

Vårt datum:
2014-02-27

Beställare:
Nacka kommun

Författare:
Elise Nyhlén, Rune Nordkvist, Sara Lydmark

Projektledare:
Elise Nyhlén

Beställare kontaktperson:
Alice Ahoniemi

Granskad av:
Rasmus Sörensen

PM: Kvarnholmen – utvärdering av bakgrundsmaterial

Bakgrund och kort sammanfattning

Geosigma har fått i uppdrag av Nacka kommun att granska de handlingar som tagits fram för stängning av bensinbergum 8 och 9 på Kvarnholmen. De handlingar som granskat redovisas i referenser. Fokus har legat på:

- framtida risk för inträngning av ångor i byggnader
- tid för grundvattennivån att uppnå jämvikt (mycket översiktligt utifrån de handlingar som erhållits)
- vad nedbrytningen i de föroreningar som lämnas kvar i sedimenten kan innebära för risk.

Vad Geosigma känner till finns det inga tidigare projekt i Sverige där bensinbergum avslutats och grundvattnet återgått till sin naturliga nivå. SGU har sanerat ca 10 bensinbergum men grundvattnet tas fortfarande omhand via självfall (hydraulisk avledning) eller genom pumpning. Det är därför svårt att hämta erfarenheter från tidigare projekt för att t.ex. förutse vad som kommer hända vid spridning av kvarvarande föroreningar från bergummet.

Inträngning av ångor

Kort sammanfattat anser Geosigma att de modeller som använts för att uppskatta inträngning av ångor inte är anpassade för att bedöma spridning av ånga i berg. För flera av de platsspecifika riktvärden som tagits fram är det dock inte inträngning av ånga som styr riktvärdet utan spridningen till ytvattnet. Halterna som tagits fram som riktvärde kan därmed ändå anses ge ett skydd för inträngning av ånga i byggnaden.

Den faktiskt uppmätta halten bensen i kulverten på Havrevägen ligger inte så långt under WHO:s gränsvärde för inandning av ånga. Utspädning mellan kulvert och inomhusluft är oviss. Osäkerhet råder i hur stor haltökningen blir vid en framtida grundvattenhöjning och vad detta kommer innebära för halt i inomhusluften. Mätningar och uppföljning av halterna på Havrevägen anses därför vara av stor vikt för att säkerställa att inomhusmiljön inte påverkas.

Grundvattennivåns jämvikt

Ett mycket förenklat räkneexempel på tid för återhämtningen av grundvattnet visar att det inte förefaller sannolikt att 10 år är en bortre gräns för hur lång tid återhämtningen tar.

Tidigare undersökningar har visat att det förekommer åtminstone en sprickzon som kan ha betydelse för utflödet av grundvattnet från berget. Detta kan innebära ett mer koncentrerat utflöde av grundvatten i den zonen.

Nedbrytning av förorening i sediment

Vid nedbrytning av föroreningar i sediment så är en transportväg spridning med metangas. Denna transportväg har inte beaktats i riskbedömningen, det finns studier som tyder på att den kan ha

betydelse för spridning av framförallt bensen. Geosigma anser därför att det kan vara befogat att ta hänsyn till metanbildning i riskbedömning och kontrollprogram.

Inträngning av ånga i byggnad

Naturvårdsverkets modell för inträngning av ånga i byggnader

Riskbedömning för inträngning av ånga i byggnad är baserad på Naturvårdsverkets modell för inträngning av ånga i byggnader. Naturvårdsverkets beräkningsmodell (NV 5976) för ångtransport till luft och in i byggnader, liksom andra liknande modeller, gäller för porösa medier, dvs. jordlager. Dominerande transportmekanism antas i dessa fall vara diffusion. Ångtransport i sprickiga medier, dvs. berggrund, kan skilja sig väsentligt från porösa medier. I typisk kristallin berggrund är enskilda sprickor eller sprickzoner helt dominerande för transport för vätske- eller gastransport; däremot kan berget utanför sprickorna (ofta kallat matrisberg, "rock matrix" på engelska) lagra och avge betydande mängder förorening genom diffusion till och från "flödande" sprickor.

Det som här är av störst betydelse för gastransport i omättade sprickor är att diffusion inte nödvändigtvis är dominerande transportprocess, den är kanske till och med helt underordnad. Det finns studier som istället pekar på att konvektiva processer har långt större betydelse för ångtransport i sprickor, kanske upp till en eller två storleksordningar större, än diffusion (t.ex. Nilson et al, 1991). Konvektiv transport uppstår i detta fall genom lufttrycksförändringar, vilka kan få stor effekt i enskilda sprickor eller rör, borrhål, etc. Det finns t.ex. förslag med passiva luftbrunnar för att påskynda naturlig självrening. Däremot är konvektiv transport av underordnad betydelse i porösa medier. Man brukar kalla detta "barometrisk pumpning", dock finns det inte mycket skrivet på svenska så uttrycket är här direkt översatt från "barometric pumping".

Hur stor effekten blir av lufttrycksvariationer är svårt att kvantifiera och beror b.la. på effektiva sprickvidder och matrisegenskaper, vilka är synnerligen svåra att kvantifiera i fält. Försök till mer kvantifiering har inte gjorts i denna granskning, men sammantaget är det sannolikt risk för att beräkningar baserade på diffusionsdrivna modeller för porösa medier inte är konservativa för ångtransport i sprickigt berg.

Det kan också noteras att modellen för effektiv diffusivitet i NV 5976 är härledd på statistiska grunder (för hur porerna fördelar sig rumsligt) för partiell vattenmättad jord och det är oklart hur detta kan översättas till att betrakta sprickigt berg som ett ekvivalent poröst medium. Modellen för effektiv diffusivitet innefattar en korrektionsfaktor som tar hänsyn till tortuositet, vilket är ett slags mått på "slingrigheten" i transportvägen, men gäller alltså för jord och inte för transport längs sprickplan. Oavsett diffusionsmodellens tillämplighet, som beskrivits ovan, så är det dock sannolikt att diffusion inte är dominerande process för ångtransport i omättat sprickigt berg.

Specifikt för beräkningarna av ångtransport i Bilaga 1 till MKB, kan följande noteras:

- Indata till beräkningar för ångtransport (Tabell 1) har inte tydligt motiverats i dokumentet. När det gäller porositet diskuteras detta något mer utförligt i 7.1.2, och man får förmoda att denna diskussion ligger till grund för valet av 0,001, vilket det större värdet från referensen Carlsson och Gustafson (1991) för kinematisk porositet. Kristallin berggrund är

definitionsmissigt inte porös, men det är vanligt inom hydrogeologin att betrakta den som ett ekvivalent poröst medium. Porositet blir då ett slags mått på tillgänglig volym per total volym berg. Man skulle exempelvis kunna "översätta" porositeten 0,001 till en spricka varje meter med ekvivalent sprickvidd av 1 mm. Detta får betraktas som ett i alla fall inte orimligt antagande om man bedömer bergrunden som sprickfattig och i avsaknad av större sprickzoner. Dock skulle ett antagande på t.ex. 0,005 ge nästan 10 ggr större effektiv diffusivitet i NV-modellen.

- Antaganden/indata för spädningsberäkningarna är inte redovisade i Bilaga 1
- Oavsett rimligheten i antagna värden, kvarstår den övergripande frågeställningen om tillämparheten av metodiken i NV 5976, som beskrivits allmänt ovan.

Sammantaget ger de beräkningar som gjorts i riskbedömningen en utspädning på 10 000 000 vilket Geosigma anser är mycket högt.

Uppmätta halter

Jämförelse görs nedan med den faktiskt uppmätta halten av bensen i kulverten på Havrevägen som var 0,00063 mg/m³ vid mätningen 2012. Med en beräkning med fördelningskonstanten, Henrys konstant, kan man räkna ut vilken halt detta motsvarar i grundvattnet. Om man sedan jämför denna halt med den högsta uppmätta halten i bäddvattnet i bergrummet vid samma tidpunkt kan man räkna på den utspädning som skulle krävas om föroreningen i kulverten kom från bäddvattnet. Siffrorna presenteras i tabellen nedan och visar på en utspädning på ca 300 ggr.

Halt bensen i kulvert	0,00063	mg/m ³
Henrys konstant, Bensen	0,16	dimensionslös
Bensenhalt grundvatten havrevägen	0,0039	mg/l
Bensenhalt i bäddvattnet	1,2	mg/l
Spädningsfaktor:	304	ggr

Spädningsfaktorn på ca 300 ggr från bergrum till inomhusluften på Havrevägen är orimligt låg och den uppmätta halten i kulverten bedöms därför troligare komma från förorening i bergssprickor utanför bergrummet.

Bedömning av utspädning

För att bedöma utspädningen av förorening in i byggnaden har Geosigma sammanställt den uppmätta halten i bäddvattnet och omvandlat den till en halt i gasfas via Henrys konstant. Den omvandlade halten jämförs med riktvärdet för inomhusluft. Vi har sedan undersökt vilken utspädning halten i bäddvattnet skulle kräva för att halten i inomhusluft ska vara under riktvärdet. Resultatet presenteras i tabellen nedan:

Tabell: Omvandling av halt i grundvatten till halt i gasfas via Henrys konstant.

		Bensen	Toulen	Etylbensen	Summa xylener	Alifat C10-C12	Alifat C12-C16	Alifat C16-C35	Aromat C8-C10	Aromat C10-C16	Aromat C16- C35	MTBE
WHO + TPHCWG	mg/m3	0,0017	0,26	0,77	0,1	1	1		0,2	0,2	0,05	3
Henrys konstant	Dimensionslös	0,16	0,19	0,27	0,17	200	160	0,01	0,43	0,027	0,01	0,024
Halt i bergrum efter sanering 1:	mg/l	0,84	1,2	0,61	1,4	0,47	0,01	0,022	0,88	0,036		0,55
Beräknad koncentration i luft 1	mg/m3	0,1344	0,228	0,1647	0,238	94	1,6	0,0002	0,3784	0,000972	0	0,0132
Utspädning 10	mg/m3	0,0134	0,0228	0,0165	0,0238	9,4	0,16	2E-05	0,0378	9,72E-05	0	0,0013
Utspädning 100	mg/m3	0,0013	0,00228	0,0016	0,00238	0,94	0,016	2E-06	0,0038	9,72E-06	0	0,0001

Resultatet visar på att det är bensen och alifater C10-C12 som kräver högst utspädning för att halten ska vara under riktvärdet. Det krävs dock endast en utspädning på 100 ggr för att halten i inomhusluften ska vara under riktvärdet.

Jonhsson Ettinger

För att bedöma utspädningen ytterligare har Geosigma tagit in data för bensen i en annan modell, Johnsson Ettinger. Johnsson Ettinger är framtaget av USEPA och tar till viss del med andra parametrar än Naturvårdsverkets modell, t.ex. tas hänsyn till konvektiv transport under husgrunden. Ångtransport längre ned i marken är dock även i denna modell beroende av diffusion som drivkraft och samma korrektion för effektiv diffusivitet som NV-modellen. Därmed har även denna modell liknande begränsningar när det gäller tillämpning på sprickigt berg.

I vårt alternativa beräkningsexempel har vi använt indata för silt för att bedöma porositet och vattenhalt. Ett antaget djup på 6 meter till grundvattnet har använts.

Resultatet visar att en halt på 1,2 mg/l bensen skulle ge en inomhusluftkoncentration på $1\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket motsvarar en utspädningsfaktor på över 100 000. Detta stöder Swecos tidigare riskbedömning att halterna över riktvärdet för bensen inte kommer att utgöra någon risk för inomhusmiljön. Det skulle krävas att halterna i grundvattnet blir mer än 30 mg/l av bensen för att halten i inomhusluften, enligt beräkningar i modellen, skulle komma över riktvärdet för inomhusluft.

Sammanvägd bedömning av inträngning av ångor i byggnader

Modellerna tyder på att uppmätta halter i bäddvatten inte kommer att innebära ett problem för framtida inomhusluft. Det finns dock osäkerheter i och med att man mätt upp en halt vid Havrevägen som endast är 3-4 ggr lägre än riktvärdet. Geosigma bedömer att det är av stor vikt att ta hänsyn till faktiska uppmätta resultat i riskbedömningen.

Geosigma bedömer att det finns en risk för att produkt finns kvar i sprickor ovanför bergrummet och att denna produkt lyfts uppåt då grundvattenytan stiger. Detta kan leda till att mer produkt förångas jämfört med idag och att halterna i inomhusluft på Havrevägen ökar. Mätningen är dock gjord i en kulvert och det sker ytterligare utspädning mellan kulverten och inomhusluften. Då det föreligger osäkerheter i vilken koncentrationsökning en grundvattenhöjning kommer att ge i grundvattnet är det ytterst viktigt att det görs kontinuerliga mätningar på inomhusluften på Havrevägen för att säkerhetsställa att inomhusmiljön inte försämras.

De nya byggnaderna byggs radonsäkert och har därmed en ytterligare en barriär mot inträngning av ångor. Efter sprängningar i berg förordas dock att man som en extra säkerhetsåtgärd gör kontrollmätningar på halter i bergsgasen i berget i några punkter där sprickor eventuellt identifieras. Detta för att se vilka faktiska halter som förekommer i berget strax under de framtida byggnaderna.

Hydrogeologi

Kommentarer rörande hydrogeologi är i första hand inriktad på frågeställningen om vilken tidshorisont som är rimlig att förvänta sig inom vilken de hydrauliska förhållanden i berget förändras efter avslutad pumpning, dvs. hur lång tid återhämtning till "naturliga" grundvattennivåer tar. Detta är av intresse inte minst för utformande av kontrollprogram. I rapportbilagan för hydrogeologi (Bilaga 2) anges 5-10 år som tidshorisont innan hydraulisk "jämnvikt" inställer sig efter avslutad pumpning. Detta intervall anges helt utan motivering. Även om det intervallet eventuellt är rimligt,

rekommenderas en bättre motivering och om möjligt mer precisering, t.ex. genom referenser eller överslagsberäkningar.

Det kan dock konstatera att det inte är enkelt att skatta återhämtningstiden, denna beror bl.a. på volymen på tunnlar och andra hålrum som skall fyllas, det omgivande bergets hydrauliska egenskaper (förmåga att leda respektive lagra vatten), grundvattenbildning, hydrauliska randvillkor, etc. Om en skattning ändå behöver göras, så kan det till en början konstateras att det mätta inflödet på 3,5 L/min kommer att vara det initiala inflödet till bergrummen då pumpningen avslutas. Allteftersom återhämtningen fortskrider kommer flödet in till bergrummen att avta, vilket också förklaras i rapporten. Totala volymen av återstående ofyllda bergrum är mycket svår att skatta från tillgängligt material, men grovt räknat ger t.ex en tunnelsträcka på 250 m med 25 m² tvärsnittsarea som skall fyllas får man 6250 m³ hålrum i berget som skall fyllas. Med ett medelflöde på ca 1 L/min (ca en tredjedel av initialflödet) fås då en uppfyllnadstid på ca 12 år enbart för ofyllda tunnlar och hålrum. Det är viktigt att framhålla att detta beräkningsexempel är mycket förenklat och baserat på mycket grovt skattade värden. Därtill kommer ytterligare tid för återhämtning i berget runt om tunnlar, vilket styrs av bergets hydrauliska egenskaper, grundvattenbildning samt inverkan av omgivande ytvatten (s.k. positiv hydraulisk gräns runt om hela holmen). För att göra bättre bedömningar skulle det behövas säkrare uppgifter på ofylld tunnelvolym och mer ingående analys av grundvattensystemet med hänsyn till vattenförande zoner och inverkan av hydrauliska gränser.

Det är inte möjligt att dra några långtgående slutsatser av räkneexemplet ovan, förutom att det inte förefaller sannolikt att man säkert kan säga att 10 år är en borte gräns för hur lång tid återhämtningen tar.

Hydrogeologiavsnittet har inte detaljgranskats. En allmän observation är dock att vid kartering av en av tillfartsorterna påträffades en sprickzon där inläckaget uppskattades till ca 3 L/min. Samtidigt gjordes en mätning av det totala inläckaget till bergrummen av i genomsnitt 3,5 L/min, vilket skulle innebära att den allra största delen av inläckaget kommer från den observerade sprickzonen. Detta är i och för sig inget ovanligt för kristallin berggrund, men observationen i tillfartstunneln har det inte tagits hänsyn till i någon större utsträckning i hydrogeologiska bedömningar i övrigt, där bergmassa istället har betraktas som homogen. Denna sprickzon och eventuellt andra som inte har hittats bör ha stor inverkan både på tolkningar av bergets egenskaper, bedömningar/prognoser.

Ytterligare detaljer kommenteras:

- Ofullständig hänvisning till Lei för skattning av K. Är det Goodmans ekvation som använts (som ges i början av artikeln) eller är Lei's variant? Vilka antaganden görs? Resonemang saknas om skattningen av inverkan från närliggande positiva hydrauliska gränser (vattenvolymen runt holmen).
- Beräkningen av påverkansområde på sidan 8 ser ut att vara felräknad med faktor 10. Det kommenteras att den är orimligt stor. Detta påverkar dock inte helhetsproblematiken nämnvärt, även om tolkningar görs i andra stycket på sid 8.
- Knapphändiga uppgifter om borrhålen (borrdjup, jorddjup, etc). Eventuellt finns detta i annat dokument som Geosigma inte har tagit del av.

Nedbrytning av ämnen i sediment

Förhöjda halter av alifater i vattnet i bergrummet förklaras i MKB:n som en effekt av biologisk nedbrytning. Det anges att både aromater och alifater bryts ned till kortare alifater (>C5). Denna nedbrytning anser Geosigma inte är den dominerande när det gäller nedbrytning av alifater och aromater. Studerar man nedbrytningsvägar för aromater och alifater ser man att de omvandlas till oxiderade ämnen som inte bör detekteras i alifatanalysen. En ökad halt av lättare alifater kan därför istället bero på att alifaterna frisatts från antingen sedimenten eller från inläckande vatten från berget.

När det finns syre i en miljö kontaminerad med kolväten, använder bakterier sig av enzymer kallade monooxygenaser och dioxygenaser för att inleda nedbrytningen. Dessa enzymer gör att syreatomer sätts in i kolväta, vilket gör den nybildade föreningen mer vattenlöslig i form av till exempel organiska syror eller alkoholer. Det innebär också att den lättare bryts ned vidare inne i cellen och av andra bakterier.

I syrefria miljöer påbörjas nedbrytningen av petroleumkolväten på andra sätt. Ett sätt som dominerar både när det gäller alifater, TEX och PAH:er är att fumarat, ett vanligt ämne i de flesta bakterier, en så kallad central metabolit, fogas in i kolväta och via den vägen omvandlar kolväta till en organisk syra.

Det anges att det råder syrefria förhållanden i sedimentet. Även i undersökningar i SGU:s avvecklade bergrum har det visats att det råder syrefria förhållanden långt nere i bäddvattnet (Blom m fl. 2013). Vid syrefria förhållanden domineras nedbrytningen av alifater och TEX av fumarat-addering och vidare nedbrytning inne i cellen till restprodukten koldioxid (Rojo, 2009; Weelink m fl. 2010).

När det gäller bensen bildas fenoler som nedbrytningsprodukter i syrefattiga miljöer (Yerushalmi m fl. 2001). I bergrummets sediment finns som mest ca 7,5 g/kg TS bensen rapporterat i ett prov. Denna miljö tillåter förmodligen relativt långsam nedbrytning. Fenolerna i sin tur bryts också ned av bakterier.

Nedbrytningsprodukterna från PAH:er är så kallade oxy-PAH:er. Dessa är betydligt mer vattenlösliga än PAH:er.

Biologiska processer som kan påverka rörligheten av kolväten från sedimenten

Kolväten är fettlösliga, vilket gör de svårtillgängliga i vattenfasen. Det finns vägar för bakterier att komma förbi detta problem. Ett sätt är att utsöndra biosurfaktanter. Biosurfaktanter kan bilda emulsioner med kolväten och ökar därmed deras löslighet i vattenfasen. Från undersökningar i SGU:s avvecklade bergrum tyder resultaten på att syrefri nedbrytning producerar karboxylsyror som fungerar som emulsionsmedel och på så sätt ökar lösligheten av petroleumprodukter i vatten (Blom et al. 2013)

Sulfid (från syrefri nedbrytning med sulfat) är angett som en potentiell gas som skulle kunna påverka ångor i byggnader. Spridningsrisken för sulfid är utredd av Sweco och anses mycket liten, resultatet redovisas i PM 2012 (Spridningsrisk för svavelväte). En annan gas att ta hänsyn är metan. Metan

bildas vid nedbrytning av kolväten under syrefria förhållanden i sedimentet och kan genom att bilda gasbubblor föra med sig föroreningar till vattenfasen och till den omättade zonen (Naturvårdsverket, 2003). Det finns till studier som visar att bensen kan transporteras med metan (Keerfoot m fl. 2009). Geosigma anser därför att det kan vara befogat att ta hänsyn till metanbildning i riskbedömning och kontrollprogram.

Referenser

Blom m fl. 2013. Analys av mikrobiella parametrar, petroleumkolväten samt nedbrytningsprodukter i tre bergrumsanläggningar, Otterbäcken, Asphyttan och Skattkärr. SGU.

Keerfoot m fl. 2009. Natural Gas as the Source of Benzene in Groundwater. Environmental Forensics. 10:60.

Naturvårdsverket. 2003. Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning. Rapport 5254. December 2003.

Nilson, R.H., E.W. Peterson, K.H. Lie, N.R. Burkard, and J.R. Hearst. 1991. Atmospheric pumping: a mechanism causing vertical transport of contaminated gases through fractured permeable media, *J.Geophys. Res.*, 96(B13):21933–21948.

Rojo F. 2009. Degradation of alkanes by bacteria – minireview. Environmental Microbiology. 11:2477.

Yerushalmi m fl. 2001. Detection of intermediate metabolites of benzene biodegradation under microaerophilic conditions. Biodegradation. 12:379.

Weelink m fl. 2010. Degradation of BTEX by anaerobic bacteria: physiology and application. Reviews in Environmental Science and Biotechnology. 9:359.

Granskade handlingar:

Sweco, 2012; Miljökonsekvensbeskrivning för avslutande av bergrum 8 och 9 på Kvarnholmen, Nacka kommun

Sweco, 2012; Teknisk beskrivning för avslutande av bergrum 8 och 9 på Kvarnholmen, Nacka kommun

Golder, 2011; Kvarnholmen – Bergschakt för väg ovanför befintliga oljecisterner.

Golder, 2011; Kvarnholmen – Bergschakt för och igenfyllning av befintliga bergrum.

Ramböll, 2010; Oljecisterner Kvarnholmen. PM Miljö.

SGU, 2011; Yttrande om bergrum.