjden ligger i den övre delen av åns lopp mellan Pegel 1 och Kärringagölen (Pegel 3). I den övre delen av loppet består botten av flera steniga/blockiga partier med mycket lite mjüksediment. Från Kärringagölen ner till ca 2 km nedströms bruket finns omväxlande mjukbotten- och hårbottenpartier.

4 Historisk redogörelse

Informationen i detta kapitel bygger på ”Pukebergs Glasbruk 1871 – 1946, Minnesskrift” av Sune Ambrosiani, 1946, ”Dom kallar oss Pukebergare. I glasriket. Människan-Miljön-Framtiden”, Studieprojekt inom ABF och Svenska Fabriksarbetarförbundet (1982), ”Pukeberg Glasbruk, Igår – idag – imorgon”, (Silfverhielm och Fransén, 1998) samt den historiska inventering som genomfördes inom Glasbruksprojektet, 2003.

4.1 Verksamheter på området

Pukebergs glasbruk anlades 1871 av Conrad Wilhelm Nyström, Jonas Bergstrand och J E Lindberg. Nyström hade tidigare arbetat vid Kosta. Den första hyttan låg på planen norr om den nuvarande hyttan och var i trä. Den brinner ned 1888 och en ny hytta byggs upp på samma plats, också den i trä. Sanden till glaset togs troligen från platsen. Vid en holme i ån görs en dämning för att driva ett vattenhjul av trä. Från det fick man kraft till sliperiet samt de lerstampar som bearbetade leran som användes till deglarna och vid tegelslagning. Det omtalas också att det fanns en petroleummotor som använts som reservkraftkälla. År 1894 går Pukebergs glasbruk i konkurs och köps upp av AB Arvid Böhlmarks Lampfabrik.

År 1895 brinner bruket igen. Denna gång byggs det upp på nytt i tegel (Gamla hyttan eller Hytta 1). Ritningar och hjälp med uppförandet av nya glasugnar för gasgeneratorer införskaffas från Tyskland.

Ena åarmen förses med stenskoning och vattenhjulet byts mot en turbin. En ny ångmaskin införskaffas. Linbanor byggs till sliperiet, träullsfabriken och till kapsågen. Ca 1899 byggs det nya sliperiet nere vid ån. Byggnaden inrymde även Lyktfabriken en trappa upp samt ett bleckslageri.



Figur 4.1 Karta över Pukeberg upprättad 1906 med kompletteringar av vissa byggnader från 1949.

Försök görs 1902 att elda med torv istället för ved. En torvlada byggs söder om bruket. Den blir sedermera såghus och magasin. Den stora ugnen i Gamla hyttan ändras 1909 så den kan eldas med stenkol. Några år senare ersätts även de mindre ugnarna med koleldade muffelugnar.

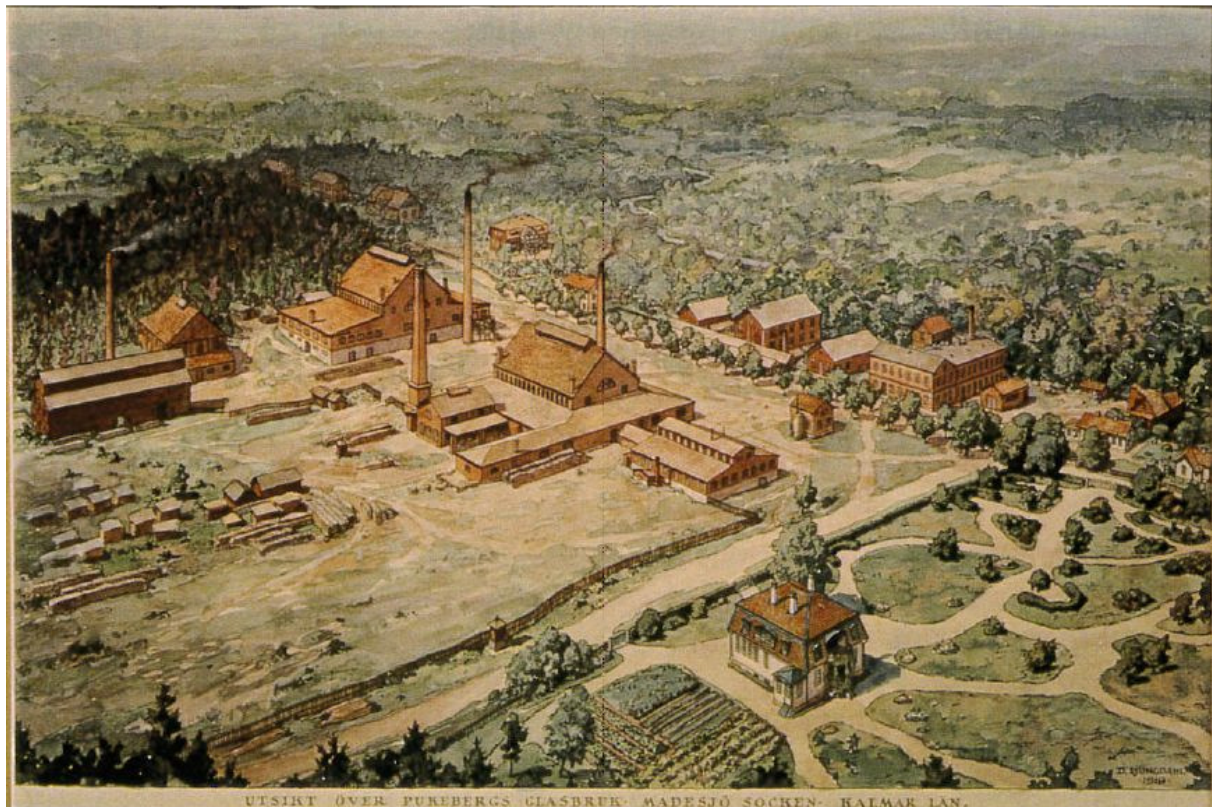
Omkring 1910 (1903 enligt vissa uppgifter) byggs Böhlmarks villa (Disponentvillan) på en tidigare åker framför patron Nyströms gamla bostad (Glasboden 1). Handelsboden som tidigare stått där rivs.

Lampglassliperiet uppförs 1907 öster om den gamla hyttan. Sliperiet brann dock ned redan 1909, men återuppbyggdes på sin nuvarande plats.

Den Nya hyttan (Hytta 2) uppfördes 1914. Hyttan hade en mängkammare i ett rum bredvid ugnarna. År 1916 byggs Gamla Hyttan om med ny reservugn. Ett hus för en dieselmotor byggs som skall ersätta ångmaskinen och ett garage byggs för en 3 tons lastbil.

Under första världskriget steg produktionen, men det var svårigheter att få fram råmaterial. Leptit togs under en period från Utöbolaget. Sodafabriken byggs 1918 i södra kanten av bruksbacken. Den provkördes, men lades ned redan 1919. Byggnaderna användes därefter som magasin. Bolaget provade också att köpa skånsk sand från Iföbolagen mellan Axeltorp och Bromölla. Sanden torkades i en torkugn i sodafabriken.

Inspektorsbostaden rivs 1918 och en ny kontorsbyggnad uppförs. En ny inspektorsbostad byggs i skogen nära vägen till Pukebergs gård. En mindre byggnad uppförs 1919 mellan lampglassliperiet och Gamla hyttan för bindning och stämpling av exportvaror till England.



Figur 4.2 Äldre bild över Pukebergs glasbruk (troligen från 1920 – 1930).

Byggnaderna öster om Gamla hyttan eldhärjades 1929, men återuppfördes. I en tillbyggnad inryms en sliperilokal. Krisen förvärras under början av 1930-talet och sommaren 1934 läggs driften ned vid bruket. Den återupptas i augusti 1934 i begränsad omfattning.



Pukeberg, flygfoto år 1933.

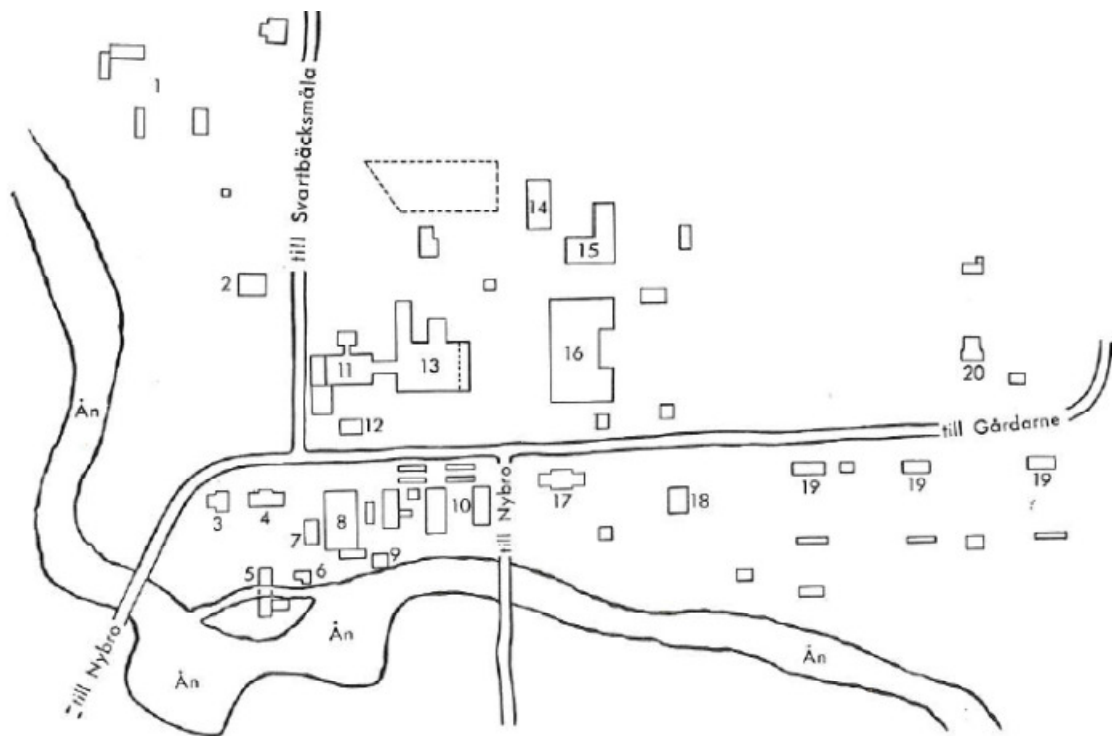


Fig. 14. Orienteringsplan över Pukeberg 1. Stall; 2. Fru Böhlmarks villa, år 1946 kontor; 3. Degelkammare, senare bostadshus; 4. C. W. Nyströms bostad; 5. Äldsta sliperiet, nu träullshyvlari; 6. Tvätthuset; 7. Garage; 8. Stora sliperiet, lyktfabriken; 9. Halm-lada; 10. Magasin, packrum; 11. Blomsliperiet; 12. Kraftcentralen; 13. Gamla hyttan; 14. Såg, magasin, f. d. torvlada; 15. Sodafabriken, magasin; 16. Nya hyttan; 17. Kontor 1918—46, senare bostäder; 18. Förvaltarens villa; 19. Arbetarbostäder; 20. »Boraxvillan».

Figur 4.3 & 4.4 Flygfoto över Pukeberg 1933 samt orienteringsplan 1946 (Ambrosiani, 1946).

Disponentbostaden eldhärjades 1936. Ångcentralen i Nya Hyttan byggdes om 1939. Värmeledningar lades till kontoret, förvaltarbostaden, stora sliperiet och magasinerna. Två mindre värmecentraler, i garaget och mellan magasinsbyggnaderna skrotas. En ny kraftcentral för hela bruket anskaffas 1942.

Disponentvillan som under kriget disponerats av militären byggs 1946 om till kontor på undervåningen och bostad till driftsingenjören på övervåningen. Det tidigare kontoret byggs om till fyra bostadslägenheter. Kupolhyttan (Hytta 3) byggs 1954 öster om Nya hyttan. I hyttan fanns en ny ugn med nio deglar som värmdes med ved och kol. Ugnen byggdes senare om för uppvärmning med olja. År 1957 byggdes ugnen om igen till uppvärmning med en oljegasgenerator, vilket dock inte lyckades så bra. Ugnen revs och ändrades till en sexdeglarsugn som värmdes med olja.

Under 1960-talet gjordes ett antal moderniseringar, med bland annat elektriskt uppvärmda kylrör och glasugnar. År 1974 började man bygga en ny kontinuerlig smält- och arbetsvanna i Kupolhyttan som värmdes med olja och gasol. Glaset blev dock av dålig kvalitet och vannan togs ur bruk 1978.

Under perioden 1978 till 1981 gick bruket i konkurs tre gånger. Nybro kommun köpte Pukebergs glasbruk 1981 och ägde det fram till 1989. År 1985 ansökte Nya Pukebergs Glasbruk AB om utökat tillstånd som bland annat omfattade 700 ton halvkristall och framställning av helkristall i en degel (100 ton per år). Glastillverkningen fortsatte i liten omfattning fram till 1992, då bruket åter försattes i konkurs. Glastillverkningen låg nere till 1994 då Kupolhyttan började användas för tillverkning av konstglas.

Pukebergs Fastighets AB köpte Pukebergs glasbruk 1989 och flyttade sin tillverkning av armaturer till Gamla Hyttan. År 2004 revs bjälklaget till Konserthyttan och glasvannan från 1974 togs bort för att bereda plats för Designarkivet som flyttade in i undervåningen 2005. Designhögskolan (nuvarande Linnéuniversitetet) startade sin verksamhet i Pukeberg 2002 och har nu lokaler i Klockmagasinet, Stora sliperiet och Gamla hyttan.

4.2 Tillverkning

Glaset tillverkades genom blåsning och pressning. Den tidiga produktionen bestod av buteljglas, men man övergick snart till tillverkning av hushållsglas, mest pressglas såsom tallrikar, skålar, askkoppar m.m. Efter det att Böhlmark tog över bruket 1894 producerades till största delen detaljer till fotogenlampor, gaslampor och elektriska lampor.

Före 1900 var tillverkning av klart glas vanligast och i mindre omfattning enfärgade föremål. Från och med 1905 började man med överfång för t.ex. elektriska lampskärmar. 1912 startade produktion av glas i signalrött och signalgrönt samt opalglas. Efter första världskriget tillverkades på försök eldfast glas ”Pukex”. Exporten blev mer och mer betydelsefull, men i början av 1920-talet sjönk försäljningen drastiskt. Tillverkning av kristall började 1928. I slutet på 1920-talet påbörjades tillverkningen av bensinglober. Tillverkning av glödlampsglas återupptogs 1931. Den håller på i några år innan den läggs ned.

I samband med övergången till en kontinuerlig smältning i början av 1970-talet minskade man antalet glassorter (tidigare 16 stycken bland annat sodaglas, opalglas, halvkristall innehållande blyoxid samt ett antal färgglassatser varav flertalet innehållande blyoxid) till en glassort (blyfri s.k. böhmisk kristall på pottaskebas).

Glaset efterarbetades genom bortsprängning av delar, slipning, polering, etsning, syraetsning, mattering och blästring.

4.3 Hanterade ämnen

I glastillverkningen har en rad olika kemikalier använts. I blandningen av mängen användes sand, soda, pottaska, baryt, kalk, blymönja och arsenik. Blymönja användes bland annat i belysningstillverkningen och i presstillverkning av glas. Dessutom förekom en stor mängd tillsatser för att färga glaset.

Enligt tidiga recept från Nyström ingick, sand, aska, kalk, salt och skärv. Till portvinsbuteljer tillsattes brunsten. Sand togs förmodligen från åsen. Till ljusa litersbuteljer användes vit sand från Skåne. I det vita glaset ingick vit sand, krita, arsenik, salpeter, brunsten och smalts (ett pulvriserat glas som importerades från Tyskland). I recept för benglas ingick sand, soda, tysk komposition, tysk kryolit, pottaska, jord, kinaklaj, dansk kryolit, arsenik och nickeloxid. I ett annat recept ingick zinkoxid. Bland Nyströms recept fanns även recept på helkristall, men någon blåsing av kristallglas lär inte ha förekommit under den tidiga perioden. I detta recept ingick mönja.

Förutom dessa satsar finns ett hundratal recept innehållande tillsats av kromsyrad blyoxid, kopparoxid, koboltoxid, zinkoxid, silveroxid, tennoxid, nickeloxid, uranoxid, antimon, svavelantimon, antimonsyra, mangan, kromsyra, vinsyra, rent svavel, pottsvavel, mönja, klorsilver, kopparoxidul, kopparvitriol, soda, borax, kryolit, salpeter, krita, rödkrita, gulockra, cinnober, bergcinnober, pottaska, rött överfångsglas, havremjöl, stenkolskoks, pulvriserat koks, antracitkol, stötta ben, torkade koklövar, bränd koklöve, torkat kohorn, bensvärta, ekspån, sågspån av al, ek eller björk, alaska och människogödsel! Dessa recept användes för att experimentera fram olika färgade glas. Efter varje komposition hade den betygsatts.

Råvarorna till mängen förvarades i tunnor, lådor eller säckar. Den blandades av blandaren i kar med hjul som kördes från mängkammaren till glasugnen och skyfflades in i ugnen. Flera mängkammare har funnits vid bruket. I Gamla hyttan låg mängkammaren under perioden 1913 – 1954 i en utskjutande del mot söder. I den Nya hyttan låg mängkammaren i den sydvästra delen av byggnaden.

I början av 1990-talet smältes glasskärv från Älghults glasbruk ner och omformades till konstglas (Glasbruksprojektet, 2003). Slipning förekom under denna period i liten mängd. Slipvattnet renades genom slamavskiljning i två stycken trekammarbrunnar.

Glasugnarna har eldats med ved, torv, stenkol, olja och gas. Eldningen med fasta bränslen har skett i gasgenerator som ger upphov till tjära. Tjäran har troligen använts som bränsle eller för andra ändamål.

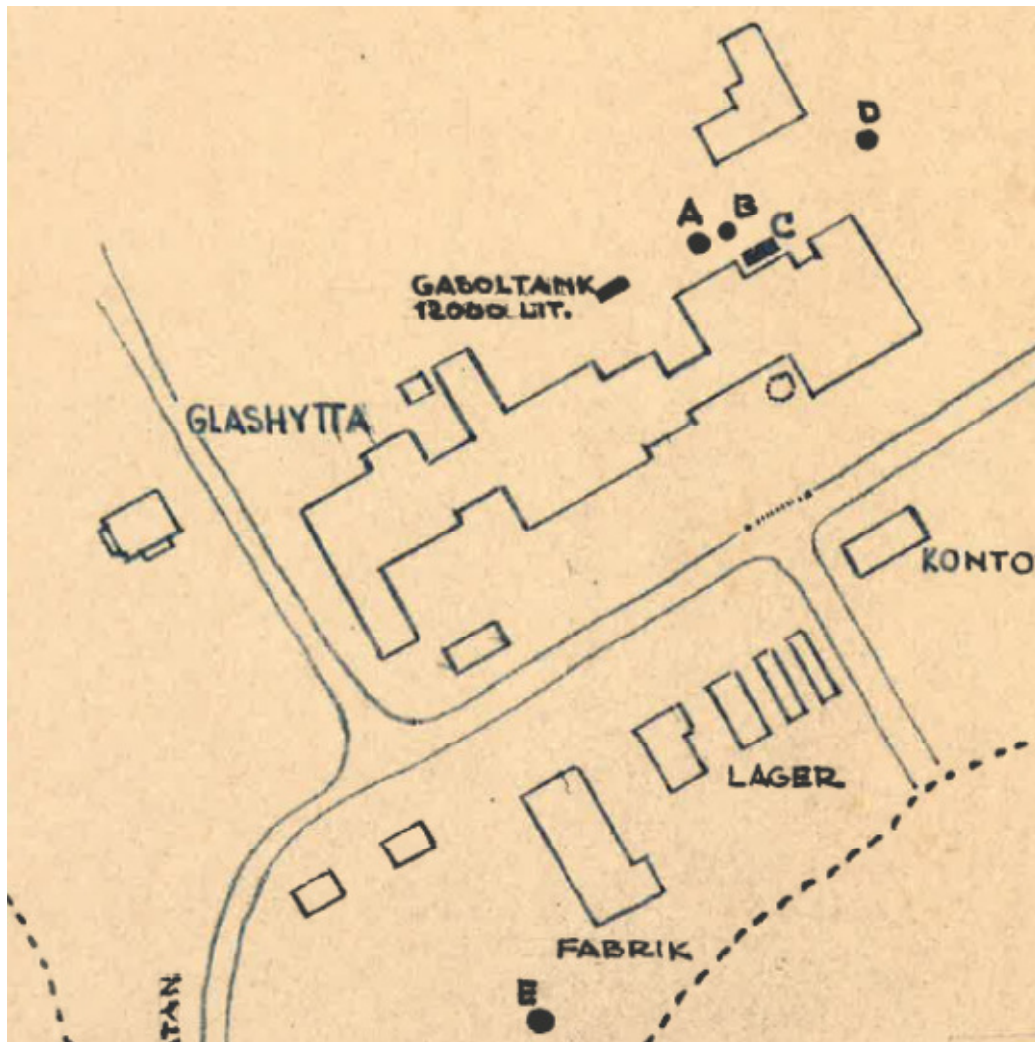
Det har även funnits flera ångcentraler vid bruket, i Nya hyttan, i garaget samt mellan magasinsbyggnaderna. Inga uppgifter finns vad dessa eldades med.

För etsningen användes syra. Det första syrahuset låg vid ån i den byggnad som senare blev tvättstuga. Syralager har senare funnits i anslutning till Gamla hyttan i den del som skjuter ut mot söder. Under en period framställdes syran till etsningen i brukets egen verksamhet (Glasbruksprojektet, 2003). Användning av fluorvätesyra upphörde 1977, men återupptogs i mindre skala på 1980-talet för att upphöra helt 1989.

Den moderna glastillverkningen sker enligt dagens högt ställda krav på skydd av arbetsmiljö och yttre miljö. Dels är tillverkningen småskalig, dels tillverkas konstglaset av miljökristall (sats 48). Miljökristallen innehåller barium och antimon med mindre påverkan på miljön jämfört med blyhaltigt glas. De färger som brukas förvaras i glashyttan under ordnade former. Det avfall som uppkommer i verksamheten sorteras och tas omhand på ett miljömässigt sätt.

4.4 Oljecisterner

Inom bruksområdet har det funnits tre cisterner ovan jord (A: 60 m³ från 1956, B: 20 m³ från 1913 och E: 3 m³ från 1964). Cisternerna saknade invallning och hårdgjord yta. De större cisternerna uppges innehållit brännolja motsvarande Eo1 och stod söder om Konserthyttan, medan den mindre stod vid ån nordost om Stora sliperiet. Vidare fanns en oljetank på 20 m³ ovan jord norr om Sodahuset (D). Cisternernas läge visas i figur 4.5.



Figur 4.5 Läge för oljecisterner vid Pukebergs glasbruk. Karta orienterad med söder uppåt. Ritning Böhlmark-Pukeberg AB från 1969.

Det har också funnits en underjordisk cistern (C) på 15 m³ omedelbart söder om Konserthyttan. Denna cistern samt ovanjordscistern (D) uppgavs 1969 vara på väg att tömmas och plomberas. Det finns inga uppgifter om att den underjordiska cisternen skulle ha avlägsnats eller sandfyllts. Oljeförbrukningen angavs 1976 vara ca 2000 m³/år, men beräknades efter ombyggnad till kontinuerlig smältning minska till 1500 m³/år.

Söder om bruksbyggnaden finns en gasoltank.

4.5 Historiska spillvattenledningar

Spillvatten och dagvatten från glasbruket har släppts ut via avloppsbrunnar till S:t Sigfridsån åtminstone fram till 1970-talet. Vatten från sliperi och syrabehandling infiltrerades via

stenkista. Flera olika sliperier har funnits i brukets lokaler vilket har resulterat i att slipvatten har släppts ut på olika platser.

Det äldsta sliperiet låg nere vid ån i en nu riven byggnad som senare användes för tillverkning av träull. Därifrån skedde förmodligen utsläpp av slipvatten direkt till ån. Stora sliperiet byggdes ca 1899. Även därifrån leddes sannolikt slipvatten direkt till ån. Inga uppgifter finns om hanteringen av slipvattnet från de sliperier som 1907 byggdes öster om Gamla hyttan (Lampglassliperiet och Blomsliperiet).

Under perioden (1913 – 1954) fanns ett sliperi i Nya Hyttan (Konserthyttan). Därifrån leddes slipvatten ut i rör längs väggen. Spår av slipslam med höga halter av bly finns fortfarande på norra väggen av Konserthyttan. Ingen information har framkommit hur och vart slipslammet leddes vidare. Sannolikt leddes det ut mot ån. Inga sedimentationsbassänger har påträffats.

Under perioden 1954 – 1992 fanns ett sliperi på övervåningen till den Gamla hyttan. Från sliperiet leddes slipslam till sedimentbassänger längs med södra väggen. Därifrån leddes vattnet till en slambrunn belägen ca 30 meter ut från huset.

4.6 Avfallshantering

Avfall från verksamheten har huvudsakligen varit, glasavfall, hyttospor, mängavfall, slipslam, syraslam samt förbrukad fluorvätesyra,. Lite direkt information finns om den historiska avfallshanteringen vid bruket. Från foton och flygfoton framgår att avfall körts ut på baksidan av bruket på deponin. På deponin påträffas förutom avfall från verksamheten rivningsrester, ugnrester, aska och kol. Flygfoton från 1956 visar också material som lagts ut ned mot ån runt Stora sliperiet som utfyllnad för att senare täckas över (flygfoto från 1965).

Enligt muntliga uppgifter har också avfall körts ut i skogen söder om deponin. Genom undersökning av flygfoton från 1939 – 1965 identifierades nio misstänkta områden mellan glas bruket och väg 25. Undersökningarna 2011 visade att det vid två av dessa områden fanns glasrester, ugnrester och annat avfall.

Enligt beslut från hälsovårdsnämnden 1969 fick glas bruket tillstånd att tippa glasavfall i ett grustag sydväst Karpatorpet söder om nuvarande väg 25. Mängden glasavfall uppges vara 50 – 60 m³/månad. Flygfoton visar också en grusgrop som fyllts ut 1969 och där avfall är synligt 1971. På flygfotot från 1977 håller området på att övertäckas. Enligt en inventering av industri- och handelsavfall från 1970 gav bruket årligen upphov till 450 ton glasavfall, 600 liter syralösningar och 1150 kg baser, alkaliska lösningar. I ett svar till hälsovårdsnämnden i Nybro kommun 1977 uppger glas bruket av glasskärv och tegelavfall transporteras till kommunens tipp i Ljusaberg.

Enligt instruktion från Pukebergs glasbruk 1985 skulle kemikaliespill i samband med smältning, stoft från rekuperatorer, avgaskanaler och avgaspanna samlas upp och smältas in i glas i samband med degelbyte. Därefter hanterades avfallet som glasskärv. Alternativt samlades det upp i kärl eller säckar i avvaktan på transport till anvisad slutstation. Olje- och syreavfall förvarades i slutna kärl i väntan på transport till anvisad slutstation. Slam från sliperi och syrahantering skulle avvattnas och transporteras till kommunens deponi. Vissa oklarheter finns dock om hur avfallshanteringen skett.

4.7 Annan industriell verksamhet

I dag bedrivs montering av belysningsarmaturer och viss tillverkning av konstglas.

5 Utförda undersökningar

5.1 Tidigare undersökningar

5.1.1 Miljötekniska markundersökningar

Miljötekniska undersökningar Scandiaconsult 1988 och 1989

De första miljötekniska undersökningarna utfördes av Scandiaconsult 1988 och 1989. Undersökningarna initierades av de mätningar av läckage av bly och arsenik som länsstyrelsen i Kalmar gjort med hjälp av vattenmossa. Den första omgången undersökningar (Scandiaconsult, 1988) omfattade provgropsgrävning, grundvattenprovtagning samt analys av vattenmossa i S:t Sigfridsån. Dessa visade på förhöjda halter av barium och bor i grundvattnet. Vattenmosseproverna visade på ett visst utläckage av arsenik. I en kompletterande undersökning (Scandiaconsult, 1989) uppskattades storleken på upplagsytorna samt försök gjordes att kvantifiera metalläckaget. Läckaget av arsenik uppskattades till mellan 70 och 100 g/år, av bor mellan 900 och 4300 g/år, av bly från mindre än 100 till 800 g/år och av barium till mellan 900 och 1700 g/år. Utläckaget av kadmium uppskattades till 15 g/år. Utgående från troliga bakgrundshalter drogs slutsatsen att utläckaget var litet i jämförelse med de totala transporterade mängderna i vattendraget. Grundvattnets strömningsriktning uppskattades huvudsakligen vara mot öster.

Provtagning Brukskontoret 1, 1993

År 1993 togs samlingsprover på fastigheten Brukskontoret 1 som då användes som barnstuga. Proverna visade på halter av bly och arsenik över bakgrund, men under riktvärdet för känslig markanvändning. Det samlingsprov som togs på ny jord visade på lägre blyhalter (Jordhälsan, 1993a&b).

Markundersökningar inför planerad utbyggnad på Hyttan 1, J&W, 2001

I samband med en planerad utbyggnad på Hyttan 1 genomfördes miljötekniska markundersökningar och en geoteknisk utredning (J&W, 2001). Undersökningarna täckte in ett område på ca 100 gånger 50 meter inom deponiområdet söder om glashyttan. Sammanlagt 20 provgropar grävdes och 2 grundvattenrör sattes. Fältanalyser gjordes på 70 stycken prover genom PID-mätningar för lättflyktiga organiska ämnen och XRF-mätningar för metaller. Ett urval av jordprover skickades för analys (2 st oljefraktioner och BTEX, 2 st PAH och 8 st metaller). Dessutom genomfördes tillgänglighetstester (lakförsök enligt NT ENVIR 003) på 3 prover. Vid undersökningarna påträffades under ett tunt ytlager, glas och slagg till ett djup mellan 0,3 till 2,5 meter under markytan. Fältanalyser med XRF och laboratorieanalyser på utvalda prover visade att fyllningen i stort sett genomgående uppvisade höga metallhalter (arsenik och bly över riktvärdet för mindre känslig markanvändning i samtliga prover). De prover som togs på underliggande naturligt material hade låga metallhalter tydligt under riktvärdena för mindre känslig markanvändning. I ett av de två proverna som analyserats med avseende på PAH uppmättes halt klart överskridande riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Tillgänglighetstesterna visade på att en stor andel av tungmetallerna var tillgängliga för lakning. Den lakbara mängden av zink uppgick till mellan 60 och 80 %, för kadmium och barium till mellan 45 och 60 % samt för nickel mellan 25 och 50 %. Tillgängligheten för arsenik var 40 % i två av proverna och 4 % i det tredje. Tillgänglig andel av bly varierade mellan 1,6 och 4,2 %.

5.1.2 Glasbruksprojektet

Undersökningar inom pilotstudie, 2003

Inom Glasbruksprojektet genomfördes 2003 en översiktlig undersökning av området (Fanger m.fl., 2003). Totalt genomfördes 11 provborrningar och 5 provgropar grävdes, huvudsakligen inom deponiområdet. Grundvattenrör installerades i 5 av punkterna. 17 stycken jordprover analyserades på arsenik och bly och 8 av dessa även på andra metaller relevanta för glasbruk. Dessutom analyserades slipslam i en stenkista samt insamlade glasbitar. De 5 nyinstallerade och 4 tidigare rör samt en brunn provtogs och analyserades med avseende på metaller. Ett vattenprov från ån och ett sedimentprov från Kärringagölen analyserades. Resultaten överensstämde i stort med de från J&W:s undersökning med höga halter av arsenik, bly, barium och zink i det deponerade materialet. De analyser som genomfördes på antimon visade att höga halter påträffades i vissa prover. De prover på underliggande naturligt material som analyserades visade på låga halter arsenik och bly. De genomförda grundvattenanalyserna visade på förhöjda halter av framförallt antimon, arsenik, bor, kadmium och zink. Ytvattenprovet visade på måttliga halter av bly, kadmium och zink. Sedimentprovet från Kärringagölen uppvisade låga till måttliga metallhalter.

Undersökningar i Glasbruksprojektet 2006-2007

Inom Glasbruksprojektet 2006-2007 undersökningar av vatten och sediment i sex glasbruksår (Davidsson och Holmström, 2006). Baserat på resultatet gjordes översiktliga regionala uppskattningar av föroreningsbelastning till åarna (Höglund m.fl, 2007). Sedimentproven från Kärringagölen visade i jämförelse med bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000) på höga halter av kadmium (max 10 mg/kg TS) och måttligt höga halter av arsenik, bly, krom, koppar och zink. Även bor, barium och kobolt visar på förhöjda halter. Det prov som togs uppströms glasbruket visade på måttligt höga halter av kadmium, nickel och zink. Längre nedströms bruket var halterna av kadmium, krom, koppar, kvicksilver, nickel och zink måttligt höga. Vattenprovet som togs uppströms bruket hade måttligt hög halt kadmium, medan provet nedströms bruket hade normal halt. Halterna av kobolt var höga i jämförelse med vanligt förekommande halter i Sverige (Naturvårdsverket, 2000).

5.1.3 Övriga undersökningar

Under perioden 2010 – 2011 har Nybro kommun vid 4 tillfällen utfört mätningar av nivån i ett urval av grundvattenrören från tidigare undersökningar. Vid flera av mättillfällena var dock flera grundvattenrör torra eller omöjliga att mäta av andra anledningar.

Nybro kommun analyserar regelbundet vatten från Sigfridsån vid Skabro damm ca 3 km nedströms Pukeberg. De halter som uppmätts under 2009 och 2010 ligger i nivå med de som uppmättes 2006 – 2007 inom Glasbruksprojektet.

Statens geotekniska institut genomförde 2008 undersökningar på material från Pukeberg för att undersöka om inblandning av benmjöl kan fungera som stabiliseringsmedel (SGI, 2009). Benmjöl har använts på andra ställen för att minska lakbarheten av tungmetaller från glasbruksavfall eftersom de innehåller det fosforrika mineralet apatit. Syftet var att utvärdera om metoden skulle fungera även vid Pukeberg. Tre prover togs ut från deponin och det prov med de högsta halterna av arsenik, bly och zink valdes ut för laborietester. Standardiserade kolonntester genomfördes utan benmjöl respektive med en inblandning av 1, 5 och 25 procent benmjöl. Lakvätskan analyserades vid vätske-fastfasförhållanden (L/S) på 0,1 l/kg och 10 l/kg. Resultaten visade inte på några positiva effekter utan utlakningen av flertalet metaller ökade med graden av inblandning av benmjöl. Som förklaring till detta angavs att benmjölet sänkte det initialt höga pH-värdet på 8,2 till 7,1, vilket ökar lösligheten av de flesta metaller.

5.2 Fältarbeten utförda inom huvudstudien

I huvudstudien har undersökningar fokuserat på norra delen av bruksområdet där förorenings-situationen tidigare var okänd samt på om det förekommer föroreningar på bostadsfastigheterna. Färre prover har placerats på deponiområdet där det sedan tidigare var känt att det förekommer höga föroreningshalter. Undersökningarna har där inriktats på att avgränsa deponin och att karakterisera det avfall som finns där.

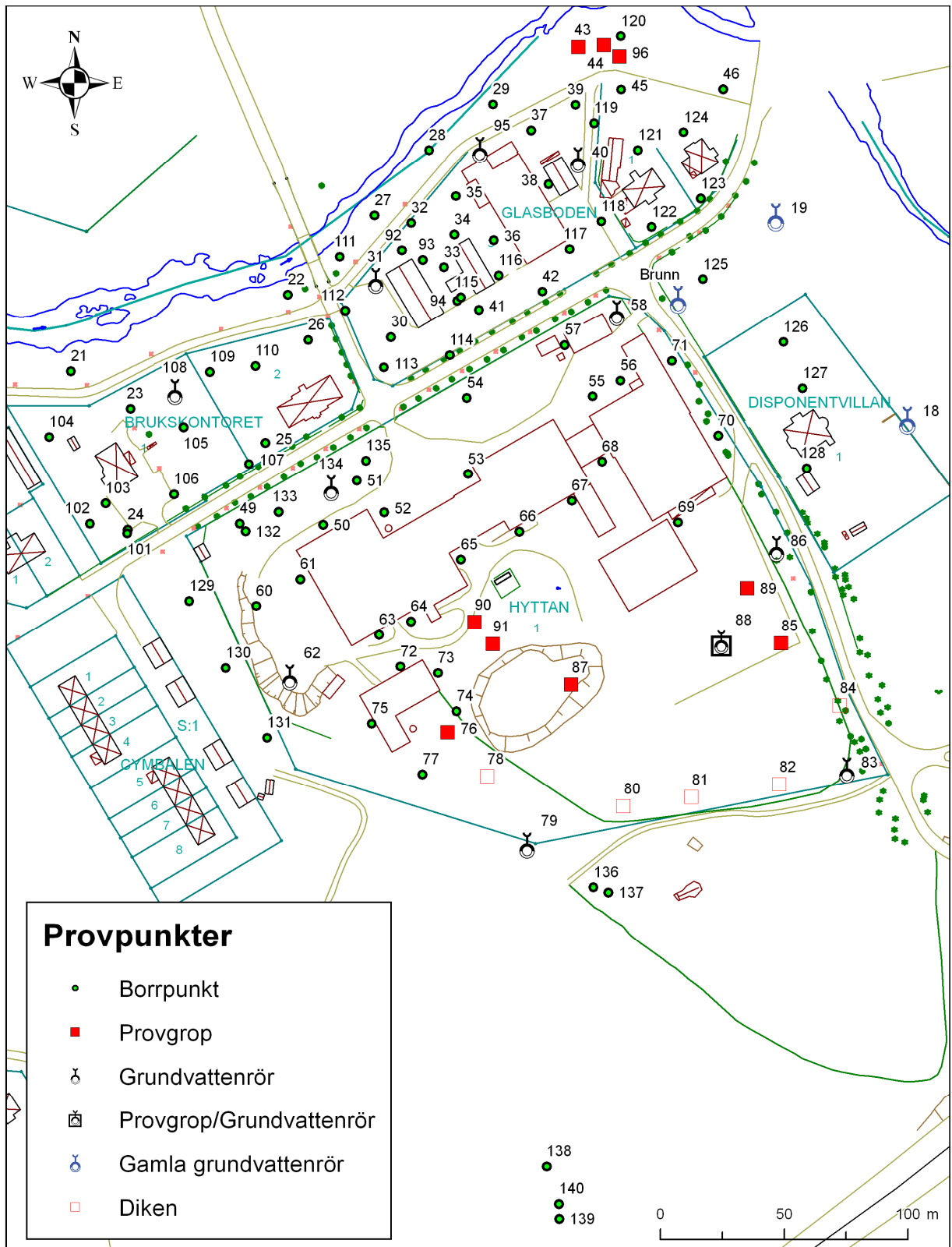
Fältarbeten har utförts av DGE Mark och Miljö som under våren och sommaren 2011 tagit prover av jord, glasavfall, grundvatten och ytvatten vid glasbruksområdet i Pukeberg.

Kompletterande undersökningar har genomförts under hösten och vintern 2011.

Undersökningarna har omfattat:

- Jordprovtagning (borrning och provgropar) totalt 140 punkter.
- Provtagning av grundvatten i 10 nyinstallerade och 2 befintliga grundvattenrör samt en brunn. I 7 av punkterna är provtagning genomförd vid 2 tillfällen.
- Provtagning i slambrunn.
- Ytvatten i S:t Sigfridsån i 4 punkter vid 2 tillfällen.
- Passiva provtagare i S:t Sigfridsån i 4 punkter.
- Prover på byggnadsmaterial och damm i Sodahuset.
- Provtagning av inomhusluft i Hantverkshuset.
- Bär från bostadsfastigheter.
- Fältmätningar med XRF-på jordprover och prover från byggnader.
- Inmätning och avvägning av provpunkter.

En mer detaljerad beskrivning av fältarbetena ges i bilaga 1. Fältprotokoll redovisas i bilaga 11.



Figur 5.1 Provpunkter i jord och grundvatten inom huvudstudien. Se även bilaga 2.

5.3 Utförda analysarbeten

Samtliga analyser har genomförts av Eurofins Environmental AB. Analyserna har fokuserat på tungmetaller och oorganiska ämnen förekommande i glastillverkningen (antimon, arsenik, barium, bly, bor, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink samt tjärämnen (indelade i grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H). En större uppsättning ämnen samt stödjande parametrar som halt organiskt material har analyserats i ett urval av prover. I tabell 5.1 ges en sammanfattning av de analyser som genomförts.

Tabell 5.1 Sammanställning av genomförda analyser i olika medier.

	Metaller och oorganiska ämnen	PAH	Organiskt kol TOC/DOC
Jordprover	301	60	43
Grundvatten	20	3	3
Ytvatten	8	4	4
Ytvatten passiva	4		
Byggnader Damm	8	5	
Bär	3		
Luft		2	

En utvärdering av resultatet av de genomförda analyserna ges i kapitel 5. I bilaga 5 redovisas en sammanställning av samtliga resultat och i bilaga 12 analysprotokollen.

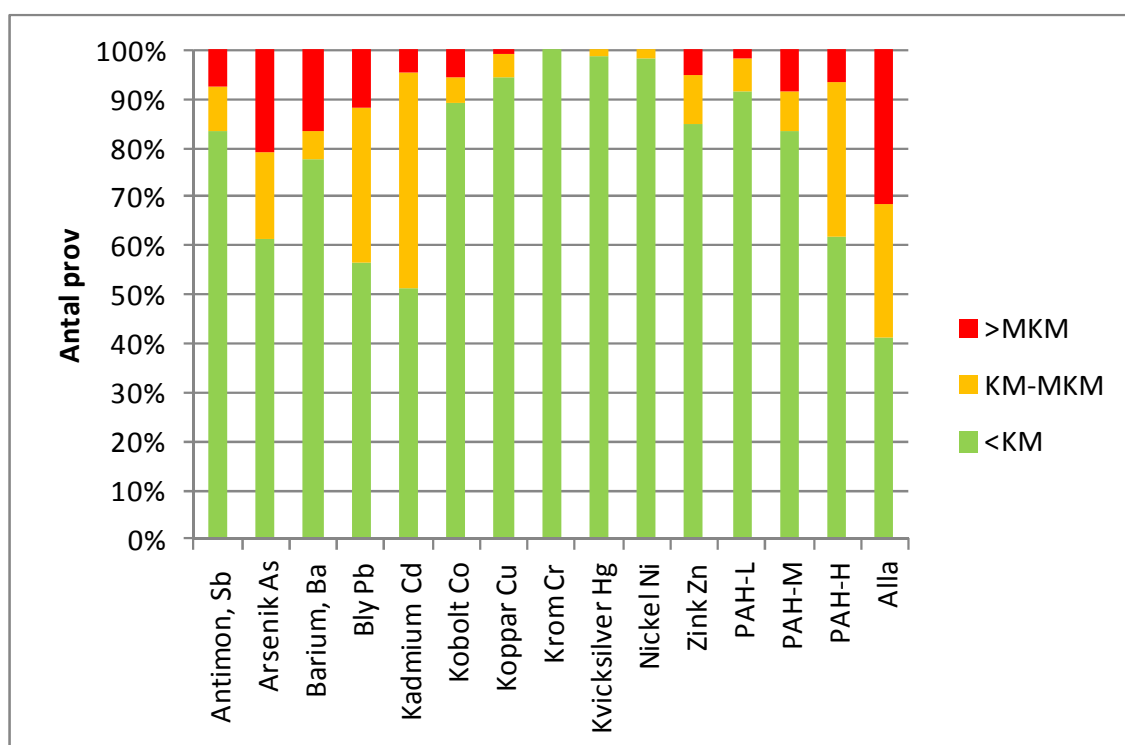
Lakteter har genomförts på 16 av de uttagna jordproverna samt på prov från slambrunnen. Testerna har utförts enligt SS-EN 12547-3 (tvåstegs skaktest), men med det avsteg att proven siktats ned till en kornstorlek mindre än 2 mm. Standarden föreskriver mindre än 4 mm. Som ett komplement har också en analys gjorts på den syralakbara halten i provet efter lakning, vilket ger en säkrare bestämning av halterna i det material som har lakats. Lakproven har valts ut från deponin, Glasboden 3, Hyttan 1 samt Åstranden och täcker in en variation i jordart och glasinblandning. Proverna har också valts så att de täcker in ett brett intervall i metallhalter. En utvärdering av K_d -värden från laktetestresultaten redovisas i avsnitt 7.4. En jämförelse med gränsvärden för deponering görs i avsnitt 7.4.2. En mer detaljerad redovisning av utförande, resultat och utvärdering av lakförsöken ges i bilaga 7.

6 Föroreningarnas omfattning

I detta kapitel ges en översikt av föroreningssituationen vid Pukebergs glasbruk. Analysresultat finns sammanställda i tabeller i bilaga 5. I bilaga 3 redovisas utbredningskartor för flertalet av analyserade ämnen i mark. Analysprotokollen redovisas i bilaga 12.

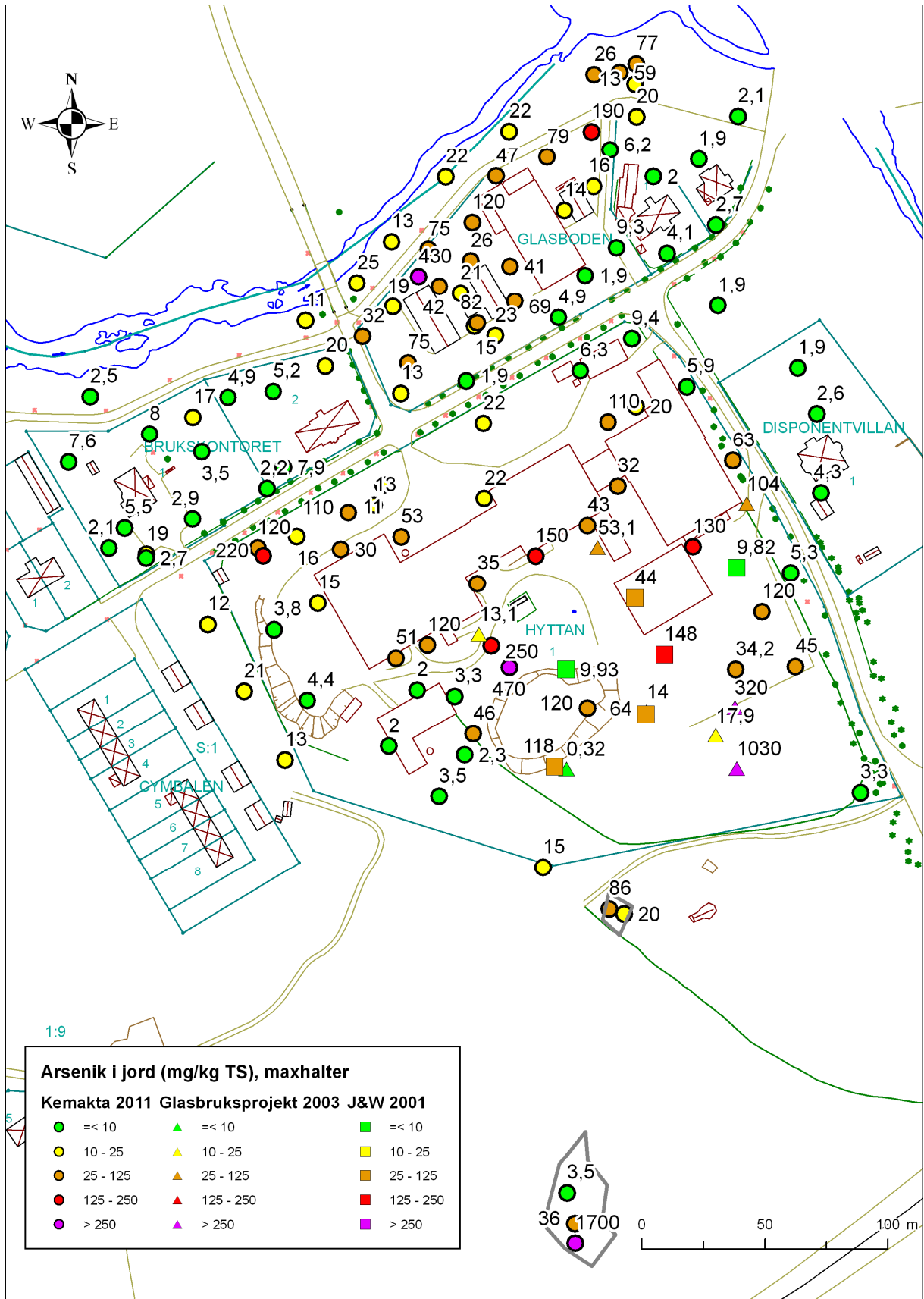
6.1 Föroreningar i mark

En översikt av analyserade jordprover ges i figur 6.1 där halterna jämförts med Naturvårdsverkets generella riktvärden för att ge en preliminär indikation av föroreningsstatus. Många av de analyserade proverna uppvisar mycket höga metallhalter, huvudsakligen arsenik, barium, bly, antimon, kobolt och kadmium. I flera prover finns också höga halter av tjärämnen (polycykliska aromatiska kolväten – PAH). I en tredjedel av alla de analyserade proverna finns minst ett ämne i en halt som överstiger riktvärdet för mindre känslig markanvändning.

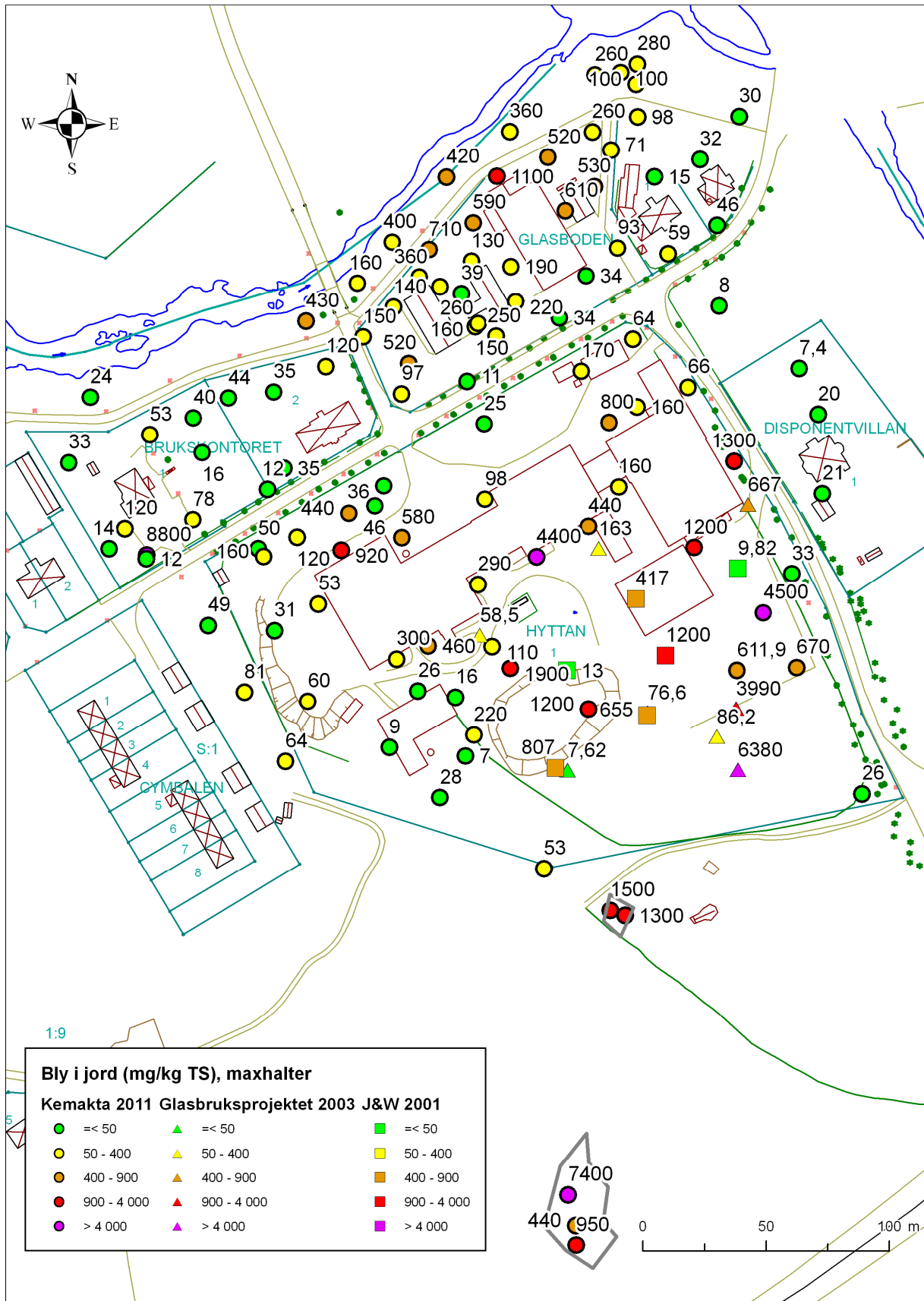


Figur 6.1 Fördelning av halter relativt Naturvårdsverkets generella riktvärden i samtliga analyserade jordprover. KM= känslig markanvändning, MKM= mindre känslig markanvändning.

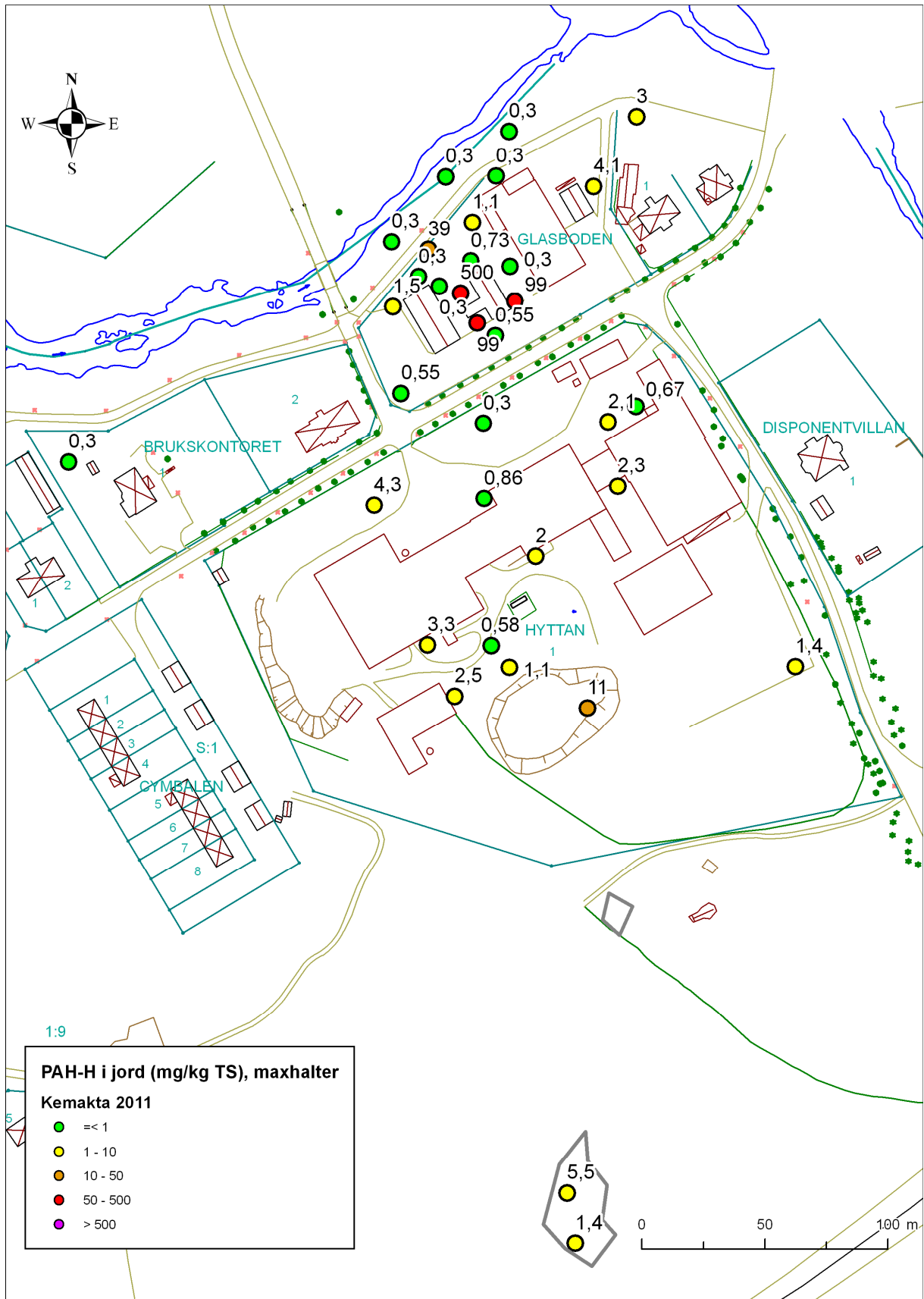
I figur 6.2 – 6.4 redovisas utbredningen av arsenik, bly och tunga PAH-föreningar (PAH-H) inom Pukebergs glasbruk. Kartor som visar utbredningen av övriga ämnen redovisas i bilaga 3. Figur 6.5 redovisar i vilka provpunkter halter av en eller flera föroreningar över riktvärdet för mindre känslig markanvändning har påträffats.



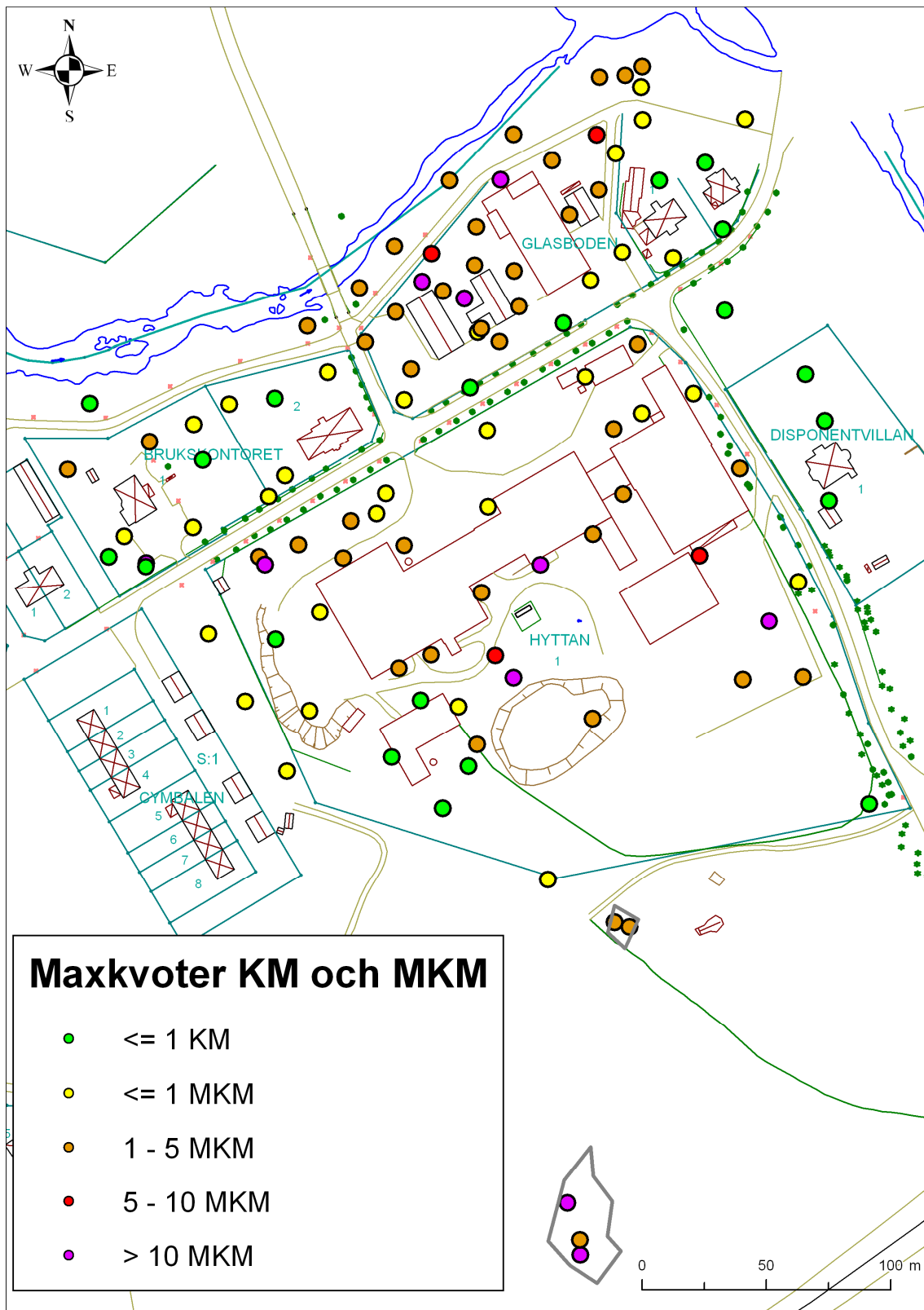
Figur 6.2 Utbredning av arsenik i jord vid Pukebergs glasbruk. Siffran anger den maximala halten för den aktuella provpunkten i mg/kg TS.



Figur 6.3 Utbredning av bly i jord vid Pukebergs glasbruk. Siffran anger den maximala halten för den aktuella provpunkten i mg/kg TS.



Figur 6.4 Utbredning av PAH-H i jord vid Pukebergs glasbruk. Siffran anger den maximala halten för den aktuella provpunkten i mg/kg TS.



Figur 6.5 Uppmätta halter jämfört med riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) uttryckt som kvot mellan maximal halt och riktvärde. Värdet över 1 innebär att minst ett ämne på något djup har en halt högre än riktvärdet.

6.1.1 Norra delen av bruksområdet

Längs med åstranden och runt Klockmagasinet, Hantverkshuset och Gamla sliperiet har glasavfall och slipslam påträffats. Mäktigheten på det deponerade materialet är ca 1- 2 meter. I marken påträffas höga halter av antimon, arsenik, barium, bly, kadmium och kobolt.

Runt Hantverkshuset och även under delar av huset har ett område med ett ca 0,5 meter tjockt tjärlager påträffats. Mycket höga halter av medeltunga och tunga PAH-föreningar har uppmätts där.

6.1.2 Runt bruksbyggnaden

Runt bruksbyggnaden uppmätts mycket höga halter arsenik, bly och antimon. Föreningen påträffas relativt ytligt, normalt ned till ett djup mindre än 0,5 m. PAH påträffas i måttliga halter i några punkter.

Vid provborringarna runt Sodahuset och väster om Konserthyttan påträffades relativt låga halter av föreningar. Vid fältundersökningarna väster om Konserthyttan noterades varierande halter metaller vid XRF-mätning, nedgrävda tunnor samt högar med sliprester och glas. XRF-mätning kring Sodahuset visade på mycket höga halter arsenik, bly, arsenik och zink.

6.1.3 Deponiområdet

Området med glasavfall sträcker sig söderut från glasbruksbyggnaden. Deponin avgränsas i öster av slänten ned mot vägen till Svartbäcksmåla och i söder av den stig som går längs södra fastighetsgränsen. Dock har två områden med synligt glasavfall påträffats i skogen söder om deponin. Inga ytterligare områden har påträffats vid rekognosering i skogen norr om väg 25. I väster avgränsas deponiområdet av en linje som går från Sodahuset mot sydost. Höga halter av förening har påträffats runt Sodahuset, men relativt ytligt. Inga halter över Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning har påträffats söder eller väster om Sodahuset.

Förhöjda halter av arsenik (ca 2 gånger riktvärdet för KM) och bly (ca 1,5 gånger riktvärdet för KM) har även påträffats i det skogsparti väster om bruket som gränsar mot bostadsområdet Cymbalen.

6.1.4 Bostadsfastigheterna och brukskontoret

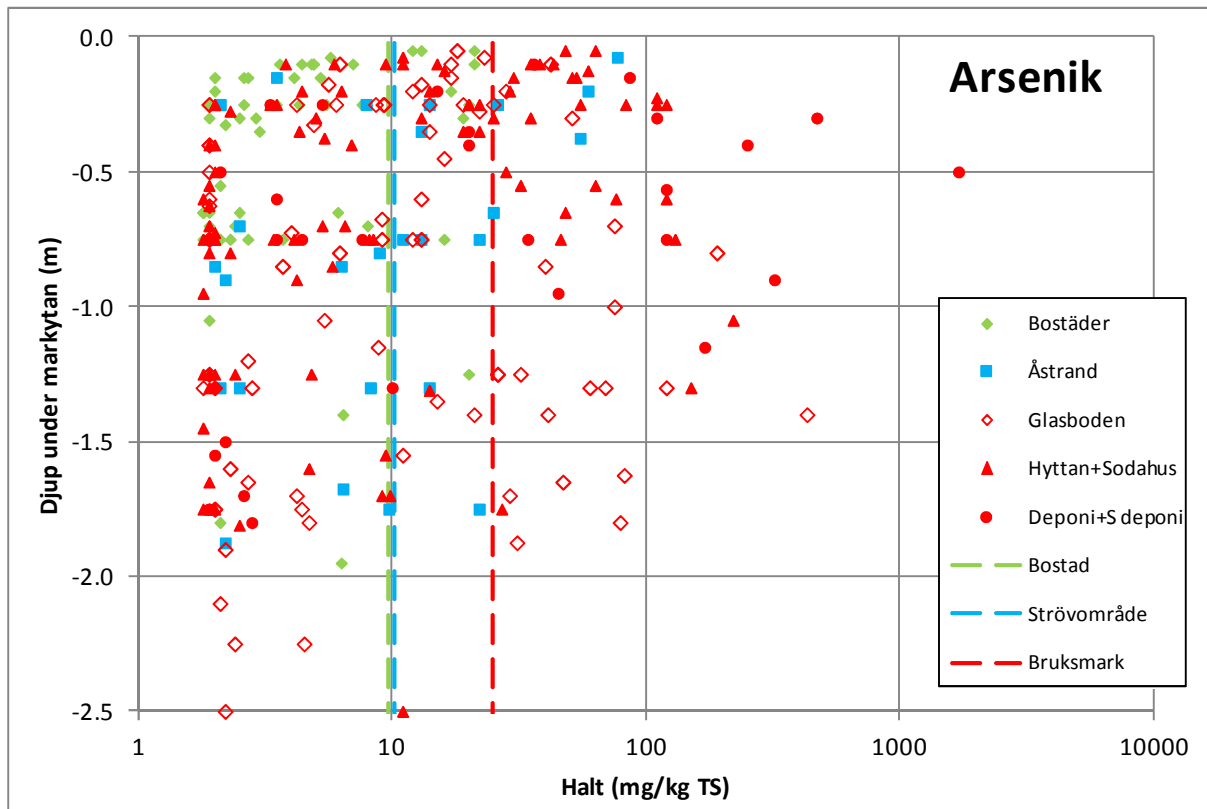
På bostadsfastigheterna påträffas metaller (framförallt bly och kadmium) i halter som ligger över naturlig bakgrund. Halterna underskrider riktvärden för känslig markanvändning i huvuddelen av punkterna. I enstaka punkter har högre halter påträffats, detta gäller främst fastigheterna Brukskontoret 1 och 2. Det ämne som på flest ställen överstiger riktvärdet för känslig markanvändning är kadmium.

6.1.5 Djupfördelning

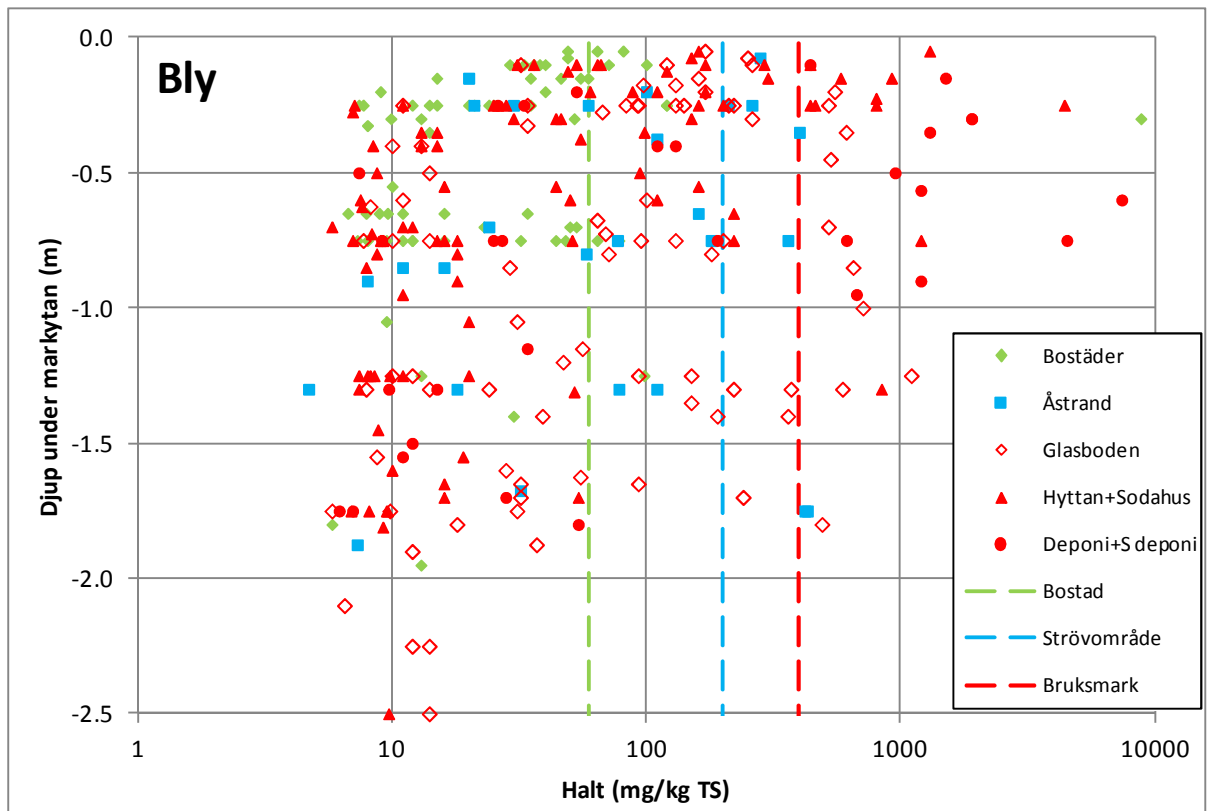
För att illustrera föreningens fördelning över djupet har halter i prov från olika områden plottats mot mittpunkten av det provtagna intervallet. Provpunkterna har delats in i bostadsfastigheter, åstranden, Glasboden 3, runt Hyttan och Sodahuset samt deponin och de förorenade områdena söder om deponin. För jämförelse finns också inlagt de platsspecifika riktvärdena för bostadsmark, strövområde och bruksmark, se avsnitt 7.6. Profiler redovisas för arsenik (figur 6.6), bly (figur 6.7) och PAH-H (figur 6.8). Observera att x-axeln som visar halten är logaritmisk.

Av figurerna framgår att det inte finns någon klar generell trend över området för hur halterna fördelar sig på djupet. De allra högsta halterna påträffas inom den översta metern, men höga

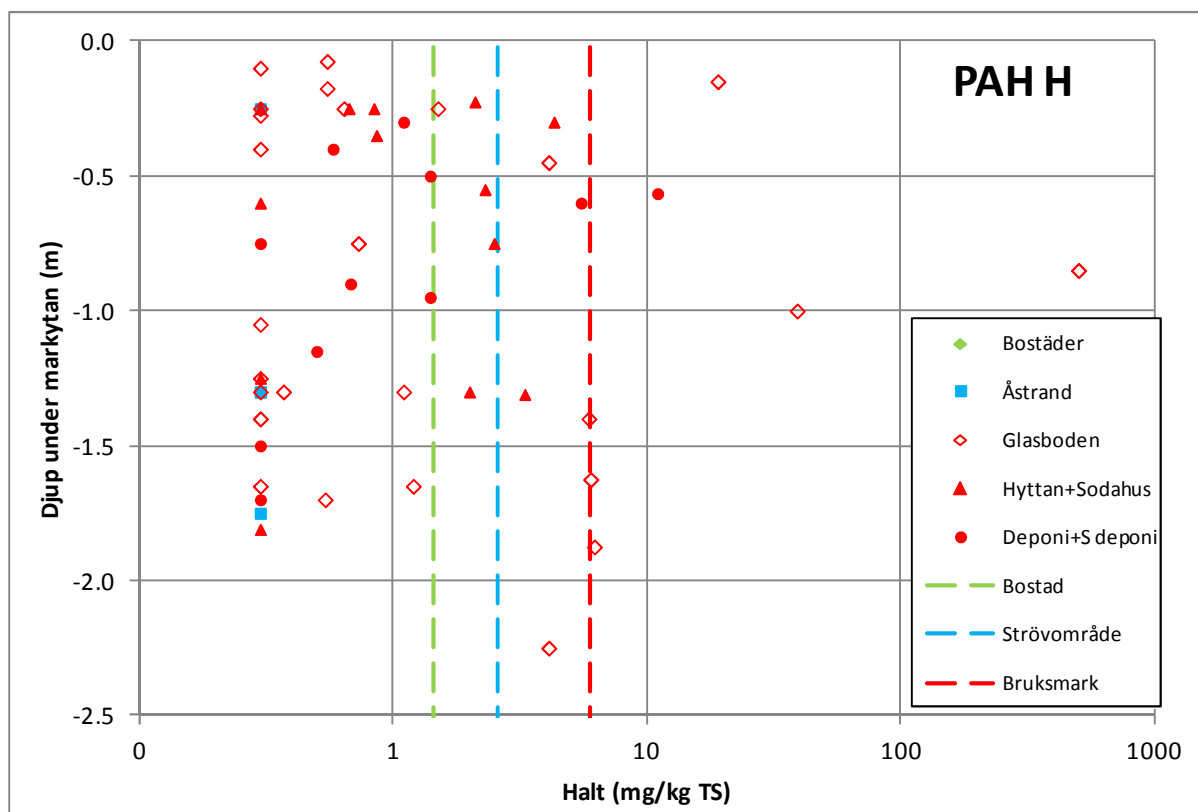
halter finns även på ett djup av 2 meter. Detta gäller framförallt för Glasboden 3 där en stor spridning i halter finns i alla djupintervall.



Figur 6.6 Djupfördelning av arsenik i olika områden. OBS! Logaritmisk skala på x-axeln.



Figur 6.7 Djupfördelning av bly i olika områden. OBS! Logaritmisk skala på x-axeln.



Figur 6.8 Djupfördelning av PAH-H i olika områden. OBS! Logaritmisk skala på x-axeln.

6.1.6 Bakgrundshalter i mark

SGU:s markgeokemiska kartering innehåller 14 provpunkter på ett avstånd upp till 7 km från Pukebergs glasbruk (SGU, 2010). Prover från ytlig morän har analyserats med XRF och ICP-MS. Den senare analysmetoden motsvarar bäst den som använts för proverna från glasbruket. Den visar på halter av bly mellan 6 och 34 mg/kg TS, för kobolt 1,2 – 4,9 mg/kg TS, koppar 2,4 – 10 mg/kg TS, nickel 2,3 – 10 mg/kg TS och zink 12 – 72 mg/kg TS. För alla metaller utom kobolt uppmättes den högsta halten i punkten som låg närmast Pukebergs glasbruk, ca 850 m söder om bruksbyggnaden. Arsenik har endast analyserats med XRF med alla prover under rapporteringsgränsen på 10 mg/kg TS. En jämförelse med de moränprover som analyserats i hela Sverige visar att halterna av kobolt, koppar och nickel ligger i nivå med medianvärdet för hela riket, medan blyhalterna runt Pukeberg ligger väsentligt över halterna i övriga landet. Det högsta värdet är i nivå med 99-percentilen och medelvärdet motsvarar 80-percentilen för riket. Även för zink är den högsta halten runt Pukeberg hög i jämförelse med övriga landet (motsvarar 95-percentilen) övriga värden är dock mer normala (ligger under medianvärdet för riket).

Inom huvudstudien togs två referensprover, ett på vägen mot Svartbäcksmåla ca 0,6 km sydost om glasbruket och en vid S:t Sigfridsån ca 0,5 km nordväst om glasbruket. Dessa var tagna i sand respektive grusig sand. Dessa referensprover uppvisar låga metallhalter, arsenik 2 mg/kg TS, barium 20 – 30 mg/kg TS, bly 7 – 10 mg/kg TS, kadmium 0,2 mg/kg TS, koppar ca 3 mg/kg TS och zink 30 – 36 mg/kg TS.

6.2 Föroreningar i grundvatten

Grundvattenrören i östra och norra delen uppvisar förhöjda halter av arsenik, barium, bor, kadmium, kobolt, koppar, nickel, bly, antimon och zink. De olika metallerna har sina högsta halter i olika provtagningspunkter, men visar på likartade halter vid provtagningen i april och i juli 2011, se figur 6.9. Sannolikt påverkas grundvattnet av vilka föroreningar som finns i den omgivande marken och även av den grundvattenströmning som sker mot öster och nordost.

Skillnaden i halter i prover som analyserats ofiltrerade respektive de som filtrerats i fält är överlag liten. Störst skillnad finns i punkt 19 där halten av arsenik, barium, bly, koppar och zink i det filtrerade proverna är mellan 13 % och 60 % av halten i de ofiltrerade proverna. I utvärderingen av halter användes därför uppmätta halter i de filtrerade proverna.

Halten av antimon strax öster om deponin (punkt 86) överskrider dricksvattennormen ca 10 gånger, se figur 6.10. Antimon som är en relativt lätttröglig metall har spridit sig österut och påträffats också i grundvattnet öster om Disponentvillan (punkt 18).

Bor har en liknande utbredning som antimon med en spridning från de östra delarna av deponin mot Disponentvillan. De högsta halterna bor överstiger 90 % av de halter som uppmätts i svenska brunnar och är ca 60 % av dricksvattennormen.

Arsenik och bly påträffas i den nordöstra delen av området i halter som överstiger de nivåer som SGU anser utgöra en utgångspunkt för att vända en trend (SGU, 2008) och halten arsenik tangerar dricksvattennormen i punkt 58.

Kobolt och barium påträffas i höga halter vid åstranden norr om Gamla sliperiet (punkt 95). Högsta halten av kobolt överstiger 99 % av de halter som normalt påträffas i svenska brunnar. Halterna av barium överstiger 90 % av de halter som uppmätts i svenska brunnar.

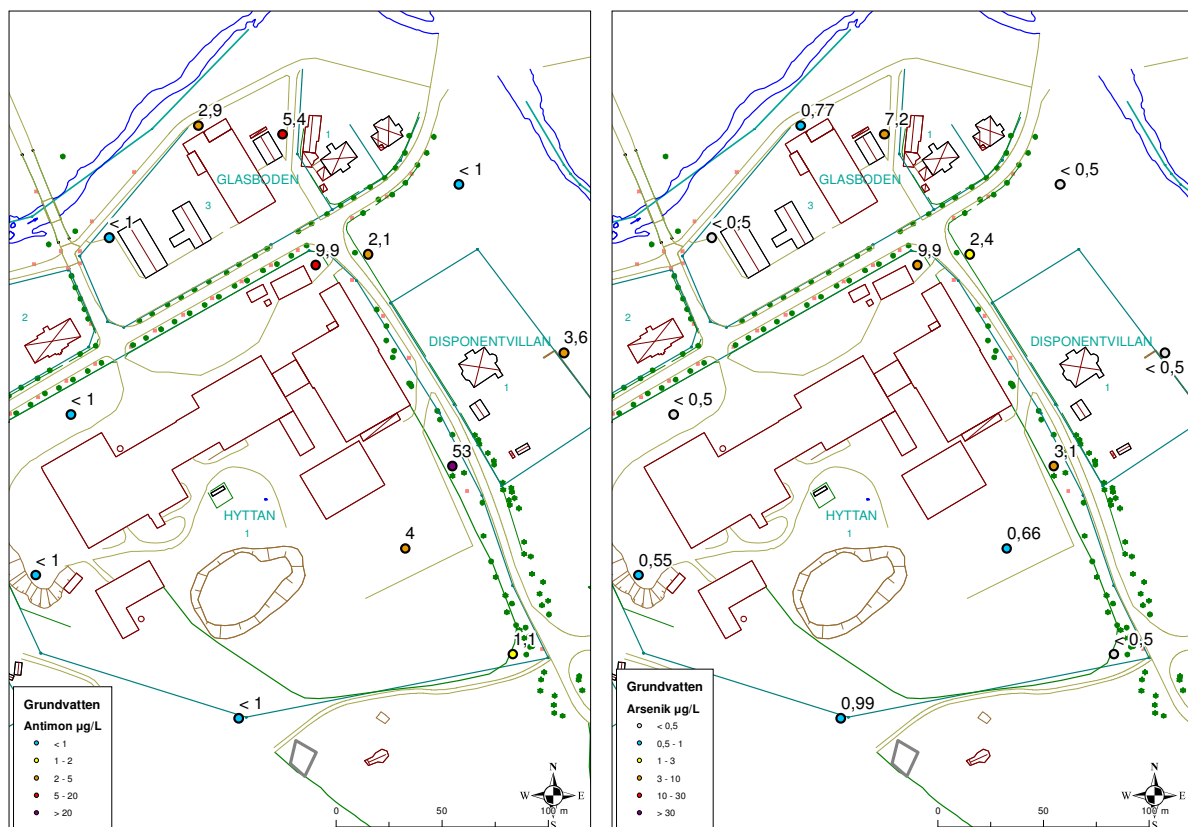
Även de högsta halterna av kadmium, nickel och zink överstiger 90 % av de halter som uppmätts i svenska brunnar.

Kvicksilver har inte detekterats i grundvattnet vid den relativt höga rapporteringsgräns som använts (0,1 µg/l).

Halten av samtliga enskilda föreningarna av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ligger under rapporteringsgränsen (<0,02 µg/l). Dricksvattennormen för PAH (räknat som summa av 4 cancerogena PAH-föreningar) ligger på 0,1 µg/l och för benso(a)pyrén på 0,01 µg/l (Livsmedelsverket, 2011).



Figur 6.9 Halter uppmätta i grundvatten (filtrerade prover).

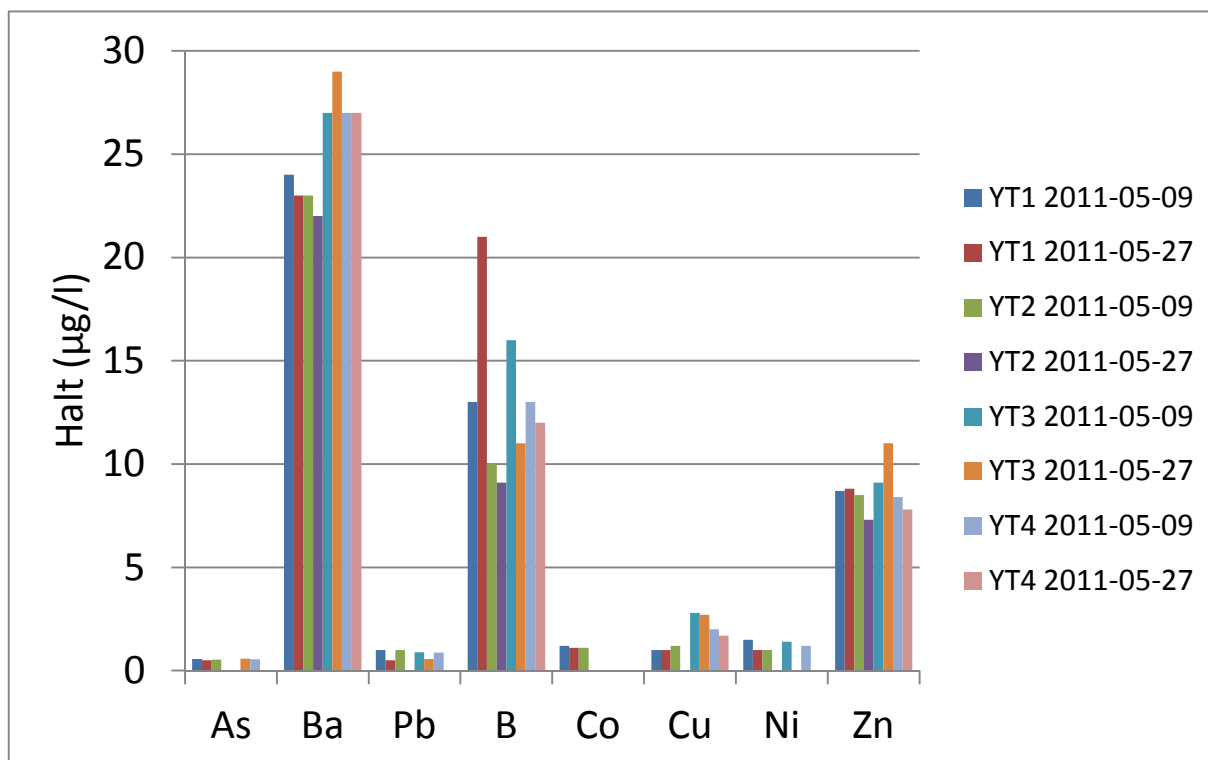


Figur 6.10 Utbredning av antimon och arsenik i grundvatten vid Pukebergs glasbruk. Siffran anger den maximala halten i filtrerade prover för den aktuella provpunkten i µg/l.

6.3 Föroreningar i ytvatten

Metallhalterna i S:t Sigfridsån är i nivå med de uppmätta vid provtagning i början av 2000-talet. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2000) klassas halterna av arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink som mycket låga till låga. Halten av zink överskrider dock föreslaget gränsvärde, vilket även gäller för flertalet provpunkter i Ljungbyån. Halterna av barium, bly och kobolt är högre än 90 % av de halter som normalt uppmäts i svenska vattendrag.

En jämförelse mellan halterna i S:t Sigfridsån uppströms Pukeberg, nedströms glas bruket, i tillflödet norrifrån (Bolanders bäck) samt nedströms Pukeberg visar på relativt små skillnader, se figur 6.11. En ökning av halterna kan ses för fluorid, barium och koppar. Tillflödet norrifrån som kommer från Linnéasjön och är belastat med dagvatten från Nybro, ger ett bidrag av barium, koppar och zink.



Figur 6.11 Uppmätta halter av arsenik, barium, bly, bor, kobolt, koppar, nickel och zink i S:t Sigfridsån.

Halten i ytvatten mättes även med passiva provtagare. Dessa var utplacerade under ca 3 veckor i maj 2011 i samma fyra punkter där ytvattenprover togs ut. De passiva provtagarna ger ett mått på medelhalten av lösta ämnen i ytvattnet under provperioden och är inte helt jämförbara med de konventionella vattenanalyserna. På grund av vissa tolkningsproblem har de absoluta halterna inte bedömts vara helt tillförlitliga. Vissa slutsatser kan dock dras om påslaget av vissa metaller.

De passiva provtagarna indikerar ett påslag mellan provpunkten uppströms bruket och provet vid bron vid väg 25 av arsenik, barium, bly, kobolt, koppar, krom, nickel och zink. För arsenik, barium och krom indikerar mätningarna att påslaget kommer från glasbruksområdet. För krom är dock mätningen osäker. Mätningarna indikerar att påslaget av bly, koppar, nickel och zink huvudsakligen kommer från Bolanders bäck. Påslaget av kobolt förefaller komma nedströms sammanflödet med Bolanders bäck. Resultatet är dock svårtolkat på grund av vissa kraftigt avvikande halter och en bristande samstämmighet med halterna i de konventionella vattenproverna. Därför har inga kvantitativa bedömningar gjorts.

6.4 Föroreningar i byggnader

Prover har tagits på byggnadsmaterial och löst damm i den byggnad som kallas för Sodahuset. Vid provtagningen togs två prover från golv respektive vägg i det utrymme där ugnen finns samt två prover på löst material (damm) från vardera våningsplanet, totalt sex dammprover. Samtliga prover uppvisar mycket höga halter av arsenik och metaller. Flera prover uppvisar också mycket höga halter av PAH. I tabell 6.1 redovisas resultat av analyserna. Ingen verksamhet bedrivs i byggnaden.

Tabell 6.1 Resultat av analyser av prover från Sodahuset. I tabellen anges också en referenshalt som beräknats utgående från riktvärden för mindre känslig mark-användning för exponering via oavsiktligt direkt intag, hudkontakt och damning.

Ämne	Byggnadsprover (mg/kg TS)		Dammprover (mg/kg TS)						Referenshalt (mg/kg TS)
	1	2	V1:1	V1:2	V2:1	V2:2	V3:1	V3:2	
Antimon, Sb	19	9,7	24	41	27	49	12	30	> 1000
Arsenik As	330	56	110	190	160	400	26	71	25
Barium, Ba	85	700	740	260	1400	2400	2400	530	5 000
Bly Pb	120	270	560	1100	2400	1500	230	410	800
Bor B	26	210	25	53	79	56	15	17	
Kadmium Cd	8,3	12	8,7	18	12	48	2,9	6,9	10
Kobolt Co	1,8	3,4	3,3	13	6,8	21	1,5	57	500
Koppar Cu	8,3	28	48	140	130	910	350	1100	6 000
Krom Cr	57	17	17	13	55	220	3,4	19	> 1000
Kvicksilver Hg	0,07	0,065	<0,05	<0,05	<0,05	0,18	<0,05	<0,05	150
Nickel Ni	5,4	10	13	29	21	52	5	30	150
Zink Zn	160	940	5900	430	910	890	240	670	>10 000
PAH-L	<0,3	24	5,2	e.a	3,9	25	e.a	0,6	500
PAH-M	5,8	520	96	e.a	63	390	e.a	15	60
PAH-H	5,5	300	61	e.a	52	330	e.a	12	5

e.a ej analyserat

6.5 Föroreningar i inomhusluft

I tillbyggnaden till Hantverkshuset uppmättes höga halter PAH-L och PAH-M. Halterna av PAH-M låg långt över lågrisknivån. Däremot låg ingen av de föreningar som ingår i PAH-H över rapporteringsgränsen.

Vid mätningarna i gasfas i huvuddelen av Hantverkshuset uppmättes samtliga föreningar som ingår i PAH-L (naftalen, acenaften, acenaftylen) över rapporteringsgränsen och flertalet av de föreningar som ingår i PAH-M (fluoren, fenantren, fluoranten, pyren), se tabell 6.2. För de tyngre PAH-föreningarna (PAH-H) låg mätvärdet för huvuddelen av föreningarna under rapporteringsgränsen, enbart benso(a)antracen och krysen låg över rapporteringsgränsen. Enbart fluoranten, pyren och krysen låg över rapporteringsgränsen i partikelprovet. De övriga PAH-föreningarna ligger under rapporteringsgränsen i båda provtyperna. Rapporteringsgränsen var dock högre än lågrisknivån som används som referenshalt i riktvärdesmodellen för flertalet PAH-H föreningar. De föreningar som ingår i gruppen PAH-H har dock mycket liten flyktighet och låga halter kan förväntas i ångfas.

Tabell 6.2 Uppmätta halter av PAH i inomhusluft i Hantverkshuset. I tabellen anges även den referenskoncentration som används i riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2009a)

	Huvuddel		Tillbyggnad	Referenshalt $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Partiklar $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gasfas $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gasfas $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
PAH-L ej detekt=0	0	0,20	0,089	4
PAH-M ej detekt=0	0,0004	0,12	0,059	0,0055
PAH-H ej detekt=0	0,00019	0,0010	0	0,00055
PAH-L rapp.gräns/2	0,0007	0,20	0,089	4
PAH-M rapp.gräns/2	0,0013	0,12	0,060	0,0055
PAH-H rapp.gräns/2	0,0019	0,0025	<0,0018	0,00055

Även vissa PAH-liknande föreningar som bifenyl och dibensofuran uppmättes i halter över rapporteringsgränsen.

För övrigt uppmättes i huvuddelen av Hantverkshuset pentakloranisol ($0,0020 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och m- och p-kresol ($0,046 \mu\text{g}/\text{m}^3$) över rapporteringsgränsen. Pentakloranisol kommer troligen från impregnering av virke med pentaklorfenol.

I tillbyggnadsdelen uppmättes halter som var ungefär hälften av de som uppmättes i huvuddelen av byggnaden. I tillbyggnadsdelen uppmättes ingen pentakloranisol, men låga halter av m- och p-kresol ($0,041 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

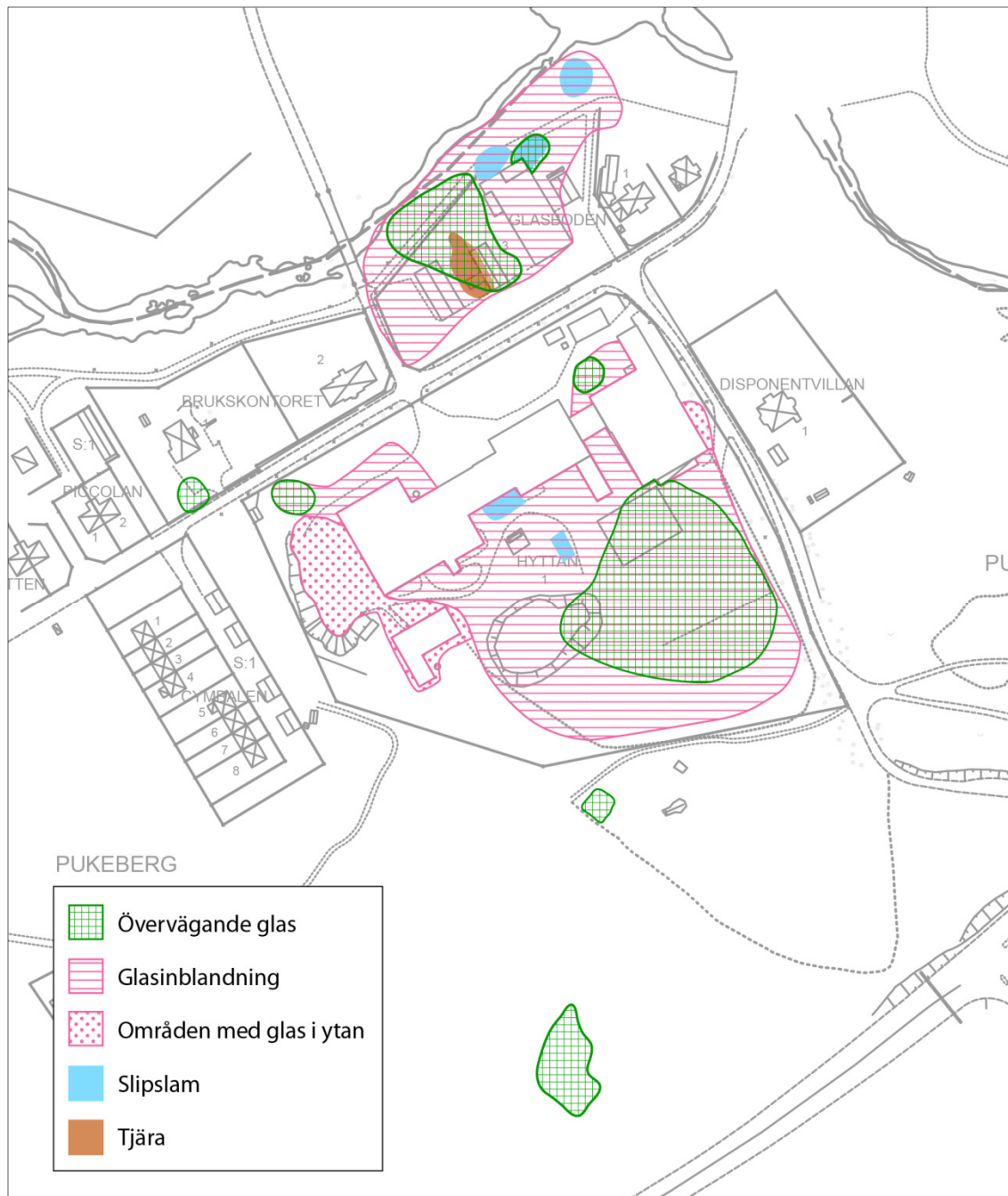
6.6 Föroreningar i bär på bostadsfastigheter

I juli 2011 analyserades metallhalten i röda vinbär från Glasboden 1, Brukskontoret 1 och Disponentvillan. Av den analyserade metallerna fanns bly, barium, koppar och zink i halter över rapporteringsgränsen. Högsta halten bly var $0,067 \text{ mg}/\text{kg}$, barium $0,9 \text{ mg}/\text{kg}$, koppar $1,2 \text{ mg}/\text{kg}$ och zink $1,9 \text{ mg}/\text{kg}$. Halten bly underskrider EU:s gränsvärde på $0,2 \text{ mg}/\text{kg}$ för bär som får släppas ut på marknaden. För övriga ämnen saknas gränsvärden. Zink och koppar är essentiella ämnen och de uppmätta halterna av zink ligger i nivå med vad som normalt förekommer i röda vinbär (Livsmedelsverket, 2006).

6.7 Förekomst av avfall från glastillverkningen inom området

I figur 6.12 redovisas översiktlig inom vilka områden som större mängder glas, slipslam och tjära påträffats i samband med markundersökningarna inom huvudstudien samt de resultat som redovisats från tidigare undersökningar. En tolkning av fördelningen av påträffat avfall i djupled har också gjorts utifrån borrprotokollen och redovisas som sektioner i bilaga 4. Tolkningen bygger på resultat från enskilda borrhningar, provgropar och diken och skall betraktas som ungefärlig.

Undersökningarna har visat att glas förekommer inom stora delar av undersökningsområdet. Områden med övervägande glas finns förutom inom deponiområdet även inom Glasboden 3, fläckvis norr om bruksbyggnaden, på Brukskontoret 1 samt i två områden i skogen söder om deponin. Områden med slipslam har påträffats norr om stora sliperiet, samt i kring de sedimenteringsbassänger som finns längs södra väggen av Gamla Hyttan och i den slambrunn som finns söder om Hyttan. Avlagringar från utloppet av slipslam har också påträffats på norra väggen av Konserthyttan. Dock har inget slipslam påträffats i marken där. I figuren redovisas också den förmodade utbredningen av tjära vid Hantverkshuset.



Figur 6.12 Översiktlig tolkning av delområden med förekomst av glaskross, slipslam och tjära inom undersökningsområdet i Pukeberg.

7 Riskbedömning

7.1 Förutsättningar för riskbedömning

Vid Pukebergs glasbruk finns föroreningar som kan vara farliga för människors hälsa och orsaka störningar i miljön. Om föroreningar sprids från avfall och förorenad mark kan de även påverka grundvattnet och Sankt Sigfridsån som rinner förbi området. En bedömning har gjorts av vilka risker föroreningarna utgör med utgångspunkt från den verksamhet som idag pågår på området. I ett längre tidsperspektiv kan föroreningarnas egenskaper och tillgänglighet ändras och andra typer av verksamheter bedrivs. I riskbedömningen har även detta tagits hänsyn.

Som en del i riskbedömningen har platsspecifika riktvärden beräknats. Dessa anger de halter i marken som utifrån förutsättningarna för exponering och spridning inte förväntas ge upphov till några negativa hälso- eller miljöeffekter. Eftersom grundvattnet och ån är viktiga skyddsobjekt har en fördjupad riskbedömning gjorts av risken för att dessa skall påverkas.

Utifrån de risker som identifierats görs sedan en bedömning av vilket behov som finns att genomföra åtgärder som kan reducera riskerna.

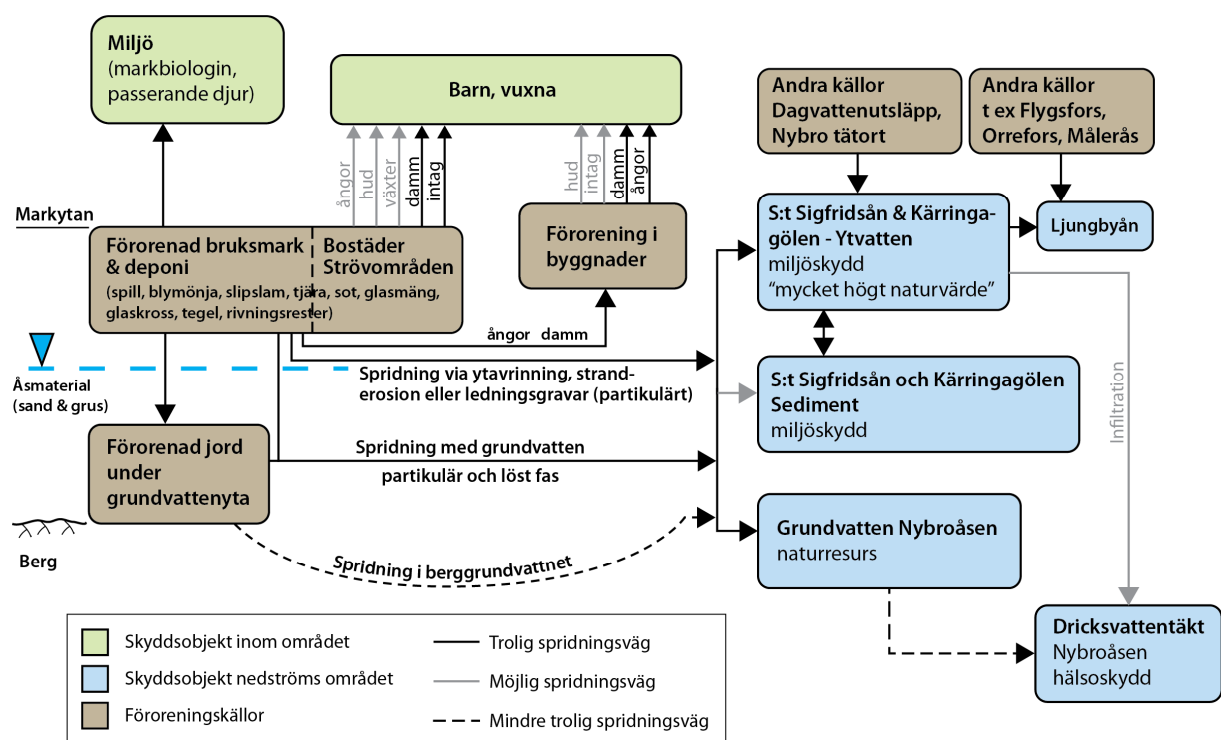
7.2 Förslag till övergripande åtgärds mål

Riskbedömningen baserar sig på det förslag på övergripande åtgärds mål som projektgruppen tagit fram för markanvändning, skydd av hälsa och miljö samt skydd mot spridning till omgivningen. Åtgärds målen för dessa aspekter har formulerats som:

- Boende på området eller inom angränsande områden ska inte utsättas för hälsorisker.
- Pukebergs bruksområde ska kunna användas för undervisning, konstnärlig verksamhet, utställningar och tillverkning utan hälsorisker.
- Fritt tillgänglig glasbruksmark och området för den nuvarande glasavfallsdeponin ska utan risk kunna beträdas av allmänheten.
- Pukebergs kulturellt värdefulla byggnader och miljöer ska behållas med minsta möjliga påverkan.
- Växtlighet och djurliv inom området ska inte drabbas av allvarliga negativa effekter orsakade av föroreningar.
- Spridning av föroreningar ska inte ge upphov till halter i S:t Sigfridsån som kan orsaka oacceptabla miljö- och hälsoeffekter
- Nybroåsen är en viktig dricksvattenresurs vars vattenkvalitet måste skyddas mot påverkan av föroreningar vid Pukebergsområdet

7.3 Konceptuell modell

Den konceptuella modellen beskriver källor till miljö- och hälsofarliga ämnen inom området och hur de kan spridas och exponera skyddsobjekten (människor och miljö). En preliminär konceptuell modell låg till grund för utformningen av provtagningsprogrammet. Resultaten från de genomförda fältundersökningarna har inarbetats i en uppdaterad tolkning av den konceptuella modellen och utgör bas för riskbedömningen, se figur 7.1.



Figur 7.1 Konceptuell modell för Pukebergs glasbruk med föroreningskällor, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt.

Den huvudsakliga föroreningskällan är förorenad bruksmark och deponerat avfall som bidrar med risk för exponering av människor som vistas på området. De föroreningar som dominerar hälsoriskerna är antimon, arsenik, bly, kadmium, kobolt och PAH. De huvudsakliga exponeringsvägarna är direkt intag samt inandning av damm eller ångor. I Sodahuset påträffas höga halter tungmetaller och PAH i konstruktionen och i damm. För Hantverkshuset finns risk för inträngning av ångor från den tjärförorening som finns vid huset.

Huvuddelen av föroreningen ligger ovanför normal grundvattenyta, men närmast ån finns områden där jord under grundvattenytan är förorenad. Genom infiltration kan föroreningar spridas till grundvattnet. Föroreningar kan också sprida sig via ytavrinning, erosion i strandkanten samt i viss mån även via ledningsgravar. De föroreningar som bedöms vara viktiga för spridningen är antimon, arsenik, barium, bly, bor, kadmium, kobolt, koppar och zink. Förorening som tränger ner i grundvattnet kan spridas vidare i åsmaterialet, huvudsakligen i nordlig och östlig riktning mot S:t Sigfridsån, men kan också påverka grundvattnet i den norra delen av Nybroåsen. Nybro vattentäkt ligger längre söderut i åsen och råvatten kan i framtiden även komma att tas från S:t Sigfridsån. Vatten och sediment i S:t Sigfridsån kan påverkas av de utläckande föroreningarna, men det sker även en belastning från andra föroreningskällor.

De halter som uppmätts i marken på området kan negativt påverka markens biologiska funktion samt även djur som vistas i området.

7.4 Laktester

Totalt 16 jordprover samt ett prov från en slambrunn har testats på laboratorium genom ett standardiserat tvåstegs skaktest. Laktesterna har utförts för att utvärdera jordmaterialens utlakningsegenskaper på kort och lång sikt. Resultaten från laktesterna har använts på flera sätt:

- För beräkning av platsspecifika K_d -värden som beskriver graden av utlakning av olika föroreningar från jorden.

- För beräkning av utlakad andel av olika föroreningar vid de olika lakstegen som ger ett mått på hur snabbt olika föroreningar kan lakas ut.
- För jämförelse av föroreningshalter i laklösning och utlakade mängder med de gränsvärden som finns för deponering enligt NFS 2004:10.

En detaljerad redovisning av lakförsöken ges i bilaga 7.

7.4.1 Bestämning av K_d -värden

Bakgrund

Föroreningarnas kemiska egenskaper styr hur lakbara de är från en jord. Lakbarheten beror även på egenskaper hos jordmaterialet och de kemiska förhållandena, exempelvis pH-värdet. Eftersom såväl föroreningens sammansättning som jordens och porvattnets egenskaper varierar finns ett behov av att undersöka hur lakegenskaperna varierar inom området. Lakförsök utförda enligt ett standardförfarande är ett sätt att karakterisera lakegenskaperna för förorenade jordmassor.

För många lakprocesser finns ett haltberoende, d.v.s. att en hög halt i jorden innebär en hög halt i det vatten som är i kontakt med jorden (porvattnet). Ett K_d -värde² beskriver kvoten mellan föroreningskoncentrationen i fast fas (jorden) och föroreningskoncentrationen i löst fas (porvattnet). Ett högt K_d -värde anger en låg lakbarhet, medan ett lågt K_d -värde visar på en hög lakbarhet. Ett grundläggande antagande för K_d -värdet är att utlakningen ökar proportionellt med ökande föroreningshalt i jorden, åtminstone inom det haltintervall som är av intresse för riskanalysen. Lakförsök på prover med olika föroreningshalt används för att bestämma K_d -värden.

Det finns flera skäl att vara försiktig i utvärderingen av lakförsök och i valet av K_d -värden för riskbedömningen (Elert m.fl. 2006; Fanger m.fl., 2006). Om man överskattar K_d -värdena så underskattas lakbarheten och därmed riskerna för spridning av föroreningar i marken. Vid utvärderingen tas därför hänsyn till att:

- Lakförsöken genomförs under kort tid och med betydligt större mängder vatten än vad som finns i marken. Det är därför inte säkert att jämvikt uppnås.
- Jord med höga halter kan innehålla förorening som är kraftigt bunden i den fasta fasen. Detta gäller speciellt för glasbruk där föroreningar finns i glasbitar och glaskross och frigörelsen av metaller istället kan begränsas av upplösningsprocesser i glas materialet. Detta kan medföra att K_d -värden beräknat för massor med mycket höga halter inte blir representativa för lägre haltnivåer.

Den genomsnittliga utlakningen uppskattas från lakvattenflödet och den genomsnittliga lakvattenhalten, vilken i sin tur är proportionell mot $1/K_d$. Det innebär att den genomsnittliga utlakningen från ett område med varierande K_d -värden blir proportionell mot medelvärdet av $1/K_d$. Därför används det harmoniska medelvärdet³ som det representativa värdet för flera laktester. Eftersom det harmoniska medelvärdet tar hänsyn till den omvända proportionaliteten så är detta medelvärde det som bäst representerar den genomsnittliga lakningen som kan förväntas från jord med en fördelning av lakegenskaper.

² K_d -värde = föroreningshalt i jorden/föroreningshalt i porvatten, anges i enheten l/kg

³ Harmoniskt medelvärde av N st värden = $N/(1/x_1+1/x_2+\dots+1/x_N)$

Utvärdering av lakteter vid Pukebergs glasbruk

Baserat på de två-steps lakförsök som genomförts har platsspecifika K_d -värden bestämts för de förorenade massorna vid Pukeberg. Dessa används för att uppskatta hur mycket förorening som lakas ut från massorna baserat på analyser av vilken föroreningshalt som finns i jorden. Halten i fast fas har baserats på de analyserade residualhalterna i jorden (syralakbar halt).

Som utgångspunkt för valet av representativa K_d -värden för Pukebergsområdet har det harmoniska medelvärdet av beräknade K_d -värden från de olika lakförsöken använts. K_d -värden har beräknats separat för resultat från de två lakstegen (vätske-fastfasförhållande $L/S=2$ och $L/S=10$). En uppskattning av K_d -värdena har också gjorts genom att jämföra uppmätta halter i grundvattnet med medelhalter i den förorenade jorden, vilket speglar den situation som råder på området idag. Detta har lett till vissa justeringar av riktvärdena.

De platsspecifika K_d -värdena som valts presenteras i tabell 7.1. Som jämförelse anges också de K_d -värden som använts för att beräkna de generella riktvärdena. De platsspecifika K_d -värdena är högre än de generella värdena för alla ämnen utom barium och zink. En diskussion kring valet av de platsspecifika K_d -värdena ges i bilaga 7.

Tabell 7.1 Platsspecifika K_d -värden för Pukeberg samt K_d -värden för beräkning av generella riktvärden (l/kg).

	Kd-värden utvärderade från lakteter (l/kg)				Valda Kd-värden för Pukeberg	Generella Kd-värden NV5976
	Min	Medel	Max	Harmoniskt Medel		
Antimon	58	560	2 000	250	250	80
Arsenik	37	3000	13 000	460	700	300
Barium	40	2600	21 000	320	300	1200
Bly	2 000	120 000	920 000	9700	9000	1800
Kadmium	56	14 000	160 000	590	600	200
Kobolt	400	17 000	110 000	3400	500	300
Koppar	380	6300	71 000	2100	1200	600
Zink	76	11 000	69 000	630	600	600

7.4.2 Beräkning av utlakad mängd jämfört med gränsvärden för deponering

Totalt utlakad mängd av olika föroreningar har beräknats och redovisas i tabell 7.2. De beräknade utlakade mängderna vid $L/S 10$ jämförs med de gränsvärden som gäller för mottagning av avfall vid deponianläggningar enligt NFS 2004:10. Resultaten visar att endast 3 av 16 lakade prov klarar gränsvärdena för mottagning av avfall på en deponi för icke-farligt avfall, medan 10 prov klarar gränsvärdena för mottagning vid en deponi för farligt avfall. I tre prov är utlakningen av löst organiskt kol (DOC) så hög att den medför krav på förbehandling för att få deponeras på en deponi för farligt avfall. Lakningen av löst organiskt kol är generellt sett hög och är den parameter som i två av proven gör att riktvärden för en deponi för icke-farligt avfall överskrids. För övriga prover är det utlakningen av arsenik (3 prov), antimon (6 prov) och fluorid (1 prov) som medför att riktvärdena för mottagning vid en deponi för icke-farligt avfall som överskrids. För arsenik överskrids riktvärdet med maximalt en faktor ca 5, för antimon med en faktor 2 och för fluorid maximalt med 20%.

Tabell 7.2 Jämförelse av ackumulerade utlakade mängder av olika ämnen i laktester utförda på jord från Pukebergs glasbruk med riktvärden för mottagning av förorenade massor på deponier av olika klasser.

Ämne	Ackumulerade utlakade mängder (L/S 10) (mg/kg TS)																Riktvärden enligt NFS 2004:10 (mg/kg TS)			
	P11J134 0,0-0,5	P11J28 1,5-2	P11J29 1-1,6 + P11J111 1-1,6 samlingsprov	P11J35 1,0-1,6	P11J69 0,5-1,0	P11J92 1-1,8 + P11J92 0,3-1	P11PG87 0,03-1,1	P11PG91 0-0,6	P11J29 0,5-1,0	P11J30 0,4-1,0	P11J39 0,6-1,0 + P11J37 1-1,5	P11J40 0,35-0,55	P11J55 0,15-0,3	P11J88 0,4-1,1	P11J95 1,2-1,3 + P11J95 1,7-1,0	P11PG90 0,3-0,5	Intertavfall	Icke-farligt avfall	Farligt avfall	Överskrider FA
As	1.2	0.06	<0.05	1.3	2.1	1.6	11.0	5.4	0.1	1.3	0.3	0.1	0.4	1.2	0.1	2.2	0.5	2	25	>25
Ba	<2	<2	<2	<2	<2	12.0	<2	<2	7.8	3.1	3.9	2.8	9.4	22.0	10.0	3.4	20	100	300	>300
Cd	0.2	0.04	<0.004	0.0	<0.004	0.03	0.01	0.02	0.10	0.00	0.26	0.07	0.24	0.03	0.05	0.0	0.04	1	5	>5
Cr	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.056	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.1	0.5	10	70	>70
Cu	0.3	2.4	0.2	0.20	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	2	50	100	>100
Hg	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.01	0.2	2	>2
Mo	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.052	0.059	<0.05	<0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.9	0.5	10	30	>30
Ni	0.042	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.06	0.04	0.04	0.08	0.06	0.04	0.11	0.04	0.4	10	40	>40
Pb	1.1	1.5	0.1	0.7	0.3	<0.05	1.6	1.0	0.2	0.1	0.1	0.3	0.7	1.9	0.5	0.1	0.5	10	50	>50
Sb	0.17	0.1	0.03	1.1	0.9	1.3	1.4	0.6	0.1	0.4	0.5	0.2	0.4	1.2	1.0	0.3	0.06	0.7	5	>5
Se	0.09	0.03	<0.01	0.03	0.02	0.03	0.04	0.4	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.1	0.1	0.01	0.1	0.5	7	>7
Zn	<0.4	1.1	<0.4	0.5	<0.4	<0.4	0.9	<0.4	2.9	0.4	0.4	13.0	38.0	0.4	3.6	0.4	4	50	200	>200
DOC	310	1700	1000	260	410	810	190	190	890	1400	790	600	650	280	600	3100	500	800	1000	>1000
F	15	13	3.3	86	36	37	130	27	3.1	16	180	13	4.5	14	6.2	4.9	10	150	500	>500

Sammantaget visar de genomförda lakttesterna att en stor andel av massorna skulle behöva läggas på en deponi för farligt avfall. Lakprover har valts ut för att representera olika delar av området, olika material och olika halter. Haltnivåerna i proverna som har lakttestats är ungefärligen representativa för de halter som påträffats i de mer förorenade proverna. De höga halterna löst organiskt kol är förvånande med tanke på de relativt måttliga halterna av organiskt material som finns i jorden, 90 % av proverna har en TOC-halt under 10%. En möjlig förklaring skulle kunna vara sot från kolförbränning som finns i jorden.

Kompletterande utvärderingar baserat på uppmätta föroreningshalter i lakvätskan redovisas och kommenteras i bilaga 7.

7.4.3 Jämförelse med gränsvärden för deponering av avfall

En förenklad klassificering av jordmaterialet från Pukebergs glasbruk har gjorts genom direkt jämförelse av halterna av olika föroreningar i de analyserade fasta proven med de haltgränser för klassning av farligt avfall som föreslagits av Avfall Sverige (2007).

Vid en eventuell sanering är val av metod för omhändertagande och hantering av uppgrävda förorenade massor beroende av bl.a. på hur stor andel som klassas som farligt avfall. För farligt avfall ställs högre krav vid transport, mellanlagring, deponering, mm. Avfall Sverige har tagit fram bedömningsgrunder gällande klassificering av förorenade massor som farligt avfall som utgår från EG-direktivet om farligt avfall i Avfallsförordningen (SFS 2011:927). Föreslagna haltgränser för olika föroreningar är sammanställda i tabell 7.3.

Tabell 7.3 Föreslagna haltgränser för när förorenade massor skall anses utgöra farligt avfall (Avfall Sverige, 2007).

Parameter	Föreslagen haltgräns för farligt avfall (mg/kg TS)
Antimon	10 000
Arsenik	1 000
Barium	10 000
Bly	2 500
Kadmium lösligt *	100
Kadmium icke lösligt *	1 000
Kobolt lösligt *	100
Kobolt icke lösligt *	2 500
Koppar	2 500
Zink	2 500
PAH-L**	500
PAH-M**	250
PAH-H**	50

* Lösligt respektive icke lösligt avser högre respektive lägre löslighet än 1 mg/l.

** Baserade på gräns när risk för fri fas föreligger enligt Naturvårdsverket (2009a).

En direkt jämförelse med halter uppmätta i jordprover (totalt 300 analyserade jordprover samt 16 analyser av residualhalt i prover som genomgått laktest) från Pukebergs glasbruk, visar att halterna av bly i 1,3 % av proven samt arsenik, barium, zink och PAH i 0,3 % av proven skulle medföra klassificering som farligt avfall. Halterna av kobolt och kadmium skulle medföra klassning som farligt avfall i 1,6 % respektive 0,6 % av proven om jämförelse görs med föreslagna haltgränser avseende lösliga former. De lakteter eller grundvattenanalyser som utförts indikerar dock att varken kadmium eller kobolt kan klassas som lösligt. Sammantaget skulle 7 prover av totalt 314 analyserade prover, motsvarande knappt 3 % av proven klassificeras som farligt avfall för ett eller flera ämnen. Övriga analyserade halter ligger under respektive haltgräns för de olika ämnena. Cirka 95 % av de förorenade jordmassorna i Pukebergs glasbruk skulle med utgångspunkt från de analyserade jordproven således inte klassificeras som farligt avfall. En sammanställning av de prover där halten av en eller flera föroreningar överskrider de föreslagna haltgränserna för farligt avfall visas i tabell 7.4. Det ska dock understrykas att endast ett fåtal prover inom detta projekt uttagits i deponin där andelen farligt avfall kan vara högre än vad som indikeras av resultaten.

Tabell 7.4 Sammanställning av prover där halten (mg/kg TS) skulle föranleda klassning som farligt avfall.

Provnr	Område	Arsenik	Barium	Bly	Zink	PAH M	PAH H
P11J24 0.2-0.4	Brukskontoret 1			8800			
P11J66 0.0-0.5	Hyttan 1			4400			
P11J89 0.5-1.0	Deponin			4500			
P11J138 0.2-1.0	Syd om deponin			7400			
P11J139 0.0-1.0	Syd om deponin	1700			3900		
P11J132 0.3-0.8	Hyttan 1		10700				
P11J33 0.7-1.0	Glasboden 3					2300	500

Totalt 7 prover av totalt 299 jordanalyser samt 16 residualhaltsanalyser på prover som genomgått laktest, dvs ca 3 %

Enligt Avfall Sverige (2007) ska en sammanvägning av vissa av de farliga egenskaperna göras vid klassificering av massor. Detta har gjorts på ett förenklat sätt genom att beräkna kvoten av uppmätt halt och gräns för farligt avfall för samtliga styrande föroreningar och addera dessa kvoter till ett riskindex. Om en sammanvägning görs skulle totalt 14 av 314 prover, knappt 5 %, klassificeras som farligt avfall.

7.5 Spridningsförutsättningar

I detta avsnitt redogörs för förutsättningarna för spridning av föroreningar till grundvatten och ytvatten. Dessa används som underlag för beräkning av de plats-specifika riktvärdena samt för den beräkning som görs av föroreningsspridningen från området. Enligt den konceptuella modellen sker läckage till grundvattnet från föroreningar som ligger ovanför grundvattenytan via infiltrerande nederbörd och för föroreningar som ligger under grundvattenytan via genomströmmande grundvatten. I grundvattenzonen sker en utspädning av halterna. Hur stor utspädningen är beror på källområdets storlek, akviferens egenskaper samt avståndet från källområdet. Genom att föroreningarna fastläggs till jorden sker också en fördröjning av spridningen. Detta tas inte med i beräkningen av de platsspecifika riktvärdena eller i den beräkning av föro-

reningsspridningen som görs. Spridning av partikelbundna föroreningar kan även ske genom ytavrinning, stranderosion eller via ledningar och ledningsgravar.

7.5.1 Spridning via grundvattnet

Huvuddelen av den förorening som påträffats vid Pukeberg ligger ovanför grundvattenytan. Detta innebär att det huvudsakligen är infiltrerande nederbörd som strömmar genom de förorenade massorna och kan orsaka utlakning. I områdena närmast S:t Sigfridsån ligger dock grundvattenytan några decimeter upp i förorenad fyllning, även förorenade torvlager ligger under grundvattennivån.

Avrinningen i regionen är ca 220 mm/år (SMHI, 2011). För stora delar av bruksområdet och deponiområdet kan det förväntas att grundvattenbildningen är något lägre på grund av en viss ytavrinning. I beräkningarna antas att den genomsnittliga infiltrationen över området är 150 mm/år.

Det lokala avrinningsområdet har beräknats ha en yta på ca 250 000 m², varav ca 165 000 m² ligger uppströms det förorenade området. Jordlagren består av sand och grus och uppskattas ha en relativt hög vattengenomsläpplighet. Jordakviferens mäktighet har uppskattats till ca 6 meter baserat på ett jorddjup som varierar mellan 6 och 9 meter samt ett djup till grundvattenytan på mellan 1 till 3 meter. Infiltrationen över det lokala inströmningsområdet har uppskattats till knappt 40 000 m³/år. Gradienten över området har beräknats till ca 1 %. Om flödet sker över ett tvärsnitt med en längd på 220 meter och en mäktighet på 6 meter innebär det att jordlagren måste ha en hydraulisk konduktivitet på ca $7 \cdot 10^{-5}$ m/s för att kunna transportera det vatten som infiltrerar över det lokala avrinningsområdet. Detta är ett rimligt värde för de jordar som finns på området.

Bruksområdet och deponin

Bruksområdet och deponin har en yta på ca 50 000 m² och infiltrationen över detta område har beräknats till 7500 m³/år. Samtidigt beräknas ca 30 000 m³/år strömma in från uppströms liggande delar av det lokala avrinningsområdet. Detta innebär en utspädning av den infiltrerande nederbörden med ungefär en faktor 4. På grund av omblandning och nederbörd som infiltrerar nedströms området beräknas utspädningen i grundvattnet på ett avstånd av 500 m från glasbruket bli ca en faktor 12. Detta är väsentligt lägre än för de generella förutsättningarna för MKM där en utspädningsfaktor på ca 50 gånger används.

Utspädningen till S:t Sigfridsån vid medianvärdet på vattenföringen (0,47 m³/s) blir ca 2000 gånger.

Bostadsfastigheter

Den del av området som är bostadsmark har en yta på ca 20 000 m². Infiltrationen över detta område beräknas till 3000 m³/år och ca 25 000 m³/år beräknas strömma in från uppströms liggande delar av det lokala avrinningsområdet. På grund av bostadsfastigheternas placering nedströms i det lokala avrinningsområdet är detta i stor utsträckning vatten som redan passerat genom bruksområdet och deponin. Detta innebär en utspädning av den infiltrerande nederbörden med en faktor 8. På grund av omblandning och nederbörd som infiltrerar nedströms området beräknas utspädningen i grundvattnet på ett avstånd av 500 m från glasbruket bli ca en faktor 20. Detta är något högre än för de generella förutsättningarna för KM där en utspädningsfaktor på ca 14 gånger används.

Utspädningen till S:t Sigfridsån vid medianvärdet på vattenföringen ($0,47 \text{ m}^3/\text{s}$) blir ca 5000 gånger.

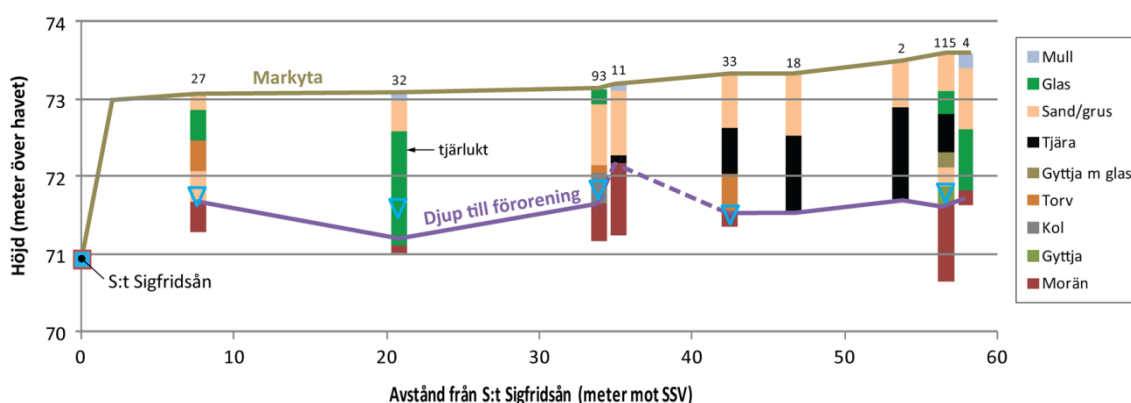
Strövområdet

Den del som klassats som strövområde är de områden som ligger närmast S:t Sigfridsån, området väster om glasbruket samt de förorenade områden som finns i skogen söder om deponin. Ytan har beräknats till ca $17\,000 \text{ m}^2$ och infiltrationen till ca $2600 \text{ m}^3/\text{år}$. Bidraget från övriga delar av det lokala avrinningsområdet har uppskattats till ca $30\,000 \text{ m}^3/\text{år}$. Detta innebär en utspädning av den infiltrerande nederbörden med en faktor 12. På grund av omblandning och nederbörd som infiltrerar nedströms området beräknas utspädningen i grundvattnet på ett avstånd av 500 m från glasbruket bli ca en faktor 30. Nere vid åstranden förekommer förorenade massor även under grundvattenytan, vilket kan innebära en högre vattengenomströmning. Grundvattenytan har uppmätts som högst 0,5 meter upp i de förorenade massorna. Den utspädningsfaktor som erhålls om förorenade massor i hela området låg 0,5 m under grundvattenytan skulle bli ca 20.

Utspädningen till S:t Sigfridsån vid medianvärdet på vattenföringen ($0,47 \text{ m}^3/\text{s}$) blir ca 5000 gånger både för fallet med massor som ligger ovan grundvattenytan och fallet att massorna ligger under grundvattenytan.

7.5.2 Spridning av partikelbundna föroreningar

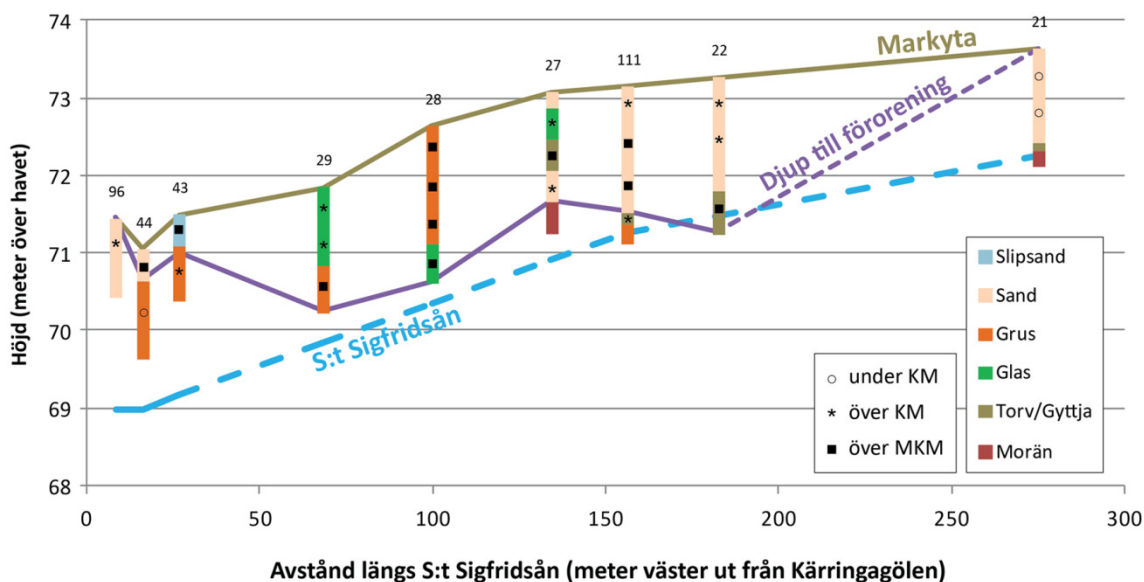
Risken för spridning av partikelbundna föroreningar är störst för områden nära åstranden. Uppmätta grundvattennivåer ca 10 – 20 m från strandkanten ligger på ungefär samma nivå som ån, vilken visar att kontakten mellan grundvattnet och ån är god. Generellt är andelen partikelbundna föroreningar i grundvattnet liten (mätt som kvot mellan halter analyserade med respektive utan föregående filtrering). Störst skillnad har dock observerats i rör 95 mellan Stora sliperiet och ån. Där var halten bly ca 10 gånger högre i det ofiltrerade provet, halten antimon ca 5 gånger högre, halten kadmium ca 3 gånger högre och halten arsenik ungefär dubbelt så hög som i det filtrerade provet. Halterna i det ofiltrerade provet är dock att betrakta som måttliga. I figur 7.2 redovisas ett snitt från ån mot Hantverkshuset.



Figur 7.2 Profil över Glasboden 3 från S:t Sigfridsån mot Hantverkshuset. För borrhöjningar (med angivna provpunktsnummer) visas jordlagerföljden och ungefärlig grundvattennivå vid borrhöjningen (angivna med trianglar).

En möjlig spridningsväg är att förorenade partiklar förs bort med åvattnet, framförallt under tillfällena med högt vattenflöde. Området närmast ån är bevuxet och består av sandigt-grusigt material med varierande inslag av glas och vissa ställen även slipslam.

Längs åfåran är marken blockig sannolikt rester från en tidigare stenskonung. I de provpunkter som borrats närmast ån (ca 5 – 10 meter från strandlinjen) går föroreningen ned till en nivå som motsvarar vattennivån i S:t Sigfridsån på en sträcka mellan provpunkt 22 och provpunkt 29, se figur 7.3. I samband med högflödesperioder kan åns vattennivå förväntas ligga högre än föroreningen.



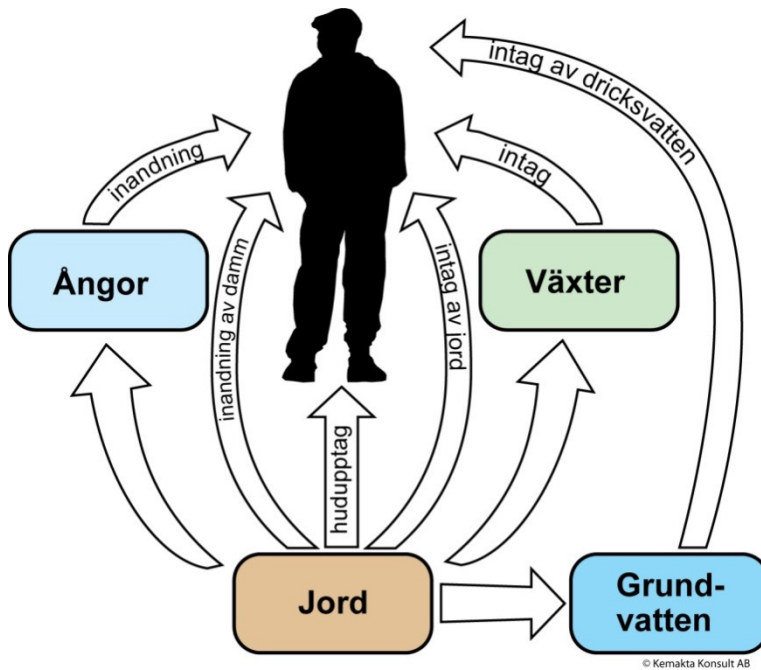
Figur 7.3 Profil längs S:t Sigfridsån med borrhöjningar närmast ån. För borrhöjningarna (med angivna provpunktsnummer) visas jordlagerföljden och föroreningsnivå.

Spridning via dräneringsledningar bedöms vara en mindre betydelsefull spridningsväg. En äldre dräneringsledning mynnar ut på östra kanten av deponin vid Friluftsvägen. Ett litet flöde har observerats i ledningen vid fältbesöken. Analyser som genomförts inom Glasbruksprojektet visar på förhöjda halter av bly och antimon. En ledning mynnar i S:t Sigfridsån strax öster om bron vid Kvarnaslättsvägen. Ledningens funktion och ursprung är dock oklar.

7.6 Platsspecifika riktvärden

Riktvärden för förorenad mark är ett verktyg i bedömningen av föroreningsgrad och åtgärdsbehov. Dessa anger en halt nivå i marken under vilken riskerna för hälsa och miljö är acceptabla. Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark för ett antal olika föroreningar (Naturvårdsverket, 2009a). Dessa är anpassade till generella förhållanden för förorenade områden i hela Sverige. För många områden finns speciella förutsättningar som gör det motiverat att ta fram platsspecifika riktvärden. Det är riktvärden som är anpassade till platsens förutsättningar för hur människor exponeras, de speciella krav som finns på att skydda miljön samt platsspecifika spridningsförutsättningar. De kan också ta hänsyn till platsspecifika egenskaper för föroreningarna, såsom lakbarhet och tillgänglighet för upptag i människor och andra organismer.

De platsspecifika riktvärdena för Pukeberg har beräknats enligt samma metod som använts för Naturvårdsverkets generella riktvärden med skillnaden att exponeringsvägar, förutsättningar för exponering och spridning och hänsyn till miljörisker anpassats till förhållandena vid Pukeberg. I figur 7.4 redovisas de exponeringsvägar som ingår i den generella riktvärdesmodellen.



Figur 7.4 Exponeringsvägar som ingår i modellen för riktvärden för förorenade mark.

Eftersom området innehåller en blandad verksamhet kan inte de markanvändningar som definieras i Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark – Känslig Markanvändning (KM) respektive Mindre Känslig Markanvändning (MKM) strikt användas på hela området. På en rad övriga punkter avviker också förutsättningarna från de som antagits vid beräkning av de generella riktvärden, bland annat:

- Området har kommunalt vatten och grundvatten från området används inte som dricksvatten. Inga brunnar används heller för bevattning. Eftersom området ligger på Nybroåsen som några kilometer bort nyttjas som en vattentäkt finns ett behov av att skydda grundvattnet mot förorening. Riktvärdena är beräknade så att de ska skydda grundvattnet på ett avstånd av 500 meter. Platsspecifika förutsättningar för spridning och utspädning i grundvattnet har tagits fram.
- För S:t Sigfridsån finns krav på att god kemisk status ska uppnås till 2021, men för att detta skall uppnås krävs åtgärder. Dessutom kan ån komma att bli en råvattentäkt för Nybro med flera tätorter. Riktvärdena är beräknade för att ge ett skydd av S:t Sigfridsån utifrån de platsspecifika förutsättningarna för spridning och utspädning (medianvattenföring).
- Föroreningar finns i glasavfall, slipslam, tjärrester och diffust förorenad jord. Förutsättningarna för utlakning av föroreningar från dessa material varierar och en platsspecifik bedömning av utlakningen har gjorts utifrån lakförsök.

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för tre typer av markanvändning:

- Bruksområde – deponiområdet, området kring glasbruksbyggnaden och de byggnader på Glasboden 3 som används för tillverkning, undervisning och utställningar.
- Bostäder – fastigheterna Brukskontoret 1 och 2, Glasboden 1 och 2 samt Disponentvillan. Brukskontoret 2 används för närvarande som kontor, men är till sin karaktär att betrakta som bostadsfastighet.
- Strövområde – skogsmarken söder och väster om glasbruket samt åstranden.

För Bruksområdet antas att människor vistas på området och kan exponeras för föroreningar i den utsträckning som gäller för mindre känslig markanvändning. För markanvändning Bostäder antas människors vistelse och exponering motsvara förhållandena för känslig markanvändning.

För Strövområdet antas en vistelsetid på 200 dagar per år för barn och vuxna. All exponering för damm och ångor antas ske utomhus. Exponeringen vid jordintag, hudkontakt och inandning antas vara mindre intensiv än för bostäder och motsvara den för mindre känslig markanvändning. Vidare antas att barn och vuxna årligen äter 1 kg bär, svamp och andra växter från området.

I tabell 7.5 redovisas de antaganden som gjorts för de platsspecifika riktvärdena. I bilaga 8 ges en detaljerad beskrivning av indata. Platsspecifika riktvärden har beräknats för antimon, arsenik, barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, zink samt för polycykliska aromatiska kolväten i fraktionerna PAH-L, PAH-M och PAH-H.

Tabell 7.5 Förutsättningar för platsspecifika riktvärden.

Exponeringsväg	Platsspecifika			Generella	
	Bruksområde	Bostäder	Strövområde	KM	MKM
Intag av jord	200 d/år vuxna 60 d/år barn	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 200 d/år barn	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Hudkontakt	90 d/år vuxna 60 d/år barn	120 d/år vuxna 120 d/år barn	120 d/år vuxna 120 d/år barn	120 d/år vuxna 120 d/år barn	90 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av damm	200 d/år vuxna 60 d/år barn	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 200 d/år barn	365 d/år vuxna 365 d/år barn	200 d/år vuxna 60 d/år barn
Inandning av ångor	200 d/år vuxna 60 d/år barn Inomhus	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus	200 d/år vuxna 200 d/år barn Utomhus	365 d/år vuxna 365 d/år barn Inomhus	200 d/år vuxna 60 d/år barn Inomhus 0
Intag av grundvatten	Ej beaktat	Ej beaktat	Ej beaktat	Ja	Ej beaktat
Intag av grönsaker	Ej beaktat	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10 % antas komma från området	Från området: Barn 1 kg/år Vuxna 1 kg/år	Barn 90 kg/år Vuxna 150 kg/år 10 % antas komma från området	Ej beaktat
Scenariospecifika modellparametrar	MKM	KM	MKM	KM	MKM
Miljörisker inom området	MKM	KM	KM	KM	MKM
Skydd av grundvatten	Utspäd 1/12	Utspäd 1/20	Utspäd 1/30	Utspäd 1/14	Utspäd 1/47
Skydd av ytvatten	Utspäd 1/2000	Utspäd 1/5000	Utspäd 1/5000	Utspäd 1/4000	Utspäd 1/4000

I tabell 7.6 anges de beräknade platsspecifika riktvärden för de olika markanvändningarna. I tabellen redovisas även de generella riktvärdena för känslig och mindre känslig markanvändning. De platsspecifika riktvärdena för Bruksområde överstämmer för flera ämnen med de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning, men är för vissa ämnen något lägre (kobolt, PAH-L och PAH-H). Detta beror på att förutsättningarna för spridning till grundvattnet är något större än i det generella fallet. De generella riktvärdena för Bostäder överensstämmer för de flesta ämnen med de generella riktvärdena för känslig markanvändning, men är för antimon, bly, kadmium och kobolt något högre. Det beror på att inget intag av dricksvatten från området förutses ske. Riktvärdena för Strövområde är snarlika de för bostäder, med undantag för bly, kadmium, PAH-M och PAH-H. Skillnaden beror framförallt på att exponeringstiden

och intaget av odlade växter antas vara lägre för Strövområdet. Detaljer för de beräknade riktvärdena redovisas i bilaga 8.

Tabell 7.6 *Platsspecifika riktvärden för Pukebergs glasbruk. Naturvårdsverkets generella riktvärden (KM, MKM) har inkluderats som jämförelse.*

	Bruksområde (mg/kg)	Bostäder (mg/kg)	Strövområde (mg/kg)	KM (mg/kg)	MKM (mg/kg)
Antimon	30	20	20	12	20
Arsenik	25	10	10	10	25
Barium	300	200	200	200	300
Bly	400	60	200	50	400
Kadmium	18	0,7	4	0,5	15
Kobolt	30	20	20	15	35
Koppar	200	80	80	80	200
Zink	500	250	250	250	500
PAH L	6	3	3	3	15
PAH M	20	5	10	3	20
PAH H	6	1,5	2,5	1	10

Gula rutor markerar värden styrda av hälsorisker, gröna rutor av skydd för markmiljön, ljusblå ruta skydd av grundvatten och lila rutor skydd av ytvatten.

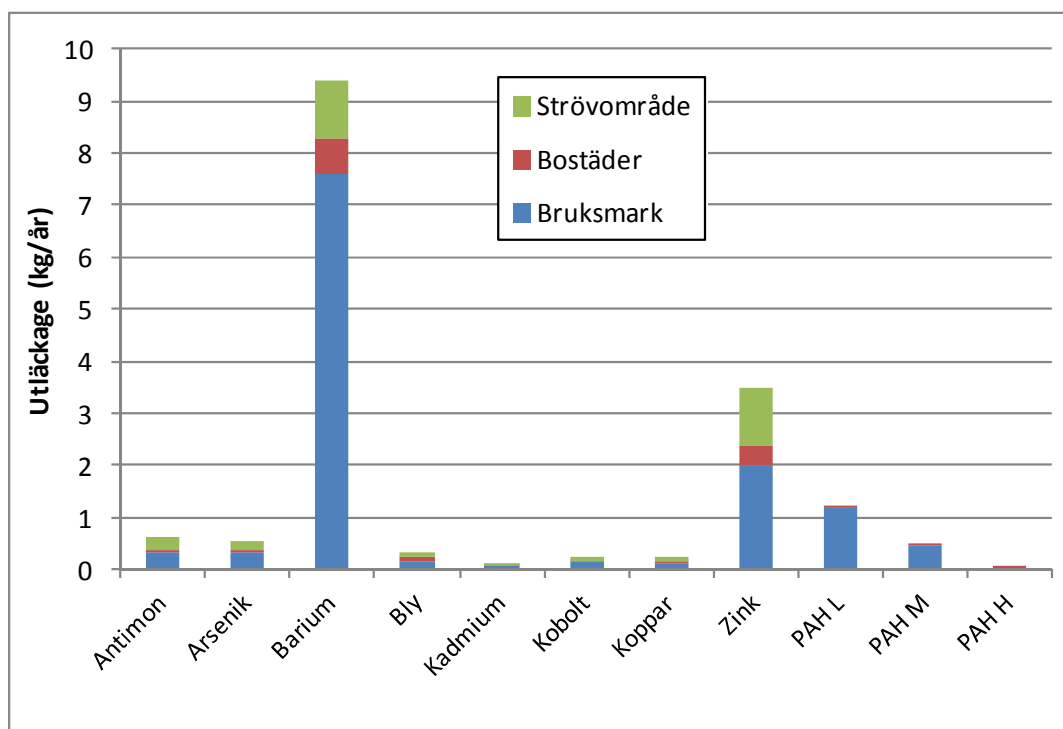
7.7 Spridningsberäkningar

I riskbedömningen har också en beräkning gjorts av föroreningsspridningen till S:t Sigfridsån idag samt hur den kan förändras i framtiden. Spridningen i dagsläget har beräknats med två olika metoder, dels med hjälp av de halter som mätts upp i grundvattnet på området och dels utifrån uppmätta halter i mark och de platsspecifika Kd-värden som utvärderats från lakteter. I tabell 7.7 och figur 7.5 redovisas det beräknade årliga utläckaget av tungmetaller.

Tabell 7.7 *Beräknade utsläpp från Pukeberg till S:t Sigfridsån (kg/år) baserat på uppmätta halter i jorden och Kd-värden utvärderade från lakteter. De beräknade utsläppen jämförs även med uppskattningar av utsläppen baserat på uppmätta grundvattenhalter och grundvattenflöden.*

	Utsläpp baserat på jordhalter och Kd-värden (kg/år)				Baserat på GV-halter (kg/år)
	Bruksområde	Bostäder	Strövområde	Totalt	Totalt
Antimon	0,34	0,05	0,25	0,64	0,32
Arsenik	0,33	0,02	0,21	0,56	0,08
Barium	7,60	0,68	1,1	9,38	2,5
Bly	0,17	0,06	0,11	0,34	0,03
Kadmium	0,06	0,002	0,02	0,08	0,004
Kobolt	0,14	0,03	0,08	0,25	0,10
Koppar	0,13	0,04	0,084	0,26	0,08
Zink	2,00	0,38	1,1	3,48	1,7
PAH L	1,20	0,02	0	1,22	-
PAH M	0,45	0,0032	0	0,45	-
PAH H	0,01	0,0003	0	0,01	-

Läckaget beräknat från grundvattenhalterna är lägre än det som beräknats utifrån halter i jord och platsspecifika riktvärden. Detta beror på att de platsspecifika Kd-värdena är satta för att inte underskatta utläckage vid halter kring de förväntade riktvärdena, vilket därmed kan ge en överskattning av läckaget från jord med mycket höga halter.



Figur 7.5 Beräknade utsläpp från Pukeberg till S:t Sigfridsån. Figuren redovisar även bidraget från olika områden där föroreningar förekommer.

7.8 Jämförelse av representativa halter med riktvärden

För att få en bild av åtgärdsbehovet har en jämförelse gjorts mellan uppmätta halter i olika delområden med de platsspecifika riktvärdena. Baserat på resultatet från markundersökningen, markanvändning samt praktiska aspekter inför en eventuell sanering har ett antal delområden definierats, se figur 7.6. För dessa delområden har medelhalter av föroreningar inom delområdet, max- och minhalter tagits fram. I vissa delområden finns endast ett fåtal provpunkter vilket innebär en osäkerhet i bedömningen av medelhalten i området. För att få ett mått på osäkerheten har det övre konfidensintervallet (95 %) för medelvärdena beräknats med hjälp av datorprogrammet ProUCL, se bilaga 6. Dessa värden brukar kallas UCLM95 och kan användas som ett underlag för att ta fram representativa halter.

I tabell 7.8 redovisas data för föroreningssituationen i de olika delområdena som definierats. I tabellen markeras vilka värden som överstiger de platsspecifika riktvärdena. Om medelvärdet med konfidensintervallet (UCLM95) överstiger det platsspecifika riktvärdet indikerar det ett åtgärdsbehov för delområdet. I de fall de maximala halterna kraftigt överskrider det platsspecifika riktvärdet indikerar det att ett åtgärdsbehov finns på delar av området.

Jämförelsen indikerar att det finns ett åtgärdsbehov inom flertalet delområden.

7.9 Bedömning av hälsorisker

Hälsofarliga ämnen som arsenik, antimon, bly och kadmium och PAH finns i halter som kraftigt överskrider de platsspecifika riktvärdena på många delområden. Detta innebär att den långsiktiga risken för hälsorisker bedöms vara stor.

Inom mindre delområden runt bruksbyggnaden och i deponin är höga halterna av arsenik så höga att det finns risk för akuta hälsoeffekter vid intag av mindre mängder jord. Mycket höga halter har även uppmätts i de två tippningsplatserna i skogen söder om deponin. Eftersom föroreningarna ligger ytligt finns en risk för akuta hälsoeffekter. Varningsskyltar finns numera uppsatta runt bruksbyggnaden och deponin.

Halterna av PAH i inomhusluften i Hantverkshuset överstiger de referenskoncentrationer som anges i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a). Dessa baserar sig för PAH-L på data från ATSDR (2005) och representerar en tröskelnivå. PAH-M och PAH-L antas vara cancerframkallande med genotoxiska egenskaper och referenskoncentrationen baserar sig på en acceptabel risk på 1 extra cancerfall per 100 000 personer som exponeras under en livstid.

Referenskoncentrationerna utgår från en exponering 24 timmar per dag, 365 dagar per år under en livstid. För yrkesarbetande där exponering sker 8 timmar per arbetsdag är risknivån c:a 25 % av den som beräknas utifrån referenskoncentrationerna.

Beräkningar som gjorts visar att inomhusluften i Hantverkshuset kan innebära risker som överstiger nivån 1 extra cancerfall på 100 000 vid en livstidsexponering för en yrkesarbetande. Överskridandet i huvuddelen av byggnaden är måttligt, ca 1,5 till 7 gånger. För den mindre tillbyggnaden till Hantverkshuset är risknivå för en yrkesarbetande är ca 0,3 - 3 gånger lågrisknivån på 1 extra cancerfall på 100 000 vid en livstidsexponering.

7.10 Framtida förändringar av riskbilden

Inom deponin och delar av bruksområdet finns hälsofarliga föroreningar nära markytan. Även om föroreningen idag på många ställen är täckt av ett tunt mullskikt med gräs eller annan vegetation riskerar mänsklig aktivitet och naturliga processer att föra upp förorening närmare ytan och därmed göra den mer tillgänglig för människor.

Framtida klimatförändringar kan också påverka riskerna för spridning av föroreningar. SMHI:s prognoser för Kalmar län (SMHI, 2010) visar på en ökning av årsmedeltemperaturen på ca 4 – 5 grader fram till år 2100. Nederbördssumman under året förväntas fram till 2100 öka ca 10 – 20 %, men kommer att fördela sig olika under året. Nederbörden under sommaren förväntas vara konstant eller minska, medan nederbörden under december till februari förväntas kunna öka med 50 %. Nederbördens intensitet, längden på nederbördsrika perioder och antal dagar med stor nederbörd förväntas öka. Antalet dagar med snötäcke förväntas minska. Sammantaget visar detta på en ökad risk för höga flöden i S:t Sigfridsån och därmed en ökad erosion och partikelspridning från förorenade massor längs med åstranden.

Tabell 7.8 Jämförelse av uppmätta halter med platsspecifika riktvärden (mg/kg TS). Färgade fält över platsspecifikt riktvärde.

Område	Mark-användning	Antimon			Arsenik			Bly			Kadmium		
		Medel	UCLM95	Max	Medel	UCLM95	Max	Medel	UCLM95	Max	Medel	UCLM95	Max
Glasboden 3 Norra delen	Bruksmark	19	40	180	34	54	430	208	277	1100	7.4	21	130
Glasboden 3 Södra delen	Bruksmark	2	3	6.3	5	12	23	47	125	250	1.1	3.4	7.8
Glasboden 3 runt Hantverkshus	Bruksmark	12	21	46	16	40	69	78	136	260	0.9	2.3	3.9
NV hörnet Hyttan 1	Bruksmark	26	42	67	73	142	220	58	90	160	2.4	5.1	8
Norr om bruket	Bruksmark	3	6	10	14	25	110	66	118	440	3.7	16.8	49
N Hyttan 1 mot vägen	Bruksmark	9	21	42	24	43	110	194	404	920	3.8	7.6	18
Öster om bruket	Bruksmark	10	38	68	13	40	63	171	688	1300	1.6	4.3	11
Syd Gamla hyttan	Bruksmark	6	14	17	35	80	150	617	2770	4400	3.6	8.5	11
Söder Konserthyttan	Bruksmark	6	12	18	31	88	120	134	440	460	6.2	33.9	24
Väster Konserthyttan	Bruksmark	2	3	5.3	4	9	15	22	38	60	0.9	3.6	6.4
Runt Sodahus	Bruksmark	3	4	6.8	10	29	46	48	154	220	1.8	7.3	14
Deponin	Bruksmark	23	38	99	105	201	470	794	1794	4500	15	35	83
I skogen syd deponin	Ströv	91	6920	760	208	2066	1700	1328	5748	7400	17	506	140
Mot åstranden	Ströv	8	12	25	11	14	25	164	272	430	2.2	3.7	14
Mot Kärringagölen	Ströv	4	8	13	20	39	77	82	148	280	0.7	1.0	2
Brukskontoret 1	Bostad	5	15	42	4	8	17	21	29	53	0.3	0.6	1.2
Plan Brukskontoret 1	Bostad	11	18	28	6	12	19	1323	133571	8800	0.4	0.6	0.9
Brukskontoret 2	Bostad	2	3	3.9	6	10	20	35	56	120	0.8	1.7	5.3
Glasboden 1 & 2	Bostad	2	2	3.1	2	3	4.1	25	38	59	0.3	0.5	1.0
Disponentvillan	Bostad	3	6	7.7	2	3	4.3	12	17	21	0.2	0.2	0.3
Skog väster om glasbruket	Ströv	3	4	4.5	9	15	21	38	63	81	0.6	0.9	1.2
Utanför deponin	Ströv	3	4	5.3	4	7	15	20	48	53	0.3	0.7	0.9

* Siffror i kursiv stil anger områden med ett fåtal prover vilket ger höga UCLM95-värden.

7.11 Samlad bedömning av risker och behov av riskreduktion

Inom stora delar av bruksområdet förekommer föroreningar i halter som överstiger de platsspecifika riktvärdena. I de flesta fall rör det sig om hälsofarliga ämnen som arsenik, bly och tunga PAH-föreningar. På vissa ställen runt bruksbyggnaden och inom deponin är halterna arsenik och bly så höga att det finns risk för hälsoeffekter vid enstaka intag av förorenad jord. Detta gäller dock områden på södra sidan av bruksbyggnaden som normalt inte besöks av allmänheten. I de mer allmänt tillgängliga områdena på norra sidan bruket ligger föroreningen inte direkt i markytan, men skulle kunna bli tillgängliga vid grävning i området.

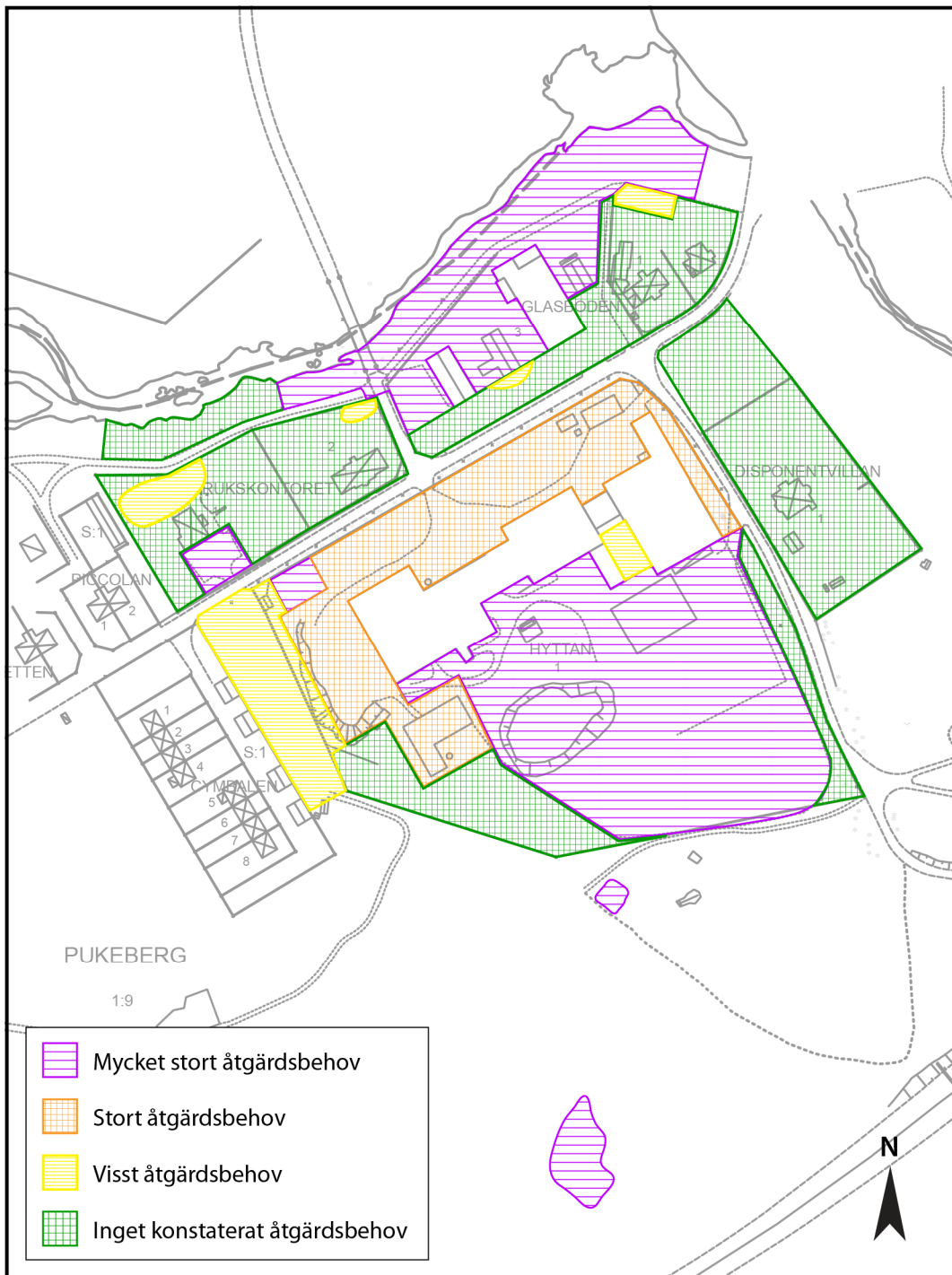
De halter av PAH som uppmätts i inomhusluft i Hantverkshuset beräknas för en yrkesarbetande överstiga risknivå på 1 extra cancerfall per 100 000 livstidsexponerade. För huvudbyggnaden är överskridandet litet medan det för den mindre tillbyggnaden är stort ca (200 – 800 gånger).

Lakförsöken visar att flera föroreningar har relativt hög lakbarhet. Höga halter av antimon, arsenik, kobolt och zink har uppmätts i grundvattnet på bruksområdet. Provtagning av grundvatten öster om glasbruket visar att antimon har spridit sig utanför området. Eftersom föroreningarna i grundvattnet fastläggs i marken så sker spridningen långsamt, men kan pågå under mycket lång tid. Därför kan det förväntas att halterna utanför området kommer att öka med tiden om inga åtgärder vidtas.

Beräkningar visar att området idag läcker måttliga mängder av metaller och PAH. De mätningar som gjorts i S:t Sigfridsån visar inte på något tydligt påslag från glasbruksområdet, men vattenföringen i ån är så hög att de beräknade utsläppen endast ger en liten ökning av halterna, i storleksordningen 1 till 7 %.

Föroreningarna vid Pukeberg bedöms idag inte vara någon akut risk för grundvattentäkterna längre söderut eller för S:t Sigfridsån. Den höga lakbarheten av flera ämnen och att grundvattnet inom området och strax utanför är påverkat visar att det finns en risk för påverkan på omgivningen. Om spridningsförhållandena förändras genom naturliga eller mänskliga aktiviteter (schaktning, ökad stranderosion, förändrad nederbörd och infiltration) kan det medföra större utsläpp i framtiden.

Sammantaget bedöms risken inte vara acceptabel och behöver minskas genom efterbehandlingsåtgärder. De områden där det bedöms finnas ett åtgärdsbehov redovisas i figur 7.6.



Figur 7.6 Bedömning av åtgärdsbehov inom olika delar av området.

Åtgärdsbehovet för de olika delarna av området har bedömts vara:

Mycket stort för:

- Norra delen av Glasboden 3 samt området vid Hantverkshuset
- Nordvästra delen av Hyttan 1
- Områdena söder om Konserthyttan och Gamla hyttan
- Deponin
- Centrala delarna och östra delarna av åstranden
- Plan på Brukskontoret 1
- Områden i skogen söder om deponin

Stort:

- Områdena norr och öster om bruksbyggnaden
- Väster om Konserthyttan
- Inne i och runt Sodahuset

Ett visst åtgärdsbehov bedöms också finnas för:

- Delar av fastigheterna Brukskontoret 1 och 2
- Den nordligaste delen av fastigheten Glasboden 1
- Skogsområdet väster om bruket

Inget åtgärdsbehov har konstaterats för:

- Västra delen av åstranden
- Delar av Brukskontoret 1 och 2
- Glasboden 1 förutom nordligaste delen
- Glasboden 2 och Disponentvillan samt parkmark norr därom
- Parkeringen vid Glasboden 3
- Områden väster och söder om Sodahuset
- Område längs Friluftsvägen

8 Åtgärdsutredning

8.1 Förutsättningar för åtgärdsutredningen

8.1.1 Generella förutsättningar

Åtgärdsutredningen utgår från Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling. Syftet med dessa är att efterbehandlingsåtgärder långsiktigt ska minska risken för människors hälsa och miljön samt minska mängden och halten av metaller och naturfrämmande ämnen i miljön. Dessa utgångspunkter är:

- Bedömning av miljö- och hälsorisker vid förorenade områden bör göras i såväl ett kort som långt tidsperspektiv.
- Grund- och ytvatten är naturresurser som i princip alltid är skyddsvärda.
- Spridning av föroreningar från ett förorenat område bör inte innebära vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser.
- Sediment- och vattenmiljöer bör skyddas så att inga störningar uppkommer på det akvatiska ekosystemet och så att särskilt skyddsvärda och värdefulla arter värnas.
- Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.
- Lika skydds nivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning, exempelvis ett bostadsområde.
- Exponering från ett förorenat område bör inte ensam stå för hela den exponering som är tolerabel för en människa.

Vidare utvärderas åtgärdsalternativen mot Naturvårdsverkets vägledande aspekter vid val av efterbehandlingsåtgärder, listade i Naturvårdsverket vägledning (avsnitt 5.2) (Naturvårdsverket, 2009b).

8.1.2 Platsspecifika förutsättningar

Olika platsspecifika förutsättningar för Pukebergsområdet har redovisats i kapitel 2 och 3. Bland annat begränsar typen av jordarter och fyllning möjliga åtgärdsmetoder. Här finns både jord, torv, glasavfall och tjära. Både metaller och PAH-föroreningar förekommer i de olika jordtyperna.

Fastigheterna Hyttan 1 och Glasboden 3 där huvuddelen av glastillverkningen skett, samt Pukeberg 1:9 där viss deponering av glasavfall skett, är förorenade med främst arsenik, barium, bly, antimon, kobolt och kadmium. Källan till föroreningar är den glasbruksverksamhet som har bedrivits inom området. Utbredningen av påvisade föroreningar sammanfaller väl med områden där glasmaterial är utspritt. I flera prover finns också höga halter av tjäraämnen (polycykliska aromatiska kolväten – PAH). PAH härrör från sot och stoft från ugnarna, men även från de gasgeneratorer som skapade gasen till uppvärmning av ugnarna. Undersökningar har även omfattat fastigheterna Brukskontoret 1 och 2, Disponentvillan 1, samt Glasboden 1 och 2, mindre mängder föroreningar har påträffats även inom dessa, men föroreningshalterna är generellt lägre.

Inom undersökningsområdet går idag gångvägar som används av allmänheten. Området på hyttans södra och västra sida är delvis inhägnat för att försvåra tillträde. Deponiområdet söder om hyttans huvudbyggnad har karaktären av industrimark. Längre söderut inom fastigheten Pukeberg 1:9 har deponerat glasavfall, rivningsavfall och annat skräp och avfall påträffats i skogsmark.

8.1.3 Övergripande åtgärds mål

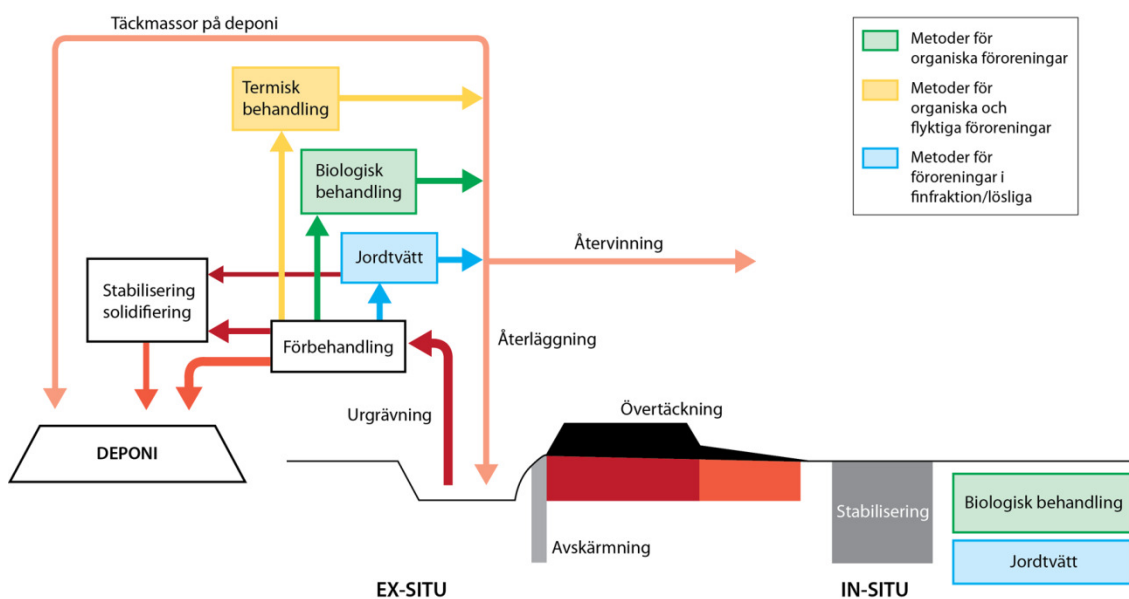
För området har övergripande åtgärds mål formulerats, se avsnitt 4.1. För val av åtgärdsalternativ har också följande mål satts upp:

- Undersökningar och åtgärder bör genomföras på ett sådant sätt att verksamheten vid bruket kan fortgå med endast begränsade störningar. Vidare ska störningar och risker för boende minimeras så långt möjligt med dagens teknik.
- Omhändertagande av uppgrävda förorenade massor ska ske på ett hälso- och miljömässigt motiverat sätt utifrån ett ekologiskt uthålligt perspektiv.

8.2 Tänkbara åtgärds metoder

I åtgärdsutredningen identifieras tillämpbara åtgärds metoder och hur dessa kan kombineras till åtgärdsalternativ. Vilka metoder som kan användas styrs av bland annat var föroreningar finns, deras kemiska form och egenskaper. Vid Pukeberg påträffas höga halter framförallt i mark och deponier, men åtgärder kan även bli aktuella för grundvatten, byggnader och jord under byggnader. Valet av åtgärds metod påverkas också av hydrogeologi, geotekniska förhållanden, konstruktioner och växtlighet på området, avstånd till recipient samt pågående verksamhet.

Efterbehandling av förorenad jord kan ske med hjälp av en mängd olika metoder, se figur 8.1. Nedan beskrivs ett antal olika metoder indelade efter om metoden är tillämplig efter urschaktning av den förorenade jorden eller om den används in-situ. Behandling av uppgrävd förorenad jord kan ske antingen på plats (on-site), eller vid en extern behandlingsanläggning dit jorden transporterats (off-site).



Figur 8.1 Översikt över åtgärds metoder för förorenad mark.

Föroreningarna inom glasbruksområdena är i huvudsak oorganiska, främst olika grundämnen som således inte är destruerbara. I Pukeberg förekommer även PAH-

föroreningar, vilka är organiska ämnen, något som innebär att destruktionsmetoder såsom förbränning eller biologisk behandling kan komma ifråga. Eftersom de oorganiska föroreningarna inte kan destrueras måste de isoleras från omgivningen genom stabilisering, avskärmning eller uppgrävning och deponering. Detta kan ske antingen på den aktuella platsen eller på en mer lämpad plats. Genom förbehandling minskas mängden massor som behöver deponeras och riskerna med massorna i samband med hantering och deponering minskas. Förbehandlingen kan göras för att separera och koncentrera förorenade fraktioner eller för att begränsa den förorenade jordens lakbarhet. Inom Pukeberg påträffas glas i olika fraktioner från knytnävsstorlek till mald glaskross i sandfraktion. Glaset är till största delen uppblandat med andra typer av massor, både organisk jord och fyllnadsmassor som grus, sand, slagg, tegel m.m. I massorna kan även ren kvartsand och andra kemikalier såsom mängrester och slipslam m.m. påträffas.

8.2.1 Allmän beskrivning av olika tänkbara åtgärdsmetoder

Urgrävning av förorenade massor och borttransport

Urgrävning och borttransport av förorenade jordmassor är i de allra flesta fall en tänkbar efterbehandlingsmetod. Om det ställs krav på att efterbehandlingen ska ske under en kort tid är ofta urgrävning och borttransport det fördelaktigaste alternativet. En annan fördel är att de förorenade massorna grävs bort och transporteras till en plats som är mer lämplig med hänsyn till omgivningsförhållandena än den ursprungliga. Urgrävning sker normalt i enlighet med de åtgärdsåtgärder som tagits fram. En fullständig urgrävning av förorenad jord medför att källan till förorening av omgivande yt- och grundvatten upphör samt att markområdet kan användas utan begränsningar och restriktioner. Metoden i sig innebär ingen destruktionsmetod av föroreningarna.

Grävning nära eller under grundvattenytan i strandlinjen längs ån kräver särskild hänsyn för att förhindra spridning av uppgrumlade förorenade partiklar. I fall där stabilitetsproblem finns eller om djupare grävning behöver ske under grundvattenytan kan det krävas spontning eller invallning innan urgrävning kan ske. Åtgärden kan behöva kombineras med en avledning eller pumpning och rening av läsvatten för att hindra förorenings-spridning under gräventreprenaden.

Borttransport sker i många fall med lastbil på landsväg. Då så är möjligt väljs järnvägstransport eller båt. Kostnaderna för landsvägstransport är relativt höga, men har hög tillgänglighet. Järnvägstransport är miljömässigt fördelaktigt, men begränsas av järnvägsnätets täckning och kan vara svårt av kapacitetsskäl då järnvägsnätet är hårt belastat. Båttransport kan vara ett alternativ då närbelägen hamn finns tillgänglig vid såväl det förorenade området som vid mottagningsanläggning för avfall.

Förbehandling – sortering, siktning/harpning

När förorenade massor grävs upp för att omhändertas genomförs ofta någon form av förbehandling som första åtgärd. Förbehandlingen kan vara exempelvis sortering och/eller klassning baserat på olika kriterier som föroreningsgrad, typ av förorening eller jordart.

Sortering

En första sortering av jordmassor kan ske redan i samband med grävningen utgående från uppmätta föroreningshalter och andra egenskaper. Beroende på vilka mottagningsanläggningar som finns inom rimligt transportavstånd kan det vara ändamålsenligt att sortera massorna i fraktioner för farligt avfall, icke-farligt avfall samt inerta massor som

kan återfyllas. Detta reducerar kostnaderna för omhändertagandet av de urgrävda jordmassorna.

Siktning/harpning

Det kan finnas anledning att harpa/sikta uppgrävda massor innan de får genomgå exempelvis jordtvätt alternativt transporteras bort för deponering. Anledningen till detta är att andelen förorening som återfinns på stenblock och grovt grus normalt är mindre och föroreningarna sitter lösare bundet än vad som kan förväntas för mindre partiklar såsom silt- och lerpartiklar. Likaså kan fyllnadsmassor som inte lämpar sig för jordtvätt (t.ex. glasmaterial och rivningsmassor) frånges. Harpning/siktning kan därför medföra att volymen som måste genomgå jordtvätt reduceras. Förekomsten av större partiklar kan även inverka negativt på förmågan att rena mindre partiklar i en jordtvättsanläggning.

Siktning eller harpning kan vara fördelaktigt även om behandling med jordtvätt inte skulle vara aktuellt. Praktiska exempel finns där grovt material (> 60 mm) efter siktning tvättats i en enklare stentvätt och därefter har kunna återläggas (muntlig kontakt, Peter van den Bosche, DCE, 2007). Därigenom kan man reducera både mängden massor som behöver transporteras till en mottagningsanläggning och mängden ersättningsmassor som behöver införskaffas.

Deponering på extern deponi

Omhändertagande av förorenade jordmassor vid en godkänd deponi bedöms som en möjlig lösning.

Omhändertagande för deponering på en extern deponi godkänd för icke-farligt avfall (IFA) eller farligt avfall (FA), beroende på jordmassornas föroreningsgrad och andra egenskaper, är ett vanligt åtgärdsalternativ vid efterbehandling i Sverige. Begränsande för denna metod kan vara tillgång till avfallsanläggningar som kan ta emot tillräckligt stora mängder förorenade massor.

Ett alternativ till deponering av förorenade massor på befintliga deponier är att anlägga en ny regional deponi någonstans inom Glasriket, alternativt bygga ut någon befintlig deponi med en cell för farligt avfall (Höglund m.fl., 2007). Denna deponi skulle då kunna ta emot massor från efterbehandling av flera glasbruk. Den främsta anledningen till att anlägga en deponi är att minska behovet av långa transporter som både är kostsamma och utgör en miljöbelastning. En etablering av en ny deponi innebär vanligtvis en tidskrävande tillståndsprövning. Det krävs också att någon huvudman tar på sig ansvaret att anlägga och driva deponin. Vår bedömning är att det är av intresse att belysa detta alternativ i åtgärdsutredningen i syfte att peka på de möjligheter och fördelar detta skulle kunna innebära. Det kan dock inte förutsättas att någon ny deponi kan komma till stånd inom överskådlig tid. Det är därför inte rimligt att basera utredningens rekommenderade åtgärder och budgetering av det fortsatta arbetet på detta alternativ.

Under utredningens gång har projektgruppen samrått med Kalmarsundsregionens renhållare (KSRR) som är ett kommunalförbund med uppgift att ansvara för avfallshandlingen i fyra kommuner däribland Nybro. Förbundet driver deponiverksamhet i Moskogen ca 20 km öster om Nybro. Förbundet har tillstånd att ta emot icke farligt avfall och farligt avfall. Anläggningen för farligt avfall är dock inte utbyggd ännu. Förbundet säger sig vara intresserat av att samarbeta när det gäller ta emot det aktuella avfallet och är berett att göra erforderlig utbyggnad.

Intern deponering inom området

Ett alternativ till extern deponering av förorenade massor som grävs ur är att massor från bruksmarken placeras på den befintliga deponin på södra delen av fastigheten Hyttan 1 och därefter övertäcks. Denna lokala samdeponering innebär mindre transporter och att kostnaderna för omhändertagande på extern deponi försvinner. Uppgrävda bruksmassor kan även utnyttjas för terrassering före täckning.

Övertäckning av förorenade jordmassor och deponier inom området medför en minskning av lakvattenbildningen och därmed även en minskning av frigörelsen av föroreningar. En övertäckning kan vid behov föregås av omschaktning av de förorenade jordmassorna inkluderande terrasseringsarbeten för att åstadkomma lämpliga lutningar för vattenavrinning. Ett annat skäl är att se till att inga förorenade massor ligger under grundvattenytan, något som kan medföra större utlakningen. I Pukeberg bedöms huvuddelen av deponin ligga ovanför grundvattenytan.

Med tanke på de höga halter av hälsofarliga ämnen som finns i området kan man förut-sätta att ett kvalificerat täckskikt krävs med mäktiga tät- och skyddsskikt enligt de krav som ställs på en deponi för farligt avfall. Kostnaden för en kvalificerad deponi har grovt skattats till att ligga på 1 800 kr/m² deponiyta (Högsby kommun, 2002). Av detta är ca 1 200 kr/m² kostnaden för övertäckning.

Anläggande av en deponi är förknippat med en tillståndsprocess. Uppförande av deponier i nära anslutning till vattendrag eller skyddsvärda grundvattenrecipienter medför att omfattande skyddsåtgärder krävs för att minimera spridningen av föroreningar på lång sikt såväl som under arbetena. Vid en påbyggnad av den befintliga deponin är det inte möjligt att ordna med någon tät botten. För att göra det krävs en omfattande omflyttning av massor. Närhet till arbetsplatser eller bostäder innebär höga krav på begränsning av buller och damning m.m. under genomförandet.

Med hänsyn till deponiområdets läge i direkt anslutning till bostadsområden, universitetet och pågående industriverksamhet, samt att det är beläget på en grusås som utgör en värdefull grundvattenresurs och svårigheterna att konstruera en lämplig geologisk barriär bedöms inte en intern deponi vara ett tillämpligt åtgärdsalternativ.

Termisk avdrivning

Vid termisk avdrivning frigörs föroreningar genom uppvärmning av jorden (100 – 800 °C). Metoden är framför allt tillämplig på flyktiga organiska ämnen och ett flertal tyngre organiska föroreningar. De förångade ämnena förbränns eller tas om hand genom kondensation eller adsorption. I det senare fallet återstår en förorenad restprodukt men volymen har reducerats avsevärt.

Metoden kan användas på olika jordtyper, dock fungerar den sämre eller inte alls för massor med en ler- och silthalt över 20 %. Hög organisk halt kan försvåra reningen, liksom hög vattenhalt som kan öka kostnaden flera gånger.

Sammantaget bedöms termisk avdrivning på uppgrävda förorenade massor inom Pukebergsområdet inte vara en möjlig behandlingsmetod då föroreningarna till betydande del utgörs av metaller.

Förbränning

Förbränning sker vid en högre temperatur än termisk avdrivning (vanligtvis mer än 1 200 °C) och vid närvaro av syre varvid organiska föroreningar omvandlas till oorganiska restprodukter. Metoden är en etablerad teknik för behandling av främst

organiska föroreningar, exempelvis dioxiner. De flesta metallerna hamnar vid förbränningen i restprodukten (askan), som måste tas om hand genom exempelvis solidifiering och deponering. Vissa lättflyktiga metaller, som kvicksilver och i viss mån arsenik, förångas och kan avskiljas från rökgaserna. Förbränning lämpar sig för samtliga typer av jordar. En nackdel med metoden är att den är dyr.

De massor som kan komma att förbrännas är främst jordmassor med höga halter av PAH, och eventuellt torv som schaktas ur eftersom dessa massor har en för hög halt av organiskt material för att kunna deponeras. Glasavfall och jordmassor som främst är förorenade med metaller bedöms inte lämpligt för behandling genom förbränning.

Jordtvätt och biologisk behandling

Behandling av urgrävda jordmassor med jordtvätt

Jordtvätt är en mekanisk process där den förorenade jorden siktas samtidigt som den behandlas med en tvättvätska för att koncentrera föroreningarna till finjordsfraktionen och tvättvätskan. Tvättvätskan är vanligtvis vatten, eventuellt med tillsats av ytaktiva ämnen. Jordtvätt bygger på att föroreningarna företrädesvis finns i de finare fraktionerna dvs. de som tvättas bort, medan de bortsorterade grovkornigare fraktionerna förväntas vara mindre förorenade och mindre lakbara. Resultatet av jordtvätten är således en finfraktion med högre koncentration av förorening men med mindre volym, en fraktion bestående av grövre partiklar med låg koncentration av förorening samt en förorenad tvättvätska. Metoden lämpar sig för framförallt för metallförorenade jordmassor, men kan även användas för PAH.

Jordtvätt kan utföras i mobila anläggningar inom det förorenade området eller i externa anläggningar efter borttransport av jorden. En fördel med att genomföra jord-tvätt på plats är att man reducerar den miljöbelastning som transporter medför. För att genomföra jordtvätt på platsen räcker det med ett anmälningsförfarande, under förut-sättning att behandlingen genomförs under maximalt ett års tid. Vid längre genom-förandetid krävs dock tillstånd. En behandling på plats riskerar även att medföra olägenhet för närboende på grund att risken för spridning av damm och buller, samt olägenheter i form av lukt.

Jordtvätt bedöms i dagsläget inte som något rimligt alternativ p.g.a. att en betydande andel av föroreningarna förekommer i glaskross som finns fördelade över alla kornstorlekar. Tidigare utförda laktester har visat att en viss uppdelning av glasavfallet eventuellt kan ske varefter de större bitarna bör kunna omhändertas på deponier för icke farligt avfall istället för farligt avfall (Höglund m.fl., 2007).

In-situ jordtvätt

Jordtvätt kan i vissa fall även genomföras direkt på förorenat material i marken, så kallad in situ-behandling. Metoden innebär att en vätska, exempelvis vatten, sprayas över de förorenade massorna och får infiltrera genom massorna varvid föroreningar överförs till tvättvätskan. Tvättvätskan, tillsammans med tillströmmande grundvatten, pumpas upp, renas och återförs till en del över de förorenade massorna igen, medan överskottsvatten avleds till ett närbeläget ytvatten. Detta pågår till dess att massorna når en acceptabel föroreningshalt eller till dess föroreningskoncentrationen i det uppumpade vattnet inte minskar längre. En noggrann kartläggning av de geologiska förhållandena innan genomförande är av vikt för att säkerställa att man inte får en oavsiktlig spridning av föroreningar.

Med hänsyn till Pukebergsområdets läge på en grusås som gör det svårt att effektivt kontrollera och fånga in tvättvätska och frigjorda föroreningar och de aktuella föroreningarnas karaktär och det markanta inslaget av föroreningar bundet till glaskross, bedöms inte in-situ jordtvätt vara ett tillämpligt åtgärdsalternativ.

Biologisk behandling

Biologisk behandling kan effektivt bryta ner ett stort antal organiska föroreningar som olja och lättare PAH. Behandling av urgrävda jordmassor är snabbare, lättare att kontrollera och kan användas för ett större spektrum av föroreningar än biologisk behandling in-situ. Nackdelen är att de kräver urschaktning av massorna och i de flesta fall transport till en behandlingsanläggning. Biologisk behandling av förorenad jord bedöms vara ett miljömässigt bättre alternativ än direkt deponering. Biologisk behandling lämpar sig dock inte för metallföroreningar eller PAH i mycket höga halter. Biologisk behandling bedöms inte vara ett realistiskt alternativ för med de aktuella föroreningarna i Pukeberg.

Övertäckning av förorenade markområden

Ett alternativ till urschaktning som också syftar till att minska spridning av föroreningar och direkt exponering för dessa, är att täcka marken med ett tätt ytskikt. På så sätt förhindras nederbörd att infiltrera genom marken och sprida föroreningar som ligger ovanför grundvattnet ned till grundvattnet. En täckning kan antingen utföras som en kvalificerad täckning som syftar till att begränsa spridningen under överskådlig tid eller som en enklare täckning som främst förhindrar direkt kontakt med förorenat material. Lämplig kvalitet och typ av övertäckning är avhängigt den platsspecifika riskbedömningen som bestämmer vilken riskreducering som krävs. Oberoende av utformning kommer en övertäckning, utan att schakta bort förorenade massor, att ställa restriktioner på den framtida markanvändningen.

Med hänsyn till Pukebergsområdets läge på en grusås som utgör en värdefull grundvattenresurs bedöms inte övertäckning vara ett lämpligt åtgärdsalternativ.

Enklare övertäckning

En enklare form av skyddstäckning kan vara en asfalterad yta eller ett geo-membran. Eftersom materialen åldras och därmed får försämrade egenskaper påverkas dess effektivitet i ett längre tidsperspektiv. Metoden lämpar sig därför bäst som en temporär åtgärd.

Kvalificerad övertäckning

En kvalificerad övertäckning innebär att mäktiga tät- och skyddsskikt läggs på det förorenade området enligt de krav som ställs på en deponi för farligt avfall. En nackdel med metoden är att den, trots en hög kostnad, innebär risk för ökad utlakning av föroreningar under perioder då grundvattenytan står högt i området. I Pukeberg finns en uppenbar risk för perioder med höga grundvattennivåer vid högflödessituationer i S:t Sigfridsån som strömmar längs norra sidan av glasbruket i nära anslutning till förorenade markområden. En kvalificerad täckning innebär också en kraftig höjning av markytan, något som kan vara svårt att passa in med befintlig höjdsättning.

Nollalternativet

Nollalternativet innebär att området lämnas utan åtgärd. Detta alternativ bedöms oacceptabelt för Pukebergsområdet med hänsyn till identifierade risker för hälsa och miljö och skulle föranleda restriktioner i markanvändningen. Restriktioner krävs för

grävning inom området, eventuella uppgrävda jordmassor behöver karakteriseras och vid behov omhändertas vid godkänd mottagningsanläggning för avfall.

Temporär avledning/avsänkning av grundvatten

Temporär avledning eller avsänkning av grundvatten kan utgöra moment i en saneringsåtgärd, exempelvis där urgrävning av föroreningar behöver göras under den naturliga grundvattenytan. Åtgärden utförs för att minska spridningen av föroreningar eller för att minska risken för stabilitetsproblem i marken i samband med grävningen. Olika metoder finns för att åstadkomma den önskade grundvattenavledningen, exempelvis genom dränering eller pumpning av grundvatten i schaktgrop, i avsänkingsbrunnar eller i en krans av grundvattenrör som installeras för ändamålet. I vissa fall krävs en samtidig injektering av vatten i en zon utanför det avsänkta området för att upprätthålla grundvattenytans läge. Skälet till detta kan exempelvis vara risk för sättningar i byggnader nära det område som ska saneras.

I Pukeberg bedöms att begränsade och temporära avsänkningar av grundvattenytan vid behov skulle kunna utföras för att medge lokal urgrävning under grundvattenytan. Möjlighet att genomföra mer omfattande avledning eller avsänkning av grundvatten inom området bedöms däremot inte realistiskt med hänsyn till närhet till S:t Sigfridsån och den värdefulla grundvattenresursen i grusåsen.

Avskärmning av grundvattenflöde och markfilter

Inom områden där föroreningar förekommer under grundvattenytan kan avskärmning göras som förhindrar grundvattenströmningen genom förorenade massor. I vissa fall kan även förorenat grundvatten ledas genom markfilter för att avskilja föroreningar. Oberoende av utformning kommer en avskärmning eller ett markfilter, utan att schakta bort förorenade massor, att ställa restriktioner på den framtida markanvändningen.

Med hänsyn till Pukebergsområdets läge på en grusås som utgör en värdefull grundvattenresurs bedöms avskärmning eller markfilter för rening av grundvattenflödet inte vara lämpliga åtgärdsalternativ.

Avskärmning

Avskärmning av grundvatten kan åstadkommas genom att anlägga s k vertikala barriärer. Barriären kan göras av täta material som bentonit eller cement. Dessa barriärer kan installeras uppströms, nedströms eller så att de helt och hållet omger det förorenade området och kan vid behov kompletteras med avskärande diken uppströms.

Markfilter

De senaste 15-20 åren har olika metoder att rena förorenat grundvatten som leds genom passiva eller semi-passiva markfilter testats där föroreningar fångas upp genom adsorption på ett filtermaterial eller där en kemisk eller biokemisk omvandling sker som bildar en svårslöslig förening mellan föroreningen och någon kemisk tillsats i filtermaterialet. Reaktiva markfilter har använts framförallt i Nordamerika (se exempelvis USEPA, 1998) men även i Europa. Fördelar med passiva system är att de kräver minimal tillsyn och kan åstadkomma en kostnadseffektiv rening av grundvatten. Nackdelar är att det är svårt att praktiskt utforma ett system som inte kräver tillsyn och att vissa typer av markfiltersystem har sämre funktion under den kalla årstiden. Möjligheten att få ett fungerande system påverkas starkt av de lokala hydrogeologiska förhållandena.

Med hänsyn till Pukebergsområdets läge på en grusås, och med vissa föroreningar belägna nära åstranden, som gör det svårt att effektivt fånga in en lakvattenplym bedöms markfiltersystem inte vara ett lämpligt åtgärdsalternativ.

Åtgärder för rening av grundvatten i marken (in situ)

Att sanera grundvatten från föroreningar i marken är en mycket komplicerad och kostsam åtgärd som inte ger någon varaktig effekt om inte föroreningskällorna åtgärdas. Rening av grundvatten förordas därför inte i denna åtgärdsutredning. Det bedöms istället mer relevant att reducera källan till fortsatt spridning samt att följa upp effekten av en åtgärd med ett kontrollprogram för grundvatten, ytvatten och sediment. In situ rening av grundvatten bedöms inte vara ett lämpligt åtgärdsalternativ i Pukeberg.

Rening av vatten från schaktgropar

Vatten som rinner in i schaktgrop kan vid behov pumpas ur och omhändertas. Vattenrening görs vanligen i mobila vattenreningsanläggningar som uppförs i samband med entreprenadarbetet. Lämplig vattenreningsmetod med hänsyn till sammansättning på föroreningar, miljökrav för avledning av renat vatten och övriga platsspecifika förutsättningar uttestas lämpligen i samband med projekteringen eller ett inledande skede av entreprenaden. Rening av vatten bedöms nödvändig i samband med gräventreprenaden i Pukebergsområdet.

Stabilisering

Stabilisering innebär att föroreningarna görs mindre mobila, ofta genom tillsättning av någon kemikalie, såsom kalk, i marken eller efter borttransport till behandlingsanläggning. Ofta är avsikten med stabiliseringen att minska lösligheten av olika föroreningar. Försök med inblandning av benmjöl som stabiliseringsmedel gav inte önskad effekt (SGI, 2009). Minskad mobilitet kan också fås genom fysisk förändring av den förorenade jorden, t.ex. solidifiering. Stabilisering har inte bedömts vara en tillämpbar metod för förorenade jordmassor från glasbruksverksamhet (Fanger m. fl., 2003).

Solidifiering

Med solidifiering avses en fysikalisk inneslutning av det förorenade jordmaterialet i en matris som görs så tät att utlakningen minskar och endast styrs av diffusion. Målet med solidifieringen är normalt att ge jorden en sådan karaktär att risken för utsläpp till både luft och vatten begränsas i en omfattning som innebär att slutprodukten kan betraktas som icke-farligt avfall.

Cementstabilisering kan vara en möjlig metod att skapa större sammanhängande monoliter än de enskilda jord- och glaskornen utgör och därmed minska den effektiva ytan från vilken föroreningar kan frigöras. Det har dock inte undersökts om de förändrade geokemiska förhållanden som erhålls riskerar att öka föroreningarnas mobilitet (t.ex. kan den ökning av pH som erhålls öka mobiliteten hos arsenik och antimon). Vidare bedöms detta alternativ som mindre kostnadseffektivt med hänsyn till såväl de relativt höga kostnaderna, som den ökning av volymen som stabilisering av jordmassorna innebär, vilket även fördyrar deponeringen. Det ska dock noteras att vissa massor som inte uppfyller de gränsvärden för deponering på deponier för farligt avfall kan kräva stabilisering för att deponering skall bli tillåtlig.

8.2.2 Bedömning av tänkbara åtgärdsmetoder

I ett första steg av bedömningen av vilka metoder som är lämpliga listas de olika tänkbara åtgärdsmetoder som är vanligt förekommande vid efterbehandling av markområden i Sverige. Listan bygger också på erfarenheter från Glasbruksprojektet (Höglund m.fl., 2007). En bedömning görs av vilka metoder som är tillämpliga och effektiva för förhållandena vid Pukeberg. I tabell 8.1 har de beaktade åtgärdsmetoderna sammanställts och en grov sällning gjorts för att välja ut de metoder som bedömts vara realistiska att genomföra. Dessa metoder utvärderas sedan vidare i olika kombinationer (åtgärdsalternativ) i en inledande alternativanalys. Där studeras bland annat hur de uppfyller de övergripande åtgärds målen, samt kommunens och andra intressenters önskemål. Vidare utvärderas allmänna förutsättningar och teknisk genomförbarhet. För de mest lämpade alternativen fördjupas bedömningen avseende teknisk genomförbarhet och uppnådda resultat i en fördjupad alternativanalys och kostnadsuppskattningar tas fram. Något eller några av dessa alternativ förs sedan vidare (tillsammans med maxalternativet, nollalternativet och bästa tillgängliga teknik-alternativet, BAT) till riskvärderingen (se kapitel 6). I vissa fall kan även finnas behov av stödjande åtgärder, såsom en temporär avsänkning av grundvattennivå för att kunna genomföra grävning, en liknande utvärdering av sådana åtgärder redovisas i tabell 8.2.

Tabell 8.1 Sammanställning av beaktade åtgärdsmetoder och bedömning av metodernas lämplighet för tillämpning i Pukeberg. Skalan går från – (sämst betyg) till ++ (bäst betyg).

Åtgärds- metod	Bedömd effektivitet för förekommande föroreningar	Beprövad teknik	Bedömd lämplighet för lokala förhållanden	Kommentar
Urgrävning	++	++	++	Fungerar i flertalet situationer.
Förbehandling –sortering, siktning etc	+	++	++	Fungerar i flertalet situationer. Effektiviteten för aktuella föroreningar och jordmaterial måste dock testas i praktiska förbehandlingsförsök.
Extern deponering (avstånd ca 20 km)	++	++	++	Deponering är den sista utvägen enligt Naturvårdsverkets prioritering av åtgärdsmetoder. Medför behov av korta transporter. Ny deponi anläggs regionalt (lämplig för avfall från flera stora glasbruk i regionen).
Extern deponering (avstånd ca 200 km)	++	++	++	Deponering är den sista utvägen enligt Naturvårdsverkets prioritering av åtgärdsmetoder. Medför behov av långa transporter.
Intern deponering inom området	-	+	--	Ej lämplig med hänsyn till närhet till bostäder. Olämplig p.g.a. läget på en grusås med värdefull grundvattentillgång, samt närheten till grundvattenytan.
Termisk avdrivning	-	+	-	Ej tillämpbar för alla aktuella föroreningar (metaller) eller fraktioner (glas). Möjlig för PAH-förorenad jord (dock ej ren tjärprodukt).
Förbränning	+/-	++	+/-	Tänkbar vid extern behandlingsanläggning. Ej tillämpbar för alla aktuella föroreningar (metaller), eller fraktioner (glas). Bedöms tillämpbar för torvmaterial och massor med hög PAH-halt, även ren tjärprodukt. Kostsam.
Jordtvätt – urgrävd jord	+	-	-	Avfallet utgörs av glasmaterial (lämpar sig ej för jordtvätt)+ inslag av PAH. Tänkbar vid behandlingsanläggning, ej lämplig i bostadsområde.
Jordtvätt – in situ	-	-	-	Avfallet utgörs av glasmaterial (lämpar sig ej för jordtvätt)+ inslag av PAH . Hydrologiska förhållanden olämpliga i området (läget på en grusås med värdefull grundvattentillgång).
Biologisk behandling	-	-	--	Ej tillämpbar för alla aktuella föroreningar (metaller) eller för PAH/tjära i höga halter.
Övertäckning (enklare)	+	+	+/-	Föroreningar lämnas kvar inom området. Delvis hög grundvattenyta och förekomst av föroreningar under grundvattenytan. Höjning av markytan inom området i begränsad omfattning (motsvarande enklare övertäckning) acceptabel i delar av området, ej möjlig i andra delar. Funktionen hos en enklare övertäckning osäker i ett långtidsperspektiv.
Övertäckning (kvalificerad)	++	+	-	Föroreningar lämnas kvar inom området. Delvis hög grundvattenyta och förekomst av föroreningar under grundvattenytan. Höjning av markytan inom området acceptabel i delar av området, ej möjlig i andra delar. Inte möjligt att använda området på planerat sätt. Säkrare i ett långtidsperspektiv, men kräver skötsel och restriktioner.
Noll- alternativet	--	++	--	Platsspecifika riktvärden överskrids inom stora delar av området. Medför att riskerna kvarstår. Glaskross i marken utgör risk för skärskador. Delar av jorden klassas som farligt avfall. Kräver restriktioner för markanvändningen. Bedöms vara orimligt alternativ.

Tabell 8.2 Sammanställning av stödjande åtgärder och bedömning av deras lämplighet för tillämpning i Pukeberg. Skalan går från – (sämst betyg) till ++ (bäst betyg).

Åtgärds- metod	Bedömd effektivitet för förekommande föroreningar	Beprövad teknik	Bedömd lämplighet för lokala förhållanden	Kommentar
Temporär avledning av grundvatten/ avsänkning	+	+	-	Temporär åtgärd främst för att underlätta gräventrepenad. Avsikten kan vara att minska lakvattenbildning och behov av vattenrening under åtgärd. Närheten till S:t Sigfridsån innebär att endast mindre avsänkningar är rimliga att åstadkomma.
Avskärmning av grund- vattenflöde	-	+	--	Ingen effekt på det huvudsakliga problemet (hälsorisker och miljörisker inom området) Olämplig p.g.a. läget på en grusås med värdefull grundvattentillgång, samt närheten till grundvattenytan.
Reaktiv barriär/Filter	+	+	-	Olämplig p.g.a. läget på en grusås med värdefull grundvattentillgång. Osäkert om metoden är effektiv för alla föroreningar.
Vattenrening	+	+	+	Avser rening av lakvatten från schaktgropar m.m. som uppkommer under åtgärd. Kan effektivt reducera påverkan på vattenkvaliteten i samband med grävning. Vanligen ett krav för att kunna genomföra efterbehandlingsåtgärder.
Stabilisering – ex.vis genom kalkning	+	++	+/-	Kan säkerställa att läckagen inte ökar kraftigt till följd av ex vis försurning. Effektivt för många metaller under medellång tid. Metodens effektivitet för arsenik, antimon, molybden och vanadin behöver klargöras med tester, Kan övervägas som komplement för eventuell kvarlämnad restförorening. Också möjligt som förbehandling inför extern deponering (förutsätts ske inom deponiägarens ansvar).
Solidifiering	+	++	+	Skapar en fysikalisk inneslutning av det förorenade materialet vilket minskar utlakningen av föroreningar. Tämmligen höga kostnader. Kan vara ett komplement för mindre volymer avfall med hög lakbarhet för att möjliggöra deponering.

Åtgärdsmetoder i tabell 8.1 och 8.2 som har minst ett "plus" i varje ruta, om än bara för en viss fraktion eller typ av förorening bedöms relevanta att analysera vidare i den inledande alternativanalysen. Nollalternativet följer med i hela urvalsprocessen.

Slutsats rörande tänkbara åtgärdsmetoder:

Följande åtgärdsmetoder bedöms tillämpbara för Pukebergsområdet och har beaktats i den inledande alternativanalysen:

- Urgrävning och borttransport
- Deponering på extern deponi (regionalt nytt alternativ inom ca 20 km avstånd).
- Deponering på extern deponi (befintligt alternativ Flishult i Vetlanda på 116 km avstånd).
- Förbränning, avser endast delmängder med högt organiskt innehåll såsom förorenad torv och eventuellt ren tjärprodukt.
- Enklare övertäckning på delar av området.

- Vattenrening (under genomförande av åtgärden).
- Stabilisering genom kalkning (som komplement till eventuell restförorening).

Vissa stödjande åtgärdsmetoder utöver ovan nämnda (vattenrening och kalkning) kan bli aktuella som komplement. Det kan exempelvis vara tillfällig lokal avsänkning av grundvatten, spontning, länshållning av schaktvatten samt förbehandling av urschaktade jordmassor genom siktning, m.m.

8.3 Inledande alternativanalys

I den inledande alternativanalysen undersöks om de kvarvarande åtgärdsalternativen uppfyller de övergripande åtgärdsmålen, deras tekniska genomförbarhet, uppnådda resultat samt om alternativen är i linje med kommunens och andra intressenters önskemål och förutsättningar.

De föreslagna övergripande åtgärdsmålen, se avsnitt 7.2, omfattar sammanfattningsvis att pågående verksamhet ska kunna fortgå, verksamma och allmänheten ska kunna vistas utan hälsorisker på området och kulturmiljön ska bevaras. Vidare ska miljön (växtlighet och djurliv inom området och S:t Sigfridsån) samt Nybroåsen som dricksvattenresurs skyddas.

De övergripande målen täcker in flera av kommunens och andra intressenters önskemål om bland annat markanvändning, tillgång till området och bevarande av kulturmiljön. Andra aspekter såsom acceptans av framtida restriktioner och liknande (administrativa åtgärder), begränsad tillgänglighet och störningar under genomförandeskedet, m.m. lämnas till riskvärderingen.

Åtgärdsmetoderna kombineras i följande huvudalternativ:

- Urgrävning inom hela området + deponering externt + förbränning av massor med högt organiskt innehåll
- Enklare övertäckning av delar av området + urgrävning av delar av området + deponering externt + förbränning av massor med högt organiskt innehåll
- Nollalternativet

I samtliga alternativ ingår vattenrening vid behov under pågående åtgärd. Behov av stabilisering genom kalkning av eventuell restförorening bedöms i projekteringskedet. Analys avseende omhändertagande i en ny extern deponi regionalt eller en befintlig på längre avstånd görs i riskvärderingskedet.

Urgrävning av förorenade jordmassor kombinerad med deponering på en extern deponi bedöms kunna utföras. Urgrävda massor med högt organiskt innehåll kan behöva omhändertas genom **förbränning** på en extern anläggning. Alternativet är tekniskt genomförbart och åtgärden har förutsättningar att ge acceptabla resultat med stor riskreduktion. Åtgärden är beständig. Vidare innebär åtgärdsalternativet att de övergripande åtgärdsmålen uppfylls och tas därför vidare till en fördjupad analys.

Delar av området skulle kunna användas som strövområde efter en **enklare övertäckning**. Inom andra delar av området är en övertäckning olämplig med hänsyn till befintliga byggnader och pågående verksamheter då markytan skulle komma att höjas väsentligt. Åtgärden är tekniskt genomförbar, men den bedöms inte uppfylla kravet på skydd av miljön fullt ut. Den ytliga grundvattennivån och ställvis förekomst av föroreningar under grundvattenytan innebär en fortsatt spridning av föroreningar till S:t Sigfridsån och viss risk för spridning längs åsen även efter en övertäckning. Ytterligare

en aspekt att beakta är att tätskiktets och avskärmningens funktion är beroende av att de inte perforeras och åtgärden skulle alltså innebära att restriktioner för markarbeten skulle krävas för området. Sammantaget gör detta att en enklare övertäckning inte förs vidare till den fördjupade alternativanalysen.

Nollalternativet är redan i tabell 8.1 avfärdat som ett orimligt alternativ, men tas med i den vidare diskussionen som en jämförelse.

Slutsatser från den inledande alternativanalysen

Följande åtgärdsmetoder kombinerade i ett åtgärdsalternativ bedöms ha förutsättningar att uppfylla de övergripande åtgärds målen och övriga önskemål från huvudmannen och andra intressenter:

- Urgrävning
- Deponering på extern deponi
- Förbränning av vissa massor med högt organiskt innehåll såsom förorenad torv

8.4 Fördjupad alternativanalys inklusive kostnadsberäkning

Utifrån ovan föreslaget huvudalternativ har tre åtgärdsalternativ formulerats som utvärderas med avseende på nedanstående aspekter. Åtgärdsalternativen utformas för att återspegla olika ambitionsnivåer för åtgärderna. En avstämning mot de övergripande åtgärds målen behövs därför även på nytt i den fördjupade analysen, liksom av den förväntade riskreduktionen. Åtgärdsalternativen utvärderas avseende:

- Övergripande åtgärds mål
- Kostnader
- Riskreduktion (resultat) av föreslagna åtgärder
- Risker och störningar under och efter åtgärdens genomförande

För beräkning av volym massor som måste åtgärdas och mängd åtgärdad förorening har området delats in i delområden enligt figur 8.2. Dessa delområden baserar sig på fördelning av förorening, schaktdjup samt även med viss hänsyn till begränsningar i schaktbarhet.

8.4.1 Beskrivning av åtgärdsalternativ

Alternativ A

I alla delområden grävs jord med halter som överstiger de platsspecifika riktvärdena bort. Bedömningen av saneringsbehovet baserar sig på uppmätta halter i enskilda provpunkter. Ingen hänsyn tas till svårskaktade volymer eller områden vid åstranden. Vidare förutses att Hantverkshuset rivs och att förorenade massor under huset tas upp.

Totalt schaktas 37 400 m³ ut varav 2 200 m³ bedöms vara rena massor som ligger över förorening. Dessa bedöms kunna återläggas. Totalt 35 200 m³ förorenade massor måste omhändertas.

Mängden tjära i området uppskattas till ca 200 m³ och mängden torv uppskattas till ca 1000 m³.

Alternativ B

Åtgärdsbehovet för de olika delområdena baserar sig på representativa halter beräknade enligt den statistiska analysen, se avsnitt 7.8. Den representativa halten beräknas som medelvärdet över delområdet med hänsyn till de osäkerheter som den begränsade provtagningen innebär⁴. De områden åtgärdas där den representativa halten ligger över de platsspecifika riktvärdena. Detta innebär att Brukskontoret 1 (förutom planen framför), Brukskontoret 2, Glasboden 1 (förutom nordligaste delen), Glasboden 2 samt asfaltsplanen i södra och östra delen av Glasboden 3 inte åtgärdas.

Totalt schaktas 35 200 m³ ut varav 1 600 m³ bedöms vara rena massor som ligger över förorening. Dessa bedöms kunna återläggas. Totalt 33 500 m³ förorenade massor måste omhändertas.

Alternativ C

Detta alternativ utgår liksom Alternativ B från de statistiskt framtagna representativa halterna, men där mindre avvikelser från de platsspecifika riktvärdena accepteras. Detta innebär att skogspartiet väster om bruket (delområde H1) och område B8 mellan Gamla hyttan och Blomsliperiet lämnas utan åtgärd. Vidare tas hänsyn till svårigheten att gräva ur massor vid åstranden genom att åtgärden i dessa områden begränsas till ett maximalt djup på ca 1,5 meter.

Totalt schaktas 33 900 m³ ut varav 1 500 m³ bedöms vara rena massor som ligger över förorening. Dessa bedöms kunna återläggas. Totalt 32 400 m³ förorenade massor måste omhändertas.

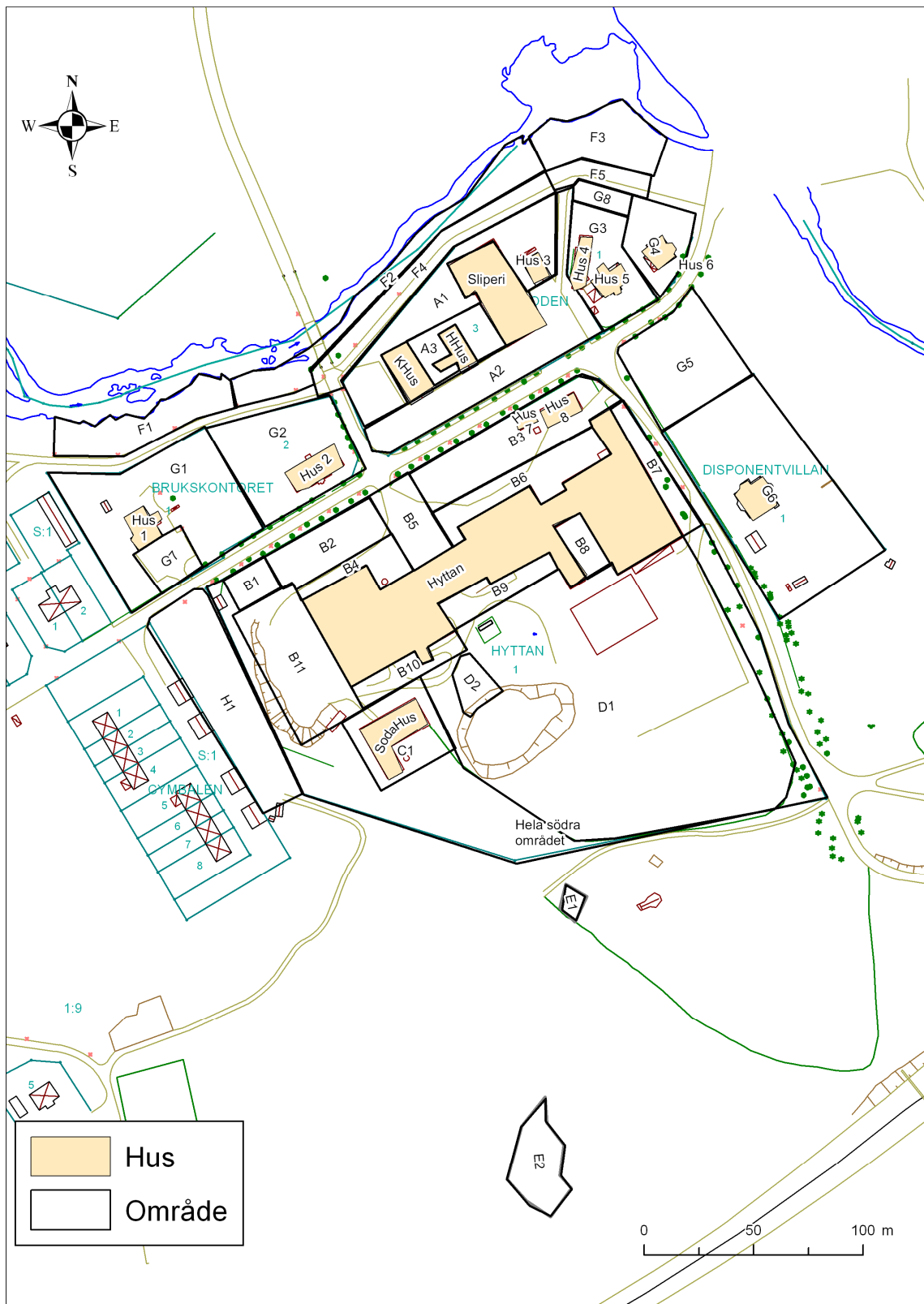
För varje alternativ finns även två underalternativ, 1 och 2 som avser deponering vid befintlig extern deponi respektive uppförande av en ny extern regional deponi. De undersökta åtgärdsalternativen för Pukebergsområdet summeras i tabell 8.3.

Tabell 8.3 Sammanställning av beaktade åtgärdsalternativ.

Åtgärd	Beskrivning av åtgärd	Massor omhändertas
Alt A-1	Urgrävning av alla förorenade massor enligt platsspecifika riktvärden. Bedöms motsvara både ett max- och BAT-alternativ*.	Extern deponi + förbränning
Alt A-2		Ny extern regional deponi + förbränning
Alt B-1	Urgrävning enligt statistiskt beräknade representativa halter (UCLM _{95%}).	Extern deponi + förbränning
Alt B-2	Urgrävning enligt statistiskt beräknade representativa halter (UCLM _{95%}).	Ny extern regional deponi + förbränning
Alt C-1	Som Alt B, men skogsområde H1, område B8 mellan Gamla hyttan och Blomsliperiet lämnas utan åtgärd, samt urgrävning till max 1,5 m djup längs åstranden.	Extern deponi
Alt C-2		Ny extern regional deponi + förbränning
Alt D	Ingen åtgärd – nollalternativet.	-

* Bästa tillgängliga teknik

⁴ Osäkerheten anges som en övre konfidensgräns som med en given sannolikhet täcker in den verkliga medelhalten i området. Här används den övre konfidensgränsen med 95 procents sannolikhet, UCLM₉₅. Det innebär att det är 5 % sannolikhet att det verkliga medelvärdet för området överskrider detta värde.



Figur 8.2 Delområden som används för beräkning av volymer och föroreningsmängder.

8.4.2 Omfattning av åtgärder

I tabell 8.4 presenteras översiktligt vilka jordvolymerna som berörs av de föreslagna åtgärderna. Återläggningsmassor avser rena jordlager som grävs ur för att komma åt underliggande förorenad jord och sedan läggs tillbaka i schaktgropen. Omhändertagen jord avser förorenad jord som transporteras bort för behandling eller deponering på extern mottagningsanläggning. Omhändertagen jord ersätts med rena ersättningsmassor. För urgrävda förorenade massor från den befintliga deponin söder om hyttan är dock ersättningsmassor endast nödvändiga för att återställa den ursprungliga, naturliga marknivån. För markytor som idag är bevuxna påförs ett ca 5 cm skikt av anläggningsjord och besås med gräs.

Tabell 8.4 Sammanställning över hanterade jordvolymerna i Alternativ A, B och C.

Urschaktade jordmassor (m ³)	Alt A	Alt B	Alt C
Total urschaktad mängd	37 400	35 200	33 900
Mängd som återläggs	2 200	1 600	1 500
Mängd till deponering IFA	20 366	19 406	18 750
Mängd till deponering FA	13 578	12 938	12 500
Mängd förbränning FA (hög PAH-halt, tjära)	200	200	200
Mängd förbränning torv (ej FA-klassat)	1 056	1 056	950

Samtliga alternativ förutsätter att Hantverkshuset rivs eller flyttas för att komma åt underliggande tjärförorening. Vidare förutsätts att det temporära lager som finns i en tältbyggnad söder om nya magasinet tas bort för att komma åt deponerat glasavfall.

I samtliga alternativ ingår också en utrensning och sanering av ytor i Sodahuset.

8.4.3 Kostnader

I tabell 8.5 jämförs kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen. En mer detaljerad beskrivning av kostnaderna för de olika alternativen redovisas i bilaga 9. Kostnaderna har uppskattats baserat på beräknad mängd jordmassor som ska saneras och hur de förorenade massorna ska behandlas. Kostnaderna bygger på uppskattningar av kostnader för liknande saneringar och uppgifter från entreprenörer. Kostnaderna kan dock komma att ändras i samband med projektering av åtgärderna då mer detaljerade uppskattningar kan genomföras.

Tabell 8.5 Sammanställning av beräknade saneringskostnader för Pukebergsområdet.

	Kostnad (Mkr)
Alt A-1	47 - 66
Alt A-2	39 - 53
Alt B-1	45 - 63
Alt B-2	37 - 50
Alt C-1	43 - 61
Alt C-2	36 - 48
Alternativ D - Nollalternativ ⁵	0

⁵ Avser endast direkta kostnader. Ett nollalternativ kan dock innebära avsevärda indirekta kostnader såsom restriktioner i markanvändning, fortgående föroreningsspridning mm.

Kostnader för förberedelseskedet ingår i de beräknade kostnaderna i tabell 8.5. Specificering av kostnader för förberedelseskedet diskuteras vidare i kapitel 14.

I samtliga alternativ tillkommer kostnad för rivning/återuppbyggnad/flyttning av Hantverkshuset (storleksordningen 1 Mkr), samt kostnader för städning och sanering av alla ytor i Sodahuset (storleksordningen 0,5 Mkr).

Kostnader för flyttning av lagerlokal/tältbyggnad söder om glashyttan bekostas av verksamhetsutövaren och har ej medräknats.

8.4.4 Bedömd riskreduktion

I tabell 8.6 uppskattas den omhändertagna föroreningsmängden och i tabell 8.7 redovisas bedömd riskreduktion (andel omhändertagen föroreningsmängd) för de olika åtgärdsalternativen.

Tabell 8.6 Sammanställning över omhändertagna mängder (kg) arsenik, barium, kadmium, bly och antimon, samt PAH för respektive åtgärdsalternativ.

	As	Ba	Cd	Pb	Sb	PAH L	PAH M	PAH H
Alternativ A-1 och A-2	4 770	36 300	950	61 400	2 150	150	910	275
Alternativ B-1 och B-2	4 730	35 800	950	61 200	2 120	150	910	275
Alternativ C-1 och C-2	4 700	35 600	940	60 750	2 110	150	910	275
Alternativ D - Nollalternativ	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabell 8.7 Sammanställning över bedömd riskreduktion (andel omhändertagen föroreningsmängd) för arsenik, barium, kadmium, bly och antimon, samt PAH för respektive åtgärdsalternativ.

	As	Ba	Cd	Pb	Sb	PAH L	PAH M	PAH H
Alternativ A-1 och A-2	93%	92%	96%	97%	90%	98%	99%	98%
Alternativ B-1 och B-2	92%	91%	96%	97%	88%	98%	99%	98%
Alternativ C-1 och C-2	92%	90%	95%	96%	88%	98%	99%	98%
Alternativ D - Nollalternativ	0	0	0	0	0	0	0	0

9 Riskvärdering

Tre olika åtgärdsalternativ, vart och ett av dessa med två varianter för var massorna omhändertas för deponering, har bedömts vara acceptabla med hänsyn till utvärderingskriterierna i åtgärdsutredningen och lämpliga att ta vidare in i riskvärderingen. Enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009b) bör minst ett noll-, max- och bästa teknikalternativ (BAT) tas med i riskvärderingen. Följande alternativ ingår i riskvärderingen för Pukebergs glasbruk:

- A. Urschaktning av alla förorenade massor med platsspecifika riktvärden som åtgärds mål (motsvarar både ett max- och BAT-alternativ).
- B. Urschaktning enligt statistiskt beräknade representativa halter.
- C. Urschaktning enligt statistiskt beräknade representativa halter, men skogsområde H1, område B8 mellan Gamla hyttan och Blomsliperiet lämnas utan åtgärd, samt urgrävning till max 1,5 m längs åstranden.
- D. Nollalternativet.

Alternativ A-C finns vardera i två varianter. Skillnaden rör hur de urgrävda massorna omhändertas. I variant 1 antas de förorenade jordmassorna transporteras till en befintlig mottagningsanläggning för avfall, Flishult i Vetlanda, medan i variant 2 antas att jordmassorna läggs på en nyanlagd deponidel på en befintlig avfallsanläggning i närheten av Nybro.

9.1 Förutsättningar för riskvärderingen och metodik

I riskvärderingsprocessen vägs de olika alternativens miljö- och hälsoriskreduktion ihop med tekniska och ekonomiska aspekter samt inverkan på allmänna och enskilda intressen. Syftet är att ta fram ett åtgärdsalternativ för Pukebergs glasbruk som är miljömässigt motiverat, ekonomiskt rimligt och tekniskt genomförbart. En riskvärdering bör involvera samtliga relevanta aktörer och utföras i nära samråd med huvudman, tillsynsmyndighet och andra berörda. I projekt Pukebergs glasbruk bedöms relevanta intressenter representeras av referensgruppen.

Vid referensgruppens möte den 17 januari 2012 diskuterades riskvärderingen baserat på ett preliminärt underlag. Resultat och synpunkter från detta möte har tagits med i den riskvärdering som presenteras i detta kapitel. Att uppnå konsensus kan ibland vara svårt i en grupp som representerar olika intressen. Därför kan tilltänkt huvudman för efterbehandlingen (Nybro kommun) i delar behöva bestämma vad som ska gälla för att kunna komma vidare i riskvärderingsprocessen. Huvudmannen måste stå bakom det slutgiltiga åtgärdsförslaget, som han sedan ska söka statliga bidragsmedel för.

Det finns olika sätt att genomföra en riskvärdering. För Pukeberg har vi valt att använda den generella metodik som beskrivs i Naturvårdsverket (2009b) som bedömts lämplig för att slutföra huvudstudien.

Metodikerna är en form av multikriterieanalys, där ett antal kriterier tas fram och värderas enligt följande steg:

1. Definition av urvalskriterier.
2. Gradering och värdering av urvalskriterier.
3. Sammanställning och sammanvägning av urvalskriterier.
4. Förslag till val av åtgärdsalternativ.

De viktigaste intressena för Pukebergs glasbruk sammanfattas i de övergripande åtgärdsmålen med skydd av hälsa och miljö på platsen och i omgivningen, kulturmiljön på området och drickvattenresursen Nybroåsen. Öster och söder om området finns dessutom ett naturreservat med mycket högt naturvärde.

Viktiga förutsättningar för val av åtgärd är de förorenade massornas karaktär med bland annat jord, glasrester, ren tjärfraktion och torv (de två sistnämnda med hög organisk halt). Viktigt är också de förorenade massornas läge ovanpå en grusås. Boende och verksamheter invid och inom området påverkar också valet av åtgärd. Störningar och risker för boende under genomförandet ska minimeras så långt som det är möjligt. Verksamheten vid bruket ska kunna fortgå under åtgärden med endast begränsade störningar.

Ytterligare en förutsättning för nedanstående förslag till urvalskriterier är att samtliga alternativ, utom nollalternativet, är urgrävningsalternativ och bedöms vara tekniskt genomförbara.

9.2 Urvalskriterier

9.2.1 Definition och gradering

Utifrån Naturvårdsverkets vägledning för efterbehandling, genomförd riskbedömning och åtgärdsutredning, samt angivna förutsättningar ovan föreslås följande urvalskriterier för Pukebergs glasbruk:

- Måluppfyllelse avseende riskreduktion
 - hälsa, miljö och spridning efter åtgärd
 - hälsa, miljö och spridning under åtgärd
- Tekniska aspekter
 - långsiktighet av åtgärd (beständighet)
 - behov av framtida åtaganden (drift- och underhåll)
 - störningar för verksamheten och för boende
- Måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen
 - spridning till Nybroåsen och övrig omgivningspåverkan
 - bevarande av kulturmiljön
 - möjligheter och restriktioner i markanvändning
 - transportbelastning och resurshushållning
- Ekonomiska aspekter
 - totalkostnad

Urvalskriterierna värderas i både ord och värde. I tabell 9.1a och 9.1b beskrivs urvalskriterierna i första hand med ord, kompletterat med en färgskala i syfte att visualisera sämre och bättre uppfyllelse av kriterierna för respektive åtgärdsalternativ. Kostnaderna anges kvantitativt i kronor.

9.2.2 Sammanställning, värdering och sammanvägning

I tabell 9.2 har beskrivningarna av urvalskriterierna i tabell 9.1 poängsatts med en siffra inom skalan 0 till 4 (från sämst till bäst). Poängerna för respektive åtgärdsalternativ har sedan adderats. Resultatet visar vilket alternativ som är "bäst" om alla kriterier väger lika mycket (är lika viktiga).

I tabell 9.2 har också en viktning gjorts av de olika urvalskriterierna. Den baserar sig på de synpunkter som kommit från referensgruppen. De som väger tyngst tilldelas "4" och de som väger lättast "1". Väger några urvalskriterier lika tungt tilldelas de samma vikt. Slutresultatet räknas sedan ut som produkten av vikt och poäng.

Tabell 9.1a Sammanställning av urvalskriterierna med värdering huvudsakligen i beskrivande text. Färgmarkering ger viss indikation om bättre till sämre uppfyllelse av kriterier (grönt - gult - orange - lila).

	Måluppfyllelse avseende riskreduktion		Tekniska aspekter		
Åtgärdsalternativ	Hälsa, miljö och spridning efter åtgärd	Hälsa, miljö och spridning under åtgärd	Långsiktighet av åtgärd (beständighet)	Behov av framtida åtaganden (drift och underhåll)	Störning av verksamhet/boende under åtgärd
Alt A-1 och A-2	Inga risker kvarstår för markområdet. Grundvattenpåverkan kvarstår en tid.	Djupare föroreningar blottläggs under åtgärd, hälsorisk pga damning, ångor. Stor risk för spridning vid grävning i strandnära områden. Spridning vid transport.	God, föroreningarna avlägsnade förutom under vissa byggnader	Kontrollprogram under begränsad tid.	Damning, lukt, buller, transporter och tidvis begränsad framkomlighet. Grävning på privata fastigheter och i angränsande skogsområde.
Alt B-1 och B-2	Små risker kvarstår för markområdet. Grundvattenpåverkan kvarstår en tid.	Djupare föroreningar blottläggs under åtgärd, hälsorisk pga damning, ångor. Stor risk för spridning vid grävning strandnära områden. Spridning vid transport.	God, huvuddelen av föroreningarna avlägsnade förutom under vissa byggnader	Kontrollprogram. Dokumentation av kvarvarande förorening, planärende.	Damning, lukt, buller, transporter, tidvis begränsad framkomlighet. Viss grävning på privata fastigheter och i angränsande skogsområde.
Alt C-1 och C-2	Små risker kvarstår för markområdet. Mindre föroreningsmängder lämnas vid åstranden. En liten risk för spridning kvarstår. Grundvattenpåverkan kvarstår en tid.	Djupare föroreningar blottläggs under åtgärd, hälsorisk pga damning, ångor. Liten risk för spridning från strandnära områden. Spridning vid transport.	God, huvuddelen av föroreningarna avlägsnade förutom under vissa byggnader och nära åstranden.	Kontrollprogram. Dokumentation av kvarvarande förorening, planärende. Visst förebyggande underhåll av åstranden.	Damning, lukt, buller, transporter, tidvis begränsad framkomlighet. Viss grävning på privata fastigheter
Alt D(ingen åtgärd)	Riskerna kvarstår	Ingen påverkan	Riskerna kvarstår	Kontrollprogram, åtgärdsberedskap. Begränsningar av markanvändning	Inga störningar

Tabell 9.1b Forts. Sammanställning av urvalskriterierna med värdering huvudsakligen i beskrivande text. Färgmarkering ger viss indikation om bättre till sämre uppfyllelse av kriterier (grönt - gult - orange - lila).

	Måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen				Ekonomiska aspekter
Åtgärdsalternativ	Spridning till Nybroåsen och övrig omgivningspåverkan	Bevarande av kulturmiljön	Möjliggör/restriktioner i planerad markanvändning	Transportbelastning och resurshushållning	Totalkostnad (Mkr)
Alt A-1	Inga risker kvarstår. Spridning kraftigt reducerad/ eliminerad.	Hantverkshuset rivs eller flyttas. Schaktning medför vissa risker för byggnader och träd under åtgärd, kan återställas	Ja, området kan utnyttjas enligt nuvarande markanvändning inom respektive delområde.	Stort transportbehov. Stort behov av ersättningsmassor.	47 - 66
Alt A-2				Stort transportbehov men korta transportvägar. Stort behov av ersättningsmassor.	39 - 53
Alt B-1	Små risker kvarstår. Spridning reducerad, men visst läckage från kvarlämnade massor.	Hantverkshuset rivs eller flyttas. Schaktning medför vissa risker för byggnader och träd under åtgärd, kan återställas	Ja, kan utnyttjas enligt nuvarande markanvändning inom respektive delområde. Begränsningar för exploatering av Brukskontoret 1 & 2 för bostadsändamål.	Stort transportbehov. Stort behov av ersättningsmassor.	45 - 63
Alt B-2				Stort transportbehov men korta transportvägar. Stort behov av ersättningsmassor.	37 - 50
Alt C-1	Små risker kvarstår. Spridning reducerad, men läckage från kvarlämnade massor.	Hantverkshuset rivs eller flyttas. Schaktning medför små risker för byggnader och träd under åtgärd, kan återställas	Ja, kan utnyttjas enligt nuvarande markanvändning inom respektive delområde. Begränsningar för exploatering av Brukskontoret 1 & 2 för bostadsändamål.	Måttligt transportbehov. Måttligt behov av ersättningsmassor.	43 - 61
Alt C-2		Skogsparti bevaras. Trädrida längs åstranden bevaras		Måttligt transportbehov korta transportvägar. Måttligt behov av ersättningsmassor.	35 - 48
Alt D (ingen åtgärd)	Riskerna för skador på omgivningen kvarstår	Kulturmiljön bevaras	Omfattande restriktioner kan krävas.	Inga transporter. Inga ersättningsmassor.	Inga direkta kostnader. Kan på lång sikt bli betydande om åtgärder bedöms nödvändiga.

Tabell 9.2 Sammanställning av olika kriterier i riskvärderingen av de olika åtgärdsalternativen.
Viktningfaktorer för kriterierna har tagits fram i samband med riskvärderingsmöte med referensgruppen.

Åtgärds- alternativ	Måluppfyllelse avseende riskreduktion		Tekniska aspekter			Måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen				Ekonomiska aspekter	Summa poäng	Summa viktad poäng	Rang- ordning – viktad poäng
	Hälsa, miljö och spridning efter åtgärd	Hälsa, miljö och spridning under åtgärd	Lång- siktighet av åtgärd	Behov av framtida åtaganden (drift och underhåll)	Störning under åtgärd	Spridning till Nybroåsen och övrig omgivnings- påverkan	Bevarande av kulturmiljön	Möjliggör/ restriktioner i mark- användning	Transport- belastning och resurs- hushållning	Totalkostnad (Mkr)			
Vikt	4	3	4	2	1	4	3	4	2	2			
A-1	4	2	4	4	2	4	3	4	2	2	31	97	2
A-2	4	2	4	4	2	4	3	4	3	3	33	101	1
B-1	4	2	3	3	2	3	3	3	2	2	27	83	5
B-2	4	2	3	3	2	3	3	3	3	3	29	87	3
C-1	3	3	2	3	3	3	4	3	2	2	28	82	6
C-2	3	3	2	3	3	3	4	3	3	3	30	86	4
D (Ingen åtgärd)	0	4	0	2	4	0	4	0	4	4	22	48	7

9.3 Förordat åtgärdsalternativ

Sammanvägning av resultaten i riskvärderingen visar att såväl de högsta sammanlagda poängen som högsta viktade poängen erhålls för alternativen A-1 och A-2. Allra högst rankat är alternativ A-2. Som tidigare diskuterats utgår alternativ A-2 från omhändertagande av de urgrävda förorenade massorna på en framtida ny deponidel vid en befintlig avfallsanläggning i närheten av Nybro. Eftersom detta alternativ för närvarande inte existerar förordas istället alternativ A-1 som baseras på omhändertagande av de urgrävda massorna på befintlig deponianläggningen Flishult i Vetlanda.

Mindre justeringar av urgrävningen kan komma att erfordras med hänsyn till stabilitetsförhållanden, dock bedöms omfattningen på dessa justeringar vara marginella, se nedan. Vidare finns inom området olika typer av ledningar (el, tele, vatten, fjärrvärme etc.) vilket fordrar hänsyn vid projektering av åtgärderna. I många fall kan urgrävning ske runt ledningar, men det kan även medföra att mindre mängder förorenade jordmassor måste lämnas i marken.

Urgrävning kring byggnader

Problem med schaktning kring byggnader förutses kunna uppkomma framförallt kring Klockmagasinet, Sliperiet och Garaget. Här antas att en slänt med lutning 1:1,5 måste lämnas kring dessa byggnader. Med ett schaktdjup på c:a 1,5 m innebär det att en slänt ca 2 m ut från byggnaden måste lämnas. Detta innebär att ca 400 m³ massor kring byggnaderna lämnas kvar.

Urgrävning vid S:t Sigfridsån

Grävning nära eller under grundvattenyta i strandlinjen längs ån kräver särskild hänsyn. Grävning kan utföras exempelvis genom att först lägga ut en vall av sand eller grus i strandlinjen. Vallen fodras på insidan med en geotextil, så kallad siltskärm, vilket bedöms kunna ge en effektiv minskning av spridning av uppgrumlade förorenade partiklar i samband med schaktningen som utförs vått utan avsänkning av grundvattnet. Alternativt installeras en spont vid schaktning nära strandlinjen i syfte att stabilisera kvarlämnade massor vid strandkanten. När schaktning skett till avsett djup sker sedvanlig schaktbottenkontroll, varefter rena massor läggs på plats. Som sista moment avlägsnas siltskärm och sand/grusvall alternativt spont i strandlinjen.

Alternativt, om schaktning inte görs ned till strandlinjen lämnas potentiellt förorenade massor kvar. Strandbrinken består av mycket block och sten med inslag av glasskärvor och andra synliga föroreningar. En skattning av volymen som skulle lämnas kvar utgår från att en vall i nivå med strandlinjen med en bas på 2 meter och en höjd på 1 m lämnas kvar. Detta skulle innebära att ca 250 m³ massor lämnas kvar. Synliga föroreningar mellan stenar tas bort.

9.4 Behov av omedelbara åtgärder

Under arbetets gång har analyserade föroreningshalter inom mindre delområden runt bruksbyggnaden klassats som toxiska med risk för akuta hälsoeffekter eftersom föroreningarna ligger ytligt. Varningsskyltar finns numera uppsatta. Mycket höga halter har även uppmätts i två mindre tippningsplatser i skogen söder om deponin. Dessa områden är tillgängliga för allmänheten. Tillsynsmyndigheten har fortlöpande informerats om detta.

10 Förslag till mätbara åtgärds mål

Urgrävning av förorenade jordmassor föreslås ske enligt framtagna plats specifika riktvärden för respektive delområde. De olika delområdena har olika typer av markanvändning och därmed olika riktvärden. De mätbara åtgärds målen för de olika delområdena redovisas i tabell 10.1.

Tabell 10.1 Mätbara åtgärds mål för delområden aktuella för åtgärder.

	Bruksområde	Bostäder o. dyl.	Strövområde
Delområden som berörs av åtgärderna	Glasboden 3 Norra delen Glasboden 3 Södra delen Glasboden 3 runt Hantverkshuset NV hörnet Hyttan 1 Norr om bruket N Hyttan 1 mot vägen Öster om bruket Syd Gamla hyttan Söder Konserthyttan Väster Konserthyttan Runt Sodahuset Deponin	Brukskontoret 1 Plan Brukskontoret 1 Brukskontoret 2 Glasboden 1	I skogen syd deponin Mot åstranden Mot Kärringagölen Skog väster om glasbruket
	Mätbara åtgärds mål		
	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)
Antimon	30	20	20
Arsenik	25	10	10
Barium	300	200	200
Bly	400	60	200
Kadmium	18	0,7	4
Kobolt	30	20	20
Koppar	200	80	80
Zink	500	250	250
PAH L	6	3	3
PAH M	20	5	10
PAH H	6	1,5	2,5

11 Förslag till projekteringsdirektiv

Nedan ges ett antal projekteringsdirektiv som omfattar krav som projektören inte bör avvika från vid projektering av efterbehandlingsåtgärderna. Projekteringsdirektiven bygger på områdets speciella förutsättningar som legat till grund för riskbedömning och riskvärdering. Inom ramen för projekteringen föreslås även ett antal utredningar och undersökningar som underlag för framtagande av förfrågningsunderlag för entreprenaden.

Projekteringsdirektiv:

- Projekteringen ska utgå från att alla massor som omfattas av det förespråkade åtgärdsalternativet med en föroreningshalt som överstiger de mätbara åtgärdsmålen ska grävas ur och ersättas med rena massor. De urgrävda massorna ska efter provtagning och kemisk analys, vid behov även laktester, klassas för korrekt omhändertagande.
- Projekteringen ska utforma efterbehandlingsåtgärden så att boende och verksamma inom eller i anslutning till området påverkas i så liten utsträckning som möjligt av damning, buller, lukt, transporter etc.
- Projekteringen ska utforma masshanteringsplan och genomförande av åtgärder så att verksamhet inom området kan fortgå med begränsade störningar. Samråd måste ske med verksamhetsutövare.
- Särskilda utredningar ska genomföras av stabilitet och vibrationer så att påverkan på byggnader och andra konstruktioner inte uppstår under saneringsåtgärderna.
- Särskild hänsyn tas i projekteringen till befintliga ledningar och installationer (fjärrvärme, el- och tele, vatten och avlopp, fiber, gas). Inom området kan det finnas okända ledningar och ledningar med osäkert läge.
- För att undvika eventuell spridning av föroreningar i grundvattnet under pågående sanering ska grävning avbrytas om grundvattennivån stiger över en referensnivå för grundvattenytans läge i olika punkter inom området. Referensnivåer fastställs i samband med projekteringen.
- Särskilda hänsyn ska tas vid grävning nära strandlinjen längs S:t Sigfridsån för att minimera riskerna för spridning. Schaktning nära strandlinjen ska ske stegvis med successiv igenläggning med rena ersättningsmassor för att på detta sätt undvika stora öppna schakter inom detta delområde.
- Uppgrävning av jordmassor med höga halter av tjära (PAH) ska kunna ske med direkt lastning i täta containrar (avser delområde runt Hantverkshuset).
- I projekteringen behandlas även rivning av hela eller delar av Hantverkshuset för åtkomst av tjärhaltiga jordmassor under byggnaden. Projekteringen innefattar även återuppbyggnad av huset.
- Rester från rivning av byggnader i samband med saneringen skall omhändertas enligt gällande lagstiftning, på ett miljöriktigt sätt.
- Det tillfälliga lager i tältbyggnad som finns söder om nya magasinet flyttas för att komma åt underliggande förorenad jord.
- Sanering av inre ytor i Sodahuset ska projekteras.

- Projekteringen ska ta fram en hanteringsplan för eventuella påträffade rivningsrester, och skrot inom området (armeringsjärn, plåtfat, kabelrester mm) samt en eventuellt kvarvarande underjordisk oljecistern söder om Konserthyttan.
- Projektören ska göra en karakterisering av eventuellt förorenat vatten som uppkommer vid grävning i länshållna schaktgropar samt efter eventuell avvattning av massor. Detta ska användas som underlag för entreprenörens metod- och kostnadsförslag för eventuell avvattning och vattenrening. I detta ingår även att redovisa var utsläpp från vattenreningen görs och vilka haltgränser som ska gälla för detta vatten.
- Eventuellt länshållningsvatten från schaktgropar och annat förorenat vatten som uppkommer under entreprenaden ska samlas in, renas och kontrolleras mot uppställda haltkrav.
- Fordonstvätt ska anordnas inom området. Förorenat vatten uppsamlas och renas.
- Inom projekteringen ska omfattning av klassificeringen av förorenade jordmassor beskrivas med avseende på exempelvis enhetsvolym, provtagningens omfattning, antal och typ av analyser (fält/laboratorium) etc.
- Projekteringen ska inriktas på att finna masshanteringslösningar som minimerar behovet av ytor för omlastning, tillfälliga upplag, eventuell avvattning av förorenade massor och rening av vatten.
- Projekteringen ska även ta fram riktlinjer för återställning av området efter avslutad sanering. I detta ingår även att ta fram specifikation av lämplig kvalitet på ersättningsmassor.
- Efter slutligt val av åtgärdsteknik kan det miljökontrollprogram som har tagits fram inom föreliggande utredning behöva modifieras.

Förutom dessa specificerade direktiv ska detaljprojekteringen utreda och anvisa lösningar för alla de frågeställningar som normalt behöver behandlas i ett anläggningsprojekt av denna omfattning, exempelvis arbetsmiljöfrågor och andra skyddsåtgärder.

12 Strategi för tillståndsansökningar

12.1 Allmänt

De myndighetskontakter som krävs för efterbehandlingen bör ske i god tid för att inte fördröja arbetet. En anmälningspliktig verksamhet får påbörjas tidigast sex veckor efter det att anmälan har gjorts, om inte tillsynsmyndigheten bestämmer något annat. En §28-anmälan bör således ha inkommit till tillsynsmyndighet senast 6 veckor innan arbetena ska påbörjas. För eventuella tillståndsärenden hos länsstyrelsen förekommer handläggningstider på minst 6 månader. Om tillstånd för vattenverksamhet krävs är handläggningstiden normalt minst 1 år. Ansökan om rivningslov för byggnader ska lämnas till byggnadsnämnden i god tid innan arbetena startas.

Enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket, 2008) skall tillståndshandlingar upprättas och skickas in till myndigheterna i samband med förberedelseskedet för saneringen. Detta kan t ex vara under projekteringen.

12.2 Saneringsanmälan

Anmälan till tillsynsmyndighet krävs för att genomföra efterbehandlingsåtgärder som kan medföra ökad risk för spridning eller exponering av föroreningar där risken inte bedöms som ringa (§ 28 i SFS1998:899). Schaktning av förorenad jord och tillfälliga upplag av jordmassor på den aktuella fastigheten bedöms medföra att en saneringsanmälan ska lämnas.

12.2.1 Mätbara åtgärds mål

Slutgiltigt förslag till mätbara åtgärds mål specificeras i saneringsanmälan. Ett preliminärt förslag till mätbara åtgärds mål diskuteras i kapitel 10.

12.3 Markarbeten och rivning

12.3.1 Rivningslov

Enligt Plan- och bygglagen (PBL) ska en ansökan om rivningslov av byggnader göras innan rivningen påbörjas. Till ansökan ska bland annat en kontrollplan bifogas. I planen anges vilka avfallsslag som uppstår vid rivningen och hur dessa material ska tas om hand. Till ansökan kan även en situationsplan och en byggnadsritning krävas. Om rivningslov krävs får inte rivningsarbetet påbörjas om inte lov beviljats.

Efter avslutad rivning lämnas en redovisning för uppkommet bygg- och rivningsavfall till tillsynsmyndigheten som underlag för godkännande eller krav på kompletterande uppgifter.

12.3.2 Marklov / Gräv tillstånd

Inom områden med detaljplan krävs marklov för sådan schaktning eller fyllning som avsevärt ändrar markens höjdläge. Marklov kan även krävas för trädfällning och skogsplantering.

Eventuell grävning som berör gatumark, gångbanor eller allmän mark kräver tillstånd för grävning i offentlig platsmark från den kommunala nämnden. Ansökan om tillstånd för grävning i offentlig platsmark ska lämnas till den kommunala nämnden ca 2 veckor före planerad start. Vid grävning i gatumark eller gångbana krävs en trafikanordningsplan som klargör hur trafiken ska passera arbetsplatsen.

12.4 Förhandsanmälan av byggarbetsplats

Den som låter utföra ett byggnads- eller anläggningsarbete, eller dennes uppdragstagare, ska lämna en förhandsanmälan till Arbetsmiljöverket om nedanstående förutsättningar kring arbetet uppfylls.

Kravet att lämna in en förhandsanmälan gäller byggarbetsplatser:

- där arbetet beräknas pågå under mer än 30 arbetsdagar och där fler än 20 personer vid något tillfälle sysselsätts samtidigt eller
- när det totala antalet persondagar beräknas överstiga 500.

Förhandsanmälan ska lämnas in innan arbetet påbörjas.

12.5 Vattenverksamhet

Urschaktning och uppläggning av jordmassor kan i vissa fall utgöra vattenverksamhet, t.ex. vid schaktning eller utfyllnad i vattenområden, bortledning av grundvatten eller mark-avvattning. Den som vill genomföra en vattenverksamhet behöver normalt söka tillstånd eller göra en anmälan.

Anmälningspliktig vattenverksamhet som ska anmälas till länsstyrelsen (större arbeten fordrar tillstånd hos Mark- och Miljödomstolen) innefattar:

- Grävning, schaktning, muddring, sprängning eller annan liknande åtgärd i vattendrag, om den bottenyta som verksamheten omfattar i vattendraget uppgår till högst 500 kvadratmeter.
- Grävning, schaktning, muddring, sprängning eller annan liknande åtgärd i ett annat vattenområde än vattendrag, om den bottenyta som verksamheten omfattar i vattenområdet uppgår till högst 3000 kvadratmeter.
Bottenytan beräknas vid högsta tänkbara vattennivå (100-årsregn)

Anmälan behöver ej ske om det är uppenbart att inga allmänna eller enskilda intressen skadas genom vattenverksamhetens inverkan på vattenförhållanden. Det är verksamhetsutövaren som har ansvaret att visa på att undantagsmöjligheten kan användas. Om minsta tvekan finns bör åtgärden anmälas till länsstyrelsen.

Att bedriva vattenrening är anmälningspliktigt till tillsynsmyndigheten. Vattenrening är en skyddsåtgärd som tas upp i anmälan av saneringen enligt §28 i SFS 1998:899.

Pumpning och rening av grundvatten betraktas normalt som vattenverksamhet och fordrar tillstånd. Pumpning och rening av grundvatten planeras inte ske i Pukeberg.

I det aktuella fallet föreslås en metod där uppsamlat nederbördsvatten och eventuellt lokalt förekommande inläckande förorenat vatten i schaktgrop pumpas upp och renas varefter det föreslås avledas till dagvattensystemet, eller på annat lämpligt sätt omhändertas. Då grävning under grundvattenytan inte bedöms erforderlig sker ingen avsänkning av grundvattennivån. Det kommer därför att i första hand undersökas i samråd med tillsynsmyndigheten om det finns ett behov av att söka tillstånd för vattenverksamhet för de temporära åtgärder avseende vatten som sker i samband med schaktsanering (några månaders tid).

12.6 Hantering och transport av avfall

Efterbehandling av området kommer att innebära hantering av farligt avfall. Vid hanteringen av farligt avfall ska de allmänna hänsynsreglerna i kapitel 2 i miljöbalken beaktas för att

förhindra spridning eller hälso- och miljörisker. Vidare ska olika slag av farligt material inte blandas med varandra, eller med annat avfall eller andra ämnen eller material, enligt 16 § avfallsförordningen (SFS 2011:927).

12.6.1 Urschaktning och uppläggning

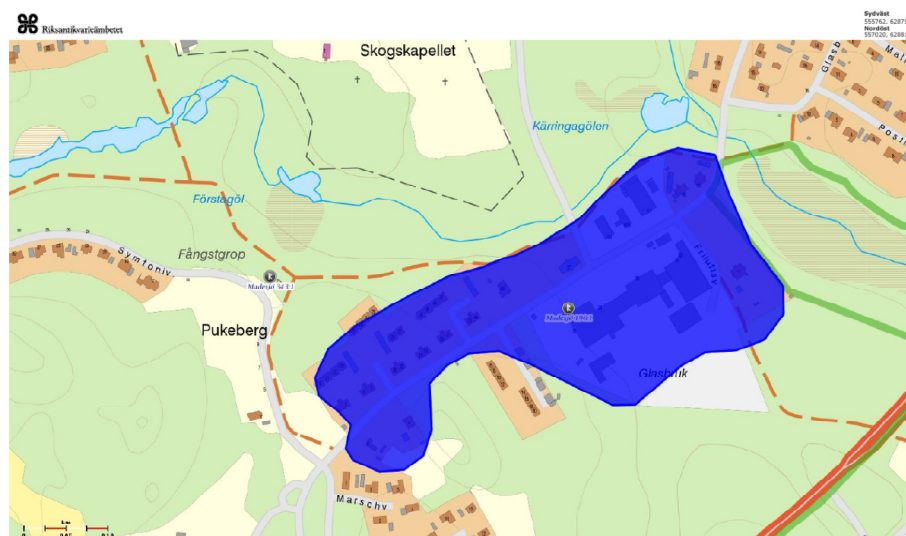
Urgrävning och borttransport av förorenade jordmassor planeras så långt praktiskt möjligt ske genom att lastning sker direkt på lastbil. För vissa lägen, och där djupare grävning ska ske, kan dock behov uppstå av omlastning inom området. För omlastning av jordmassor inför transport till en mottagningsanläggning kan tillfällig lagring av massorna behöva ske inom området. Uppläggning av urgrävda massor i tillfälliga upplag inom detaljplanelagt område kan kräva marklov för schaktning och fyllning som avsevärt ändrar höjder i området om inget annat anges i planen. Inom områden utan detaljplan krävs normalt inga särskilda tillstånd eller anmälningar. Det rekommenderas dock samråd med tillsynsmyndigheten i dessa frågor. Den ovan beskrivna omlastningen och därmed förknippade tillfälliga uppläggning inom området bedöms inte omfattas av bestämmelserna för mellanlagring av avfall.

12.6.2 Transport av avfall

För yrkesmässig transport av såväl farligt avfall som icke farligt avfall krävs tillstånd av länsstyrelsen. Tillståndet innehas av transportören som anlitas, men verksamhetsutövaren (dvs beställaren av entreprenaden/huvudmannen för saneringen) är skyldig att kontrollera att berörda transportföretag har aktuella tillstånd.

12.7 Kulturhistoriska värden

Området kring Pukebergs glasbruk utgör ett riksintresse för kulturmiljövård enligt 3 Kap 6 § i Miljöbalken. Den samlade miljön har ett mycket högt värde ur kulturmiljösynpunkt, se figur 12.1.



Figur 12.1 Resultat av sökning i Riksantikvarieämbetets databas Forsök för Pukebergsområdet.

Preliminärt görs bedömningen att marksaneringen inte innebär några konflikter med kulturhistoriska intressen då områdets allmänna karaktär kommer att återställas efter saneringen. En eventuell rivning av Hantverkshuset kan eventuellt betraktas som en ”påtaglig skada på riksintresse”. Riksintressefrågorna är i sig inte formellt reglerade, men länsstyrelsen kan förväntas skriva ett yttrande vid en ansökan om rivningslov. Innan en eventuell rivning krävs

en rivningsdokumentation (av Läns museet eller motsvarande). Att flytta huset och ställa tillbaks det igen eller riva och bygga nytt betraktas som en kompensationsåtgärd som i så fall måste prövas.

12.8 Ledtider för myndighetskontakter mm

- En anmälningspliktig verksamhet får påbörjas tidigast sex veckor efter det att anmälan har gjorts, om inte tillsynsmyndigheten bestämmer något annat.
- Tillståndsärenden minst 6 månaders handläggningstid hos länsstyrelsen.
- Dom för vattenverksamhet minst 1 års handläggningstid hos domstol.
- För ärenden om lov och förhandsbesked enligt PBL ska beslut meddelas inom tio veckor från det att den fullständiga ansökningen inkommit till . Tiden får förlängas en gång med högst tio veckor.
- Förhandsanmälan av byggarbetsplats lämnas in till Arbetsmiljöverket innan arbetena påbörjas.
- Ansökan om grävtillstånd i offentlig platsmark lämnas till den kommunala nämnden, senast 2 veckor före planerad start.

13 Direktiv för miljökontroll

13.1 Syfte

Ett miljökontrollprogram syftar till att kontrollera miljöpåverkan på omgivningen före, under och efter saneringen av Pukeberg. Miljökontrollprogrammet specificerar hur provtagning ska ske och hur resultaten ska utvärderas, tolkas och rapporteras. I den saneringsanmälan som ska lämnas inför saneringen ges direktiv för eventuella åtgärder som ska vidtas om oacceptabel miljöpåverkan skulle uppmärksammas i miljökontrollprogrammet. Förslaget till miljökontrollprogrammet ska utgå från Naturvårdsverkets kvalitetsmanual. I dessa direktiv ges de mål som ska gälla för miljökontrollen samt vilka huvudsakliga moment som ska ingå.

13.2 Mätprogram

Bevakning av grundvatten och ytvatten nedströms och uppströms området, samt mätning av dammspridning, kommer att genomföras genom provtagning och kemisk analys inför, under och efter en sanering.

Miljöövervakningen omfattar tre faser:

- Referensfasen – mätningar/miljökontroll innan åtgärd
- Entreprenadfasen – mätningar/miljökontroll under åtgärd
- Uppföljningsfasen – mätningar/miljökontroll efter åtgärd

13.3 Referensfas (före åtgärd)

Miljökontroll innan åtgärd genomförs för att erhålla referensvärden för grundvattenkvaliteten i ett antal kontrollpunkter och syftar till att ge kunskap om miljötillståndet i omgivningen innan efterbehandlingsåtgärder inleds. Kunskap om detta krävs för att kunna bedöma om efterbehandlingsåtgärderna medför ökad omgivningspåverkan under åtgärden, samt om omgivningspåverkan minskar efter genomförda åtgärder.

Preliminärt föreslås att grundvatten provtas i tre rör i nedströms riktning från saneringssområdet för att bedöma spridningen från området innan åtgärd. Provtagning föreslås ske i befintliga grundvattenrör 18, 19 och 83. Vidare bör grundvatten uppströms området provtas för kontroll på kvaliteten på inflödande vatten till området. För detta föreslås att två nya grundvattenrör installeras uppströms åtgärdsområdet (väster om glashyttan i anslutning till kvarteret Cymbalen och sydväst om deponin inom strövområdet). De genomförda undersökningarna indikerar att bergöverytan ligger relativt ytligt väster glashyttan. Vidare har det bedömts att området delas av en lokal vattendelare i öst-västlig riktning ungefär längs Pukebergarnas väg. Sammantaget gör detta att förutsättningarna att få ut grundvatten uppströms åtgärdsområdet på den västra sidan kan vara begränsade. Möjligheten att finna grundvatten i ett läge sydväst om deponin i skogsområdet bedöms vara god. Grundvatten provtas vid minst tre tillfällen vid olika årstider (förslagsvis mars, juli och november) under referensfasen för att spegla olika hydrologiska förlopp under året.

Uttagna prover på grundvatten analyseras med avseende på metaller, arsenik och antimon, samt PAH-16.

Ytvatten provtas i de fyra punkter som provtagits under huvudstudien, dvs i S:t Sigfridsån uppströms Pukeberg, nedströms glasbruket, i tillflödet norrifrån (Bolanders bäck) samt nedströms Pukeberg. Ytvatten provtas vid minst tre tillfällen vid olika årstider (förslagsvis

mars, juli och november) under referensfasen för att spegla olika hydrologiska förlopp under året.

Provtagning av dammpartiklar i luft ska ske vid minst tre tillfällen vid olika årstider (förslagsvis mars, juli och november) under referensfasen för att spegla olika klimatförhållanden under året. Spridning av föroreningar med damm undersöks genom provtagning med dammfilter i tre punkter inom området och i en referenspunkt:

- i bostadsområdet omedelbart väster om glashyttan (kvarteret Cymbalen)
- i anslutning till bostadsfastigheterna Glasboden 1 och 2 i nordöstra delen av området (korsningen Pukebergarnas väg – Friluftsvägen)
- norr om S:t Sigfridsån längs Kvarnaslättsgatan
- referenspunkt, förslagsvis inom Svartbäcksmåla naturreservat

Prover uttas 1 m ovan mark genom pumpning av luft genom särskild filterhållare under minst 8 timmar. Provtagning sker vid minst tre tillfällen vid olika årstider (förslagsvis mars, juli och november) under referensfasen för att spegla olika klimatbetingelser under året.

Uttagna prover på damm analyseras med avseende på total partikelhalt, samt halter av metaller, arsenik, antimon och PAH-16 i dammet.

Resultaten från referensfasen sammanställs i tidsordning och jämförelser görs med relevanta jämförelsekriterier. Resultaten sammanfattas i en kortfattad rapport som beskriver omfattning, utförande och resultat från referensfasen. Resultaten utgör jämförelsegrund för mätningar under entreprenadfas och uppföljningsfas.

13.4 Entreprenadfas (under pågående åtgärd)

Miljökontroll under pågående åtgärd genomförs för att verifiera att ingen oönskad påverkan sker på grundvattenkvaliteten, ytvattenkvaliteten eller luftkvaliteten i samband med saneringsarbetet. Mätningen sker i samma kontrollpunkter som under referensfasen och syftar till att ge kunskap om eventuell påverkan till följd av saneringsåtgärderna.

Provtagning ska ske minst en gång per månad under den tid entreprenadarbetet pågår. Kemiska analyser är desamma som under referensfasen. Resultaten från provtagning och analyser under entreprenadfasen rapporteras fortlöpande till beställarens projektledare. Av saneringsanmälan framgår när och hur eventuella åtgärder ska utföras med anledning av uppmätta resultat i miljökontrollprogrammet.

Resultaten från entreprenadfasen jämförs fortlöpande i syfte att få erfarenhetsåterföring till projektledningen, framförallt för det fall att påtagligt ökade föroreningshalter i grund- eller ytvatten eller luft skulle erhållas. I detta fall ska åtgärder utan fördröjning vidtas i enlighet med beredskapsåtgärder specificerade i saneringsanmälan.

På årsbasis eller efter avslutad saneringsåtgärd sammanställs och utvärderas resultaten. Utvärderingen bör innefatta en statistiskt baserad uppskattning av observerade förändringar i föroreningshalter i respektive medium, exempelvis genom så kallat parat t-test, se Grandin (2003).

13.5 Uppföljningsfas (efter avslutad åtgärd)

Miljökontroll efter genomförd åtgärd genomförs för att verifiera att ingen oönskad påverkan på grundvattenkvaliteten, ytvattenkvaliteten eller luftkvaliteten sker på längre sikt till följd av saneringsarbetet. Mätningen sker inledningsvis i samma kontrollpunkter som under

referensfasen och entreprenadfasen och syftar till att ge kunskap om eventuell långsiktig påverkan till följd av saneringsåtgärderna.

Inledningsvis är omfattningen och frekvensen på provtagning och kemiska analyser den samma som under referensfasen. Resultaten från provtagning och analyser under uppföljningsfasen rapporteras årsvis till beställarens projektledare.

Ett program fastläggs i samband med projekteringen för hur uppföljning och utvärdering av uppföljningsfasen ska ske. I programmet specificeras de kriterier som ska gälla för att successivt kunna minska omfattningen på uppföljningsprogrammet. En grundprincip kan till exempel vara att om föroreningshalterna monotont sjunker under tre på varandra följande år kan en nedjustering göras av provtagningsfrekvensen.

14 Planering och budgetering av fortsatta arbeten

Här anges osäkerheten i framtaget underlag och vilka aktiviteter som ska utföras under förberedelse-, genomförande- och uppföljningsskedena och bedömda kostnader.

En handlingsplan för vidare arbeten inför, under och efter en saneringsentreprenad inom Pukebergsområdet måste tas fram för de vidare arbetena. Huvudmannen har ansvaret för att driva arbetet. Det är dock vanligt förekommande att en extern konsult handlas upp för den löpande projektledningen.

Det första steget efter att huvudstudien färdigställts är att kommunen skickar in en ansökan till länsstyrelsen om finansiering av åtgärder. I samband med detta tas beslut om huvudmannaskap. Detta bör ske så snart som möjligt. Länsstyrelsen kompletterar med den ansvarsutredning de tagit fram och skickar ansökan vidare till Naturvårdsverket.

Med hänsyn till att olika anmälnings- och tillståndshandlingar kommer att behöva tas fram för olika arbeten kopplade till saneringsentreprenaden och att tiden för godkännande av ansökan kan ta ett halvt till ett år, bedöms entreprenaden tidigast kunna starta under 2013. Projekteringen, vars resultat kommer att ligga till grund för både entreprenadupphandlingen och anmälnings-/tillståndshandlingar, bedöms tidigast kunna påbörjas under vintern 2012/våren 2013.

För att minska identifierade osäkerheter föreslås att en utvidgad provtagning ingår som en del i projekteringen med syfte att entydigt avgränsa föroreningsutbredningen samt ge underlag för mer preciserad klassificering av hur de förorenade massorna ska omhändertas. Den utvidgade provtagningen föreslås genomföras som en förklassificering av jordmassor genom indelning av området i SEV⁶. En förklassificering rekommenderas eftersom provtagning, analys och klassificering i samband med schaktningen kan förväntas utgöra ett hinder för en effektiv saneringsentreprenad och därmed förlänga den period då störningar uppträder för såväl boende som för verksamheterna. Att med så stor precision som möjligt bestämma volymen förorenad jord samt klassning och resulterande destination för massor som transporteras bort för deponering är kritiskt för en relevant projektkalkyl. För det fall stora avvikelser uppkommer under entreprenadskedet och risk finns att projektets budget överskrids måste förhandling ske med entreprenören och förnyad bidragsansökan göras till Naturvårdsverket. Det kan även vara svårt att få acceptans för ökade projektkostnader när beslut om budget en gång fattats.

Upphandling av referensprovtagningar inom ramen för miljöövervakningen bör också ske så snart som möjligt för att bygga upp en referensdatabank som syftar till att ge ett underlag för uppföljningen av efterbehandlingen. Provtagning bedöms tidigast kunna påbörjas hösten 2012.

Budgetering av fortsatta arbeten i form av byggherrekostnader (projektledning, projektering, framtagning av bygghandlingar och upphandling av entreprenör, tillståndsansökningar, byggledning, miljökontroll etc.) beräknas som en schablon på genomförandekostnaden. En rimlig kostnad för dessa arbeten ligger i normala bygg- och anläggningsprojekt på cirka 25-35 % av entreprenadkostnaden beroende på komplexitet och storlek. Här har antagits att den uppgår till 30 %, vilket för det förespråkade åtgärdsalternativet innebär en byggherrekostnad på 10,8 miljoner kronor.

⁶ Selektiva efterbehandlingsvolymmer, vanligen enligt ett rutnätssystem för saneringsområdet och indelning av jorden i olika skikt djup.

Kostnader för den föreslagna förklassificeringen i SEV beror i stor utsträckning på analys-tätheten. Kostnadsuppskattningen har baserats på provtagning av varje SEV där en SEV representerar en volym på 50 m³ (10x10x0,5 m). Inom varje SEV tas fyra delprover ut som analyseras med avseende på metaller, arsenik, antimon och glödförlust. Kostnad för analyser uppskattas till 500 kr/prov. Det bör inom ramen för projekteringen även utredas om direkt-visande fältinstrument för metaller (XRF-instrument) kan användas som ersättning för åtminstone delar av de kemiska analyserna, då detta kan effektivisera arbetet med förklassifi-ceringen. XRF-instrument kan användas för att identifiera SEVar där halterna utan tvekan är förhöjda, medan prover vars metallhalter ligger nära XRF-instrumentets detektionsgränser även skickas till analyslaboratorium. Inom de delområden där även förhöjda halter av PAH förekommer kan inte enbart XRF användas utan laboratorieanalyser av PAH krävs. Tillkommande analyskostnad beräknas till cirka 500 kr/analys och bedöms omfatta cirka 100 prover. För att uppnå såväl en god karakterisering som en bra avgränsning behöver förklassificering ske av en något större jordvolym än vad som bedöms bli föremål för urgrävning. Med utgångspunkt i förklassificering av cirka 40 000 m³ jordmassor bedöms det totala antalet SEV uppgå till cirka 800 stycken. Kostnader beräknas för provtagning i fyra punkter inom varje SEV, totalt 800 provtagningpunkter med uttag av 3 200 prover för kemisk analys. Provtagning med borrhandsvagn klarar cirka 20-30 SEV/dag, antas här 25 SEV/dag, till en kostnad av cirka 18 000 kr/dag (inklusive hyra borrhandsvagn, etablering, förare, provtagare, fältprotokoll). Analyskostnaden uppskattas till 1 800 000 kr. Till detta kommer kostnader för projektledning, planering, utvärdering mm. En sammanställning av uppskattade kostnader för förklassificeringen ges i tabell 14.1 nedan.

Det bör noteras att kostnaderna för förklassificering till betydande del utgör kostnader som normalt uppkommer under entreprenadskedet. Förklassificeringen innebär således i huvudsak att kostnaderna tidigareläggs.

Tabell 14.1 Sammanställning av olika kostnadsposter för förklassificering i SEV av Pukebergsområdet, häri ingår även kostnader för en mer preciserad föroreningsavgränsning.

Förklassificering	Kostnad (kr)
Planering, förberedelse	150 000
Fältarbete (borrning, assistans)	600 000
Analyser	1 800 000
Sammanställning, utvärdering, rapportering	250 000
Inarbetning i förfrågningsunderlag	100 000
Totalt	2 900 000

Kostnaderna för förberedelseskedet (projektering, kostnader för förklassificering, eventuella behandlingsförsök, framtagning av anmälnings- och tillståndshandlingar, framtagning av förfrågningsunderlag för entreprenad mm.) uppskattas till cirka 6 Mkr.

15 Referenser

- ABF och Svenska Fabriksarbetarförbundet (1982): Dom kallar oss Pukebergare. I Glasriket. Människan-Miljön-Framtiden.
- Ambrosiani S (1964): Pukebergs Glasbruk 1871-1946, Minnesskrift.
- ATDSR (2005): Toxicological profile of Naphthalene. Agency for Toxic Substance and Disease Registry, US Public Health Services.
- Avfall Sverige (2007): Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2007:01, Avfall Sverige.
- Davidsson T och Holmström K (2006): Glasbruksprojektet. Sedimentundersökningar av sex glasbruksåar, Ljungbyån. Ekologgruppen i Landskrona AB, 2006-10-26.
- Elert, M, Fanger, G, Höglund, L O, Jones, C, Suer, P, Wadstein, E, Bjerre-Hansen, J och Groen, C (2006): Lakteter för riskbedömning av förorenade områden, Huvudrapport, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5535.
- Fanger G, Höglund L O, Jones C, Svensson H (2003): Undersökning och fördjupad riskbedömning av fem glasbruk i Kalmar och Kronobergs län samt förslag på generell metodik för riskbedömningar vid glasbruk. Kemakta Konsult AB reviderad 2004-05-11.
- Fanger G, Elert, M, Höglund, L O och Jones, C (2006): Lakteter för riskbedömning av förorenade områden - Underlagsrapport 3: Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5558.
- Glasbruksprojektet (2003): Historisk redogörelse för Pukeberg.
- Grandin, U (2003): Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare, Institutionen för miljöanalys, SLU, på uppdrag av Naturvårdsverket, Rev. 2003-10-03.
- Höglund L O, Fanger G och Yesilova H (2007): Slutrapport – Glasbruksprojektet 2006-2007, Länsstyrelserna i Kalmar och Kronobergs län, Kemakta Konsult AB, 2007-12-10.
- Högsby kommun (2002): Projekt Högsby-Ruda: Huvudstudie – Fördjupad miljöutredning med riskbedömning och åtgärdsförslag, Högsby kommun.
- J&W (2001): Hyttan 1, Nybro. Nybyggnad av lager mm. PM – Översiktlig miljöteknisk markundersökning. AB Jacobson & Widmark, 2001-10-15.
- Jordhälsan (1993a): Analys av 14 st jordprover. 1993-01-15.
- Jordhälsan (1993b): Analys av fyra jordprover. 1993-02-15.
- Lamke L (2007): Nybro kommuns industriarv, Industriarvsprojektet rapport nov 2007. Kalmar läns museum.
- Lamke L och Eskeröd C (2011): Kulturhistoriskt värdefull bebyggelse i Nybro stad, 2010, Byggnadsantikvarisk rapport, januari 2011. Kalmar läns museum. Remiss 2011-02-02.
- Livsmedelsverket (2006): Livsmedelsverkets livsmedelsdatabas version 2012-01-26, www.livsmedelsverket.se.
- Livsmedelsverket (2011): Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten, LIVSFS 2011:3.
- Länsstyrelsen i Kalmar län (1997): Naturvårdsplan för Kalmar län. Länsstyrelsen i Kalmar län.

Länsstyrelsen i Kronobergs län (2001): Inventering av förorenade områden vid glasbruk i Kalmar och Kronobergs län, Meddelande 2001:01.

Naturvårdsverket (2000): Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag, NV Rapport 4913.

Naturvårdsverket (2004): Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Manual efterbehandling, utgåva 4.

Naturvårdsverket (2009a): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, NV Rapport 5976.

Naturvårdsverket (2009b): Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål, NV Rapport 5978.

Scandiaconsult (1988): Nybro kommun. Undersökning av glasbruksdeponier. Del 1. 1988-10-28.

Scandiaconsult (1989): Nybro kommun. Glasbruksdeponier - Undersökningar. Del 2. 1989-11-22.

SGI (2009): Benmjöl som stabiliseringsåtgärd i förorenad glasbruksjord, Statens Geotekniska Institut, Linköping.

SGU (2008): Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten, SGU-FS 2008:2.

SGU (2010): Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, november 2010.

SGU (2011): Utdrag ur brunnsarkivet, 2011-02-03, www.sgu.se.

Silfverhielm M och Bronge Fransén Å (1998): Pukeberg Glasbruk. Igår – idag – imorgon. MSAB.

SMHI (2010): Klimat, observationer och framtidsscenarier - medelvärden för länet Kalmar län. Sammanställt 2010-12-07.

SMHI (2011): SVAR – Svenskt Vattenarkiv, www.smhi.se.

USEPA (1998): Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation, United States Environmental Protection Agency, EPA/600/R-98/125, September 1998.

VISS (2012): VattenInformationsSystem Sverige, www.viss.lst.se