

Nätverket Renare Mark

Medarrangörer



SGU
Sveriges Geologiska Undersökning

Program

Nätverket Renare Mark

Höstmöte 2004

Åtgärder - Vägar till Renare Mark

26-27 Oktober i Linköping - Konsert & Kongress

Arrangörsgruppen stöds av följande organisationer



LÄNSSTYRELSEN
ÖSTERGÖTLAND

Scantec Lab

Tisdagen 26 Oktober

9:30 Registrering och kaffe

10:30 Nätverkets ordförande Lisa Ledskog hälsar välkommen

10:35 Inledningstal av Birgitta Boström, Generaldirektör, SGI.

A. Frågan om förorenad mark -från industrins perspektiv

Moderator Anna Nilsson, *AI*G Europe

10:50: A1 - Om kemptvättar och industrianläggningar i Ungern och på olika håll i världen. Arne Pontenius, Elektrolux.

11:20: A2 - Erfarenheter av efterbehandling inom oljebranschen, Hans Hägglund, Preem.

11:50: A3 - Åtgärder vid Skoghallsverken, Karlstad. Ingvar Eriksson, Stora Enso.

12:20. Lunch

B. Erfarenheter - vad fungerar, hur fungerar det och vad fungerar inte? Moderator Ola Lindstrand, Ramböll

Kolväten In-situ och Ex-situ.

13:20: B1 - SPIMFABs erfarenheter av saneringsteknik, Rolf Randborg, SPIMFAB.

13:50: B2 - Erfarenheter från genomförda In-situ projekt, Klas Arnerdal, MB Envirotech och Henrik Ekman, Däldehög.

14:25: B3 - Injection of Fentons Reagent In-Situ - a case study. Redovisning av ett pilotförsök i Sverige. Lars Chr. Larsen, Hedeselskabet (DK), Henrik Ekman, Däldehög.

14:50-15:50 Kaffe och utställning

15:50: B4 - In-Situ avdrivning av klorerade lösningsmedel vid Hagforstvädden. Jan Nilsen, Sweco-VIAK.

16:15: B5 - Geooxidation en fungerande teknik för nedbrytning av kolväten, Ingrid Atteryd, Lars Kristiansen, RGS90.

Metaller

16:40: B6 - Förvarets erfarenheter av jordtvätt. Hans Österling, Försvaret.

17:05: B7 - Jordtvätt vid Sakabs anläggning i Kumla. Tomas von Kronhelm, Sydkraft-SAKAB.

17:30 Diskussion. Vad fungerar, vad fungerar inte?

19:30 Gemensam middag, underhållning, dans

Onsdag 27 Oktober

C. Kvittblivningsproblemet - Hur kan vi återanvända renade massor? Moderator Helena Helgesson, SGI

08:15: C1 - Problemet med kvittblivning av renade massor. Peter Nordlinder, Ekotec.

08:35: C2 - Återanvändning av renade massor ur ett länsstyrelseperspektiv. Mikael Stark, Jönköping län, Naturvårdsverket.

08:55: C3 - Systemet i våra grannländer, och liknande restprodukters användning i Sverige, exemplet askor. David Bendz, SGI.

09:20 Kaffe och utställning

Onsdag 27 Oktober *fortsättning*

D. Åtgärder - nya verifierade metoder (Remediation actions - new and verified technologies). Moderator Bertil Grundfeld, Kemakta AB.

Passet hålls på engelska.

10:05: D1 - Monitored Natural Attenuation, (Naturlig Självrening), Bo Lind och Lennart Larsson, SGI samt Anja Sinke, TNO-MEP, Nederländerna.

11:05: D2 - Permeable reactive barriers in the UK, Trials and Tribulations from the Trenches - practical aspect of actual installations, good and not so good. (Praktiska erfarenheter av permeabla reaktiva barriärer i Storbritannien) Keith Dickson, Queens University, Belfast, UK.

11:35: D3- Phytostabilisation - a new technology for inertification of metall contaminated soil on- or off site. (Fytostabilisering - ny metod för inertgöring av metallförorenad jord på platsen, on-site eller på deponi). Jurate Kumpiene , Luleå Tekniska Universitet - MCN.

12:05 Lunch

13:00 Nyhetspasset - Nyheter i korthet från branschen.
Moderatorer Ebba Wadstein, Geo Innova AB och Elke Myrhede, SGI

E. Hur väljer vi lämpligaste åtgärd? Moderator Andy Petsonk, WSP Sverige

13:45: E1 - Ny vägledning för åtgärds mål och åtgärdskrav. Kjell Färnkvist, Naturvårdsverket.

forsättning. Val av åtgärd

14:10: E2- Metodik för utredning av åtgärdsalternativ baserat på miljöeffekter, osäkerheter och kostnader. Jenny Norrman, SGI.

14:30: E3 - Val av åtgärder och upphandling av entreprenörer i BT Kemi projektet. Lars Bevmo, Sweco-VIAK.

14:50 Diskussion debatt

Val av åtgärds mål och metod.

Var vill vi nå och vad är det värt?

15:30 Avslutning Kaffe

Arrangörsgruppen för Höstmötet 2004 består av

Thomas Liljedahl	MCN, Umeå Universitet	Koordinator
Karin Axelström	SGI	Programansvarig
Ebba Wadstein	SGI	Nyhetspassansvarig
Jan-Erik Lindström	MB Envirotech	
Anneli Liljemark	Sweco-viak	
Ola Sundin	Länsstyrelsen Östergötland	
Lennart Andersson	Scantec lab	Utställningsgeneral
Kerstin Emsing	Umeå Congress	Arrangörsansvarig

Inför Renare Marks höstmöte

Preem Petroleum AB

Hans Hägglund

Preem Petroleum AB, kort presentation av bolagets verksamhet och storlek. Avslutas med Preems bolagshistoria för att förstå komplexiteten i alla dessa bolag/delar av bolag som nu är Preem.

Historiken ger övergången till kontaminerade områden inom Preem och pågående saneringsprojekt. Hur Preem arbetar med frågorna och vilka involverar Preem i arbetet och hanteringen.

Vi har genomfört markundersökningar på de flesta av våra depåer och båda raffinaderierna. På bensinstationerna och dieselanläggningarna utförs detta vid köp/sälj förfarande och vid konstaterade föroreningar.

Vi försöker när krav från tillsynsmyndighet kommer att gemensamt med samtliga aktörer inom en oljehamn sammanställa ev mark- och grundvattenföroreningar i ett dokument.

När har föroreningarna uppkommit? Hur stor är spridningsrisken?

Vad är risk för människors hälsa och miljö?

Vad är en miljö- och kostnadseffektiv hantering? Kan dessa gå hand i hand?

Vad har vi för erfarenheter av myndigheter, entreprenörer och miljökonsultbolag. Bra och dåliga erfarenheter.

Vad skulle kunna effektivisera arbetet.

Åtgärder vid Skoghallsverken

Ingvar Eriksson, Stora Enso

Vid klorfabriken I Skoghall har klor och natronlut tillverkats sedan 1918. Fram till 1977 skedde all produktion med den kvicksilverbaserade amalgammetoden. Övergång till den kvicksilverfria membranmetoden har skett etappvis. 1989 togs de sista kvicksilvercellerna ur drift och processutrustning och rörledningar har tagits bort.

Den tidigare tillverkningen gav upphov till utsläpp av kvicksilver till luft, mark och vatten. Kvicksilver i gasfas avgick med vätgasen från elektrolyscellerna och har bl.a. kontaminerat cellsalsbyggnaden. Kvicksilver gick ut med processvatten och slam. Fram till 1972 släpptes processvattnet orenat ut i Vänern. Därefter har vattnet behandlats i ett reningsverk och släppts ut via den invallning, som byggdes i inre delen av Anholmsviken när hamnområdet muddrades.

Hantering av kvicksilver har också omfattat återvinning genom destillation, vilket förorenat vissa markpartier.

Saneringsarbetet omfattar fyra huvudmoment:

1. Rivning av den gamla cellsalsbyggnaden, ca 6000 m³
2. Bortgrävning av kontaminerad jord, ca 8000 m³
3. Deponering av kontaminerat material, totalt ca 16 000 m³
4. Isolering av förorenade sediment i Anholmsviken, area ca 60 000 m²

I deponeringen ingår förutom rivningsavfall och kontaminerad jord även sulfidslam från vattenreningen och lagrat avfall från utrensning av processutrustningen.

SPIMFABs erfarenheter av saneringsteknik

Rolf Randborg, SPIMFAB

Oljebolagen i Sverige har sedan några år tillbaka gått samman i ett gigantiskt projekt som avser att inventera, undersöka och sanera gamla nedlagda bensinstationer.

SPIMFAB bildades 1997 och har sedan dess utfört ca 1700 markundersökningar och ca 550 saneringar till en kostnad av 526 miljoner SEK.

Markundersökningarna genomförs av ett stort antal konsultföretag som även handhar utförandefasen för de projekt som behöver åtgärdas, vilket är ca 40 % av de genomförda undersökningarna.

Den vanligast förekommande åtgärden är att man gräver bort den förorenade jorden, ersätter den med ren jord och att man filtrerar det grundvatten som är påverkat i samband med detta.

In-situ metoder i form av vacuumextraktion och bakterietillförsel har genomförts i begränsad omfattning, ca 50 projekt och med varierande resultat. Svårigheten är att få grepp om de faktiska omständigheterna i varje enskilt projekt.

SPIMFAB har även ställt två av sina projekt till förfogande för SGI:s forskningsprojekt om Naturlig självrening som genomfördes 2001-2003, med syfte att kartlägga om de naturliga självreningprocesserna är verksamma i svenska jordar samt anpassa metodiken för NS-undersökning till svenska förhållanden.

Forskningsprojektet resulterade i fyra rapporter; en för respektive pilotprojekt, en vägledning och en slutrapport, som återfinns på SGI:s hemsida www.swedgeo.se som Varia 541-1 till 541-4.

Abstract

Klas Arnerdal
MB Envirotech AB (publ)

Titel:**Vad fungerar och vad fungerar inte -En tillbakablick efter 300 avslutade projekt**

MB Envirotech har sedan mitten av 70-talet utfört marksaneringar. För att ge våra kunder fler alternativ har MB Envirotech utarbetat flera in-situ metoder vilka under 10 års tid använts för saneringar av förorenade områden. Under de första tre åren genomfördes ett in-situ projekt per år i Sverige, därefter har antalet projekt ökat. MB Envirotech har genomfört in-situ saneringar i Sverige, Finland, Danmark, England och Norge.

MB Envirotech har påbörjat 118 in-situ saneringar, av dessa har 100 avslutats. 15 projekt har genomförts där in-situ och ex-situ tekniker kombinerats för att klara uppsatta saneringsmål. Mängden massor som behandlats ex-situ har varit mellan 5 och 40% av total saneringsvolym. Schaktning har utförts både före och efter utförd in-situ behandlingen. I 4 projekt har mindre mängder förorening över uppsatt saneringsmål lämnats efter en riskbedömning, då resultatet i övrigt var tillfredsställande. Av 100 avslutade projekt har 21 avslutats senare än planerat.

In-situ projekten kan jämföras med de 54 schaktsaneringar som MB Envirotech genomfört där den planerade volymen överstigit 100 m³. Schaktsaneringarna har varit projekterade till mellan 100 och 1000 m³. Den verkligt utförda volymen har i 32 av projekten ökat till mellan 120 och 2500 m³. Volymökningen i de enskilda projekten har varit mellan 20 och 500 %.

MB Envirotech har i in-situ projekt sanerat föroreningar av olika typer, huvuddelen av projekten har rört petroleum och oljeföroreningar. Saneringstiden varierar beroende på en rad olika faktorer som ursprunglig mängd förorening, saneringsmål, jordtyp, föroreningstyp, etc. Nedan följer MB Envirotech's behandlingstider vid in-situ sanering av olika föroreningar i mark och vatten.

1. Petroleumförorening (bensin): Saneringstid MBE 3-30 mån
2. Oljeförorening (diesel, eldningsolja): Saneringstid MBE 6-24 mån
3. Lösningemedel (BTEX): Saneringstid MBE 1-2 år
4. Lösningemedel (klorerade): Saneringstid MBE 1-2 år
5. Vattenrening (MTBE): Saneringstid MBE >1 år
6. Vattenrening (övriga kolväten): Saneringstid MBE 0,5-4 år

Erfarenheter från genomförda in situ-projekt

Henrik Ekman, civ.ing.
Däldehög AB
Box 8704
Södra Hildedalsg. 9
S 402 75 Göteborg
031- 50 07 50
henrik.ekman@daldehog.se

Inledning

Däldehög utför sanering av förorenad jord och grundvatten, såväl med traditionell uppgrävning / uppumpning och rening som med in situ-metoder. In situ-saneringar utför vi i samarbete med Hedeselskabet från Danmark sedan år 2000.

Erfarenheter från Danmark

Hedeselskabet har varit aktiva inom utveckling av in situ-metoder sedan början på 1990-talet. Ett 60-tal saneringsprojekt har utförts i Danmark med olika tillämpningar. De mest använda metoderna har varit *vakuumentilation*, *bioventilation*, *bio sparging*, *air sparging* och *bio slurping*. På senare år har även nyare metoder som *ånginjektion*, *syreinjektion*, *kemisk oxidation med väteperoxid/ozon* och *phyto-sanering* utvecklats och testats i fullskala.

Erfarenheter från Sverige

Däldehög har genomfört 7 fullskaleprojekt som alla har avslutats och godkänts av kunden och kommunens miljökontor, samt ett antal pilotförsök med olika metoder. För närvarande pågår en större saneringsentreprenad med *bio slurping* i Sundsvalls oljehamn.

Grundläggande problem

Efter en utförd översiktlig markundersökning kvarstår vanligtvis stora osäkerheter om föroreningen och markens beskaffenhet. Den brist på kunskap och erfarenhet av in situ-åtgärder som svenska beställare, konsulter och myndigheter generellt besitter, ökar osäkerheterna under upphandling och genomförande. Det saknas ännu vedertagna normer för hur man upphandlar och kontrollerar entreprenaderna.

Ofta används de generella förslagen till riktvärden som åtgärds mål utan att man tar fram platsspecifika riktvärden som fokuserar på de risker som den aktuella föroreningen utgör. Ibland ställs därför ”onödigt” höga krav på sanering av ämnen som kan vara svårsanerade men inte utgör någon allvarlig miljörisk på platsen.

Rekommendationer

För att minimera risken för stora avvikelser som skapar tvister och/eller misslyckade åtgärder, vill vi ge följande rekommendationer.

- Varje projekt i dessa sammanhang är unikt och metodval, utrustning och utförande måste objektsanpassas. Det finns (tyvärr) inga patentlösningar som fungerar överallt. Det viktigaste vid val av metod är att man har en grundläggande förståelse för de mekanismer som styr möjligheten att förflytta föroreningen eller bryta ned den. Det finns många fallgropar att hamna i om man saknar denna kunskap. För rening av den förorening som tas upp ur marken finns flera väl beprövade reningstekniker för både gas och vätska, så här är osäkerheterna mindre
- Det krävs en detaljerad markundersökning som underlag för val av lämplig metod och bedömning av möjligheterna att genomföra en in situ-sanering. Därefter bör ett test utföras som fastställer de parametrar som krävs för att kunna dimensionera en behandlingsanläggning. Det är viktigt att testet görs i en jordvolym som speglar förhållandena i hela det förorenade området med avseende på föroreningssituation och geologi. Annars riskerar man att feldimensionera anläggningen, vilket leder till att åtgärden inte når önskat resultat överallt.
- Vid upphandlingen bör det finnas en tydlig överenskommelse om hur man ekonomiskt reglerar ändringar som uppkommer under utförandet.

- Det är mycket viktigt att de parter som deltar i utförandet – entreprenör, beställare, konsult och myndigheter – har ett ömsesidigt förtroende för varandra och är inställda på att lösa problemen som uppkommer tillsammans. För en entreprenör innebär det en stor utmaning att skapa och upprätthålla detta förtroende.
- Många gånger krävs det att man använder flera metoder i olika skeden av saneringen. Som exempel kan fri fas på grundvattenytan avlägsnas med en metod (t ex bio slurping), flyktiga ämnen i den omättade zonen med en annan metod (t ex vakuumventilation) och lösliga ämnen i den mättade zonen med en tredje metod (t ex biologisk eller kemisk nedbrytning). I vissa fall kan uppgrävning krävas i ett delområde med mindre lämpliga förutsättningar.

Slutsatser

De generella slutsatser som vi dragit är att förutsättningarna för att lyckas med en in situ-sanering ökar väsentligt om följande, avgörande faktorer är uppfyllda:

- Föroreningen skall vara väl kartlagd när det gäller horisontell och vertikal avgränsning, sammansättning, halter, löslighet, flyktighet, biotillgänglighet och nedbrytbarhet.
- Geologin och hydrogeologin skall vara väl beskriven när det gäller material, homogenitet, permeabilitet samt grundvattenförhållanden och årstidsvariationer.
- Ett test ska vara utfört innan behandlingen påbörjas, som resulterar i att relevanta parametrar fastställs. Testet bör utföras i ett representativt delområde inom det förorenade området.
- Åtgärdskraven skall vara tydligt definierade och förankrade hos tillsynsmyndigheten.

In situ –sanering kan således många gånger vara ett förnuftigt alternativ till uppgrävning om man säkerställer ovanstående faktorer.

Injection of Fentons Reagent In-Situ Case study

Lars Chr. Larsen, M.Sc., geologist
DDH consulting A/S
Ringstedvej 20
DK 4000 Roskilde
+45 46 30 03 59 – mailto:lcl@Hedeselskabet.dk

Henrik Ekman
Däldehog AB
Box 8704
Södra Hildedalsg. 9
S 402 75 Göteborg
+46 31 51 62 45 – mailto: henrik.ekman@daldehog.se

Introduction

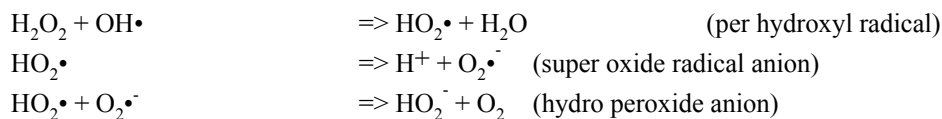
The oxidant, known as Fenton's reagent, destroys a variety of organic compounds found in industrial wastes and generates innocuous by products — water, oxygen and carbon dioxide

H.J.H. Fenton discovered the reaction in 1894. But its usefulness as an oxidizing agent that destroys toxic chemicals was not fully recognized until the 1930s. Today, Fenton's chemistry is applied to wastewaters, sludges and contaminated soils.

The remediation principle is based on chemical oxidation. The oxidizing agents are hydroxyl radicals (OH•), created from hydrogen peroxide in the presences of ferro ions (iron sulphate). Hydroxyl radicals are between 10⁶ and 10⁹ times stronger oxidizers than oxygen or ozone.

Fenton's reaction will readily oxidize unsaturated aliphatic compounds such as PCE and TCE and aromatics such as BTEX, phenols and PAH, but is less for oxidation of saturated Aliphatic HC such as chloroforme, carbon tetrachloride and for chlorinated pesticides and PCB.

Traditional Fenton's reaction is most efficient in the range pH 2-4. Modification of Fenton's reaction with increased peroxide concentration and addition of chelating agents such as citric acid or sodium citrate, increase the oxidizing efficiency, the pH tolerance and the reaction time and produce more stable radicals.



The co-existing oxidation-reduction reactions and the increased reaction time associated with the modified Fenton's process promote enhanced desorption and degradation of recalcitrant compounds. These include compounds such as carbon tetrachloride and chloroform, which were previously considered untreatable by Fenton's chemistry.

Purpose

DDH consulting A/S has undertaken several full-scale chemical oxidation remediation projects as well as large-scale pilot tests.

This is a description of a field tests conducted at a site heavily polluted with petroleum products near Söderhamn, Sweden.

The purpose of the project was to test the applicability of Fenton's reagent injection in Swedish soils.

The project is conducted in cooperation between Däldehog AB as contractor and DDH-consulting A/S (Denmark), with GEO (Denmark) as drilling contractor.

Statens Geotekniska Institut, Göteborg (Peter Starzec and Lennart Larsson) has been part of the project, compiling all the chemical data and performing the statistical analysis.

Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF) has partly financed the project.

Site consultant for the property owner is URS Nordic AB, Stockholm.

This site was chosen for the testing due to:

- A suitable geology – fairly high permeable sands and no carbonates,
- The ability to extract gases above the groundwater
- An intense, well mapped pollution with petroleum products in a fairly confined area
- Low risk for people and environment by hazardous accidents

Field Methods

The test site had an approximate area of 50m² and the injection depth range was 1.5- 5.0 m below grade, where the heaviest pollution was observed. The total volume treated was hence about 175 m³.

Prior to the injection 8 vacuum extraction wells were established in and around the test area in order to extract the gas created by the decomposition of hydrogen peroxide and any volatilized hydrocarbons. During the injection a total of 200-300 m³ gas/h were extracted from the unsaturated zone.

A total of 4 soil contamination reference boreholes were drilled within the test area, soil samples were analysed from every well at specific depths: 1.0-1.5 m and 1.5-2.0 m.

Screens were established in the soil reference boreholes and used as groundwater monitoring wells.

The injection of Fenton's reagent took place as a push/pull technique, where the ferro sulphate solution was injected through a hollow steel rod while it was hammered down through the soil column to the desired depth, see figure 1. While retracting the rod the hydrogen peroxide solution was injected through the same soil column.

A total of five injections were carried out, each taking about 1.5 hours to establish.



Figure 1: Injection equipment during injection

In table 1 the main data for each injection is listed

Table 1: Injection of Fenton Reagent

Injection point	Fe ₂ SO ₄ conc.	Injected Fe ₂ SO ₄	H ₂ O ₂ conc.	Injected H ₂ O ₂	Depth interval m u.t.	Date
I1	15 %	1,8 m ³	7 %	4 m ³	1,0 – 3,5	5. dec. 03
I2 *	15 %	2,5 m ³	15 %	5,5 m ³	1,0 – 4,0	7. dec. 03
I3	15 %	2,5 m ³	6 %	7,4 m ³	1,0 – 5,0	7. dec. 03
I4	15 %	2,5 m ³	10 %	5,5 m ³	1,0 – 4,0	7. dec. 03
I5	15 %	2,5 m ³	10 %	5,5 m ³	1,0 – 4,0	8. dec. 03

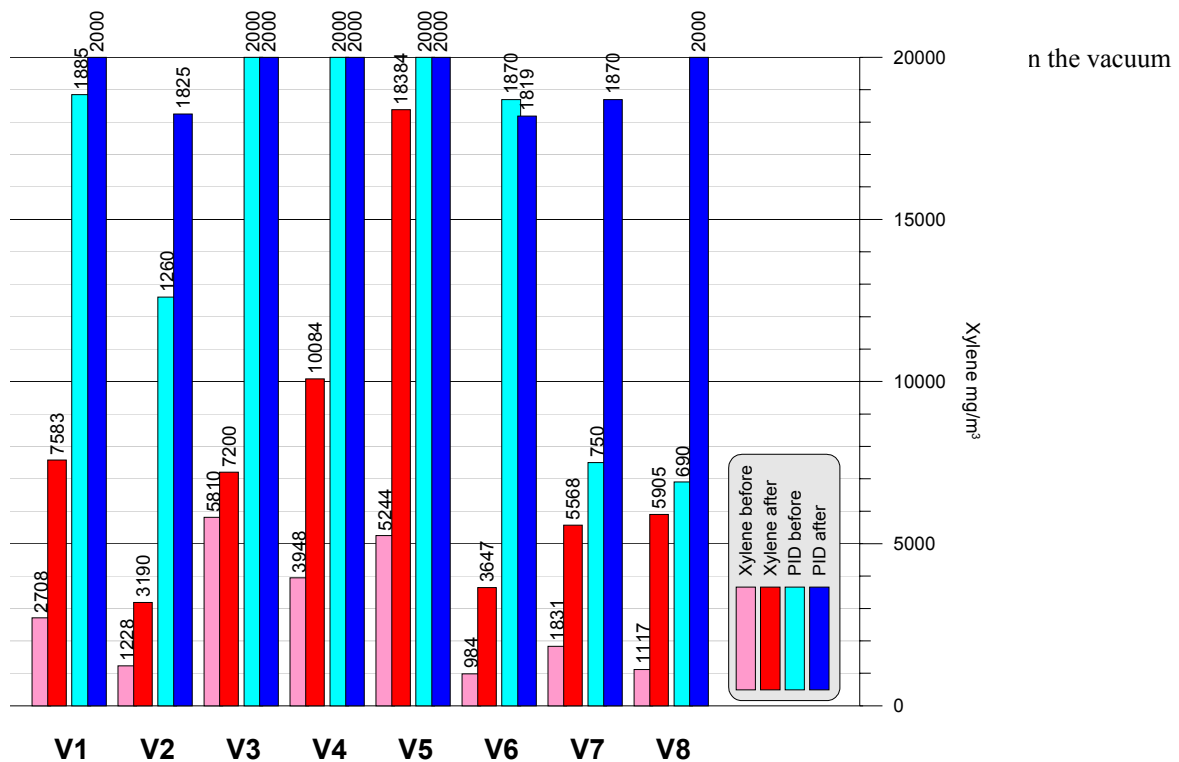


Figure 3: Xylene conc. and PID in pore gas before and after injection.

Results

The results gathered throughout project has been compiled and analysed by Peter Starzec and Lennart Larsson from Statens Geotekniska Institut, Göteborg.

Table 2 shows the results of analysis of water samples in the test area.

Table 2: Summary of groundwater analysis from monitoring wells

Sample point		V5	V5	V6	V6	V7	V7	V8	V8
Before/after test		before	after	before	after	before	after	before	after
Aliphatic HC >C5-C8	µg/l	90	<10	54	34	150	95	71	11
Aliphatic HC >C8-C10	µg/l	200	65	75	50	320	750	140	460
Aliphatic HC >C10-C12	µg/l	87	29	130	33	68	270	42	270
Aliphatic HC >C12-C16	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Aliphatic HC >C5-C16	µg/l	380	94	260	120	540	1100	250	740
Aliphatic HC >C16-C35	µg/l	<50	<50	95	<50	59	<50	62	<50
Aromatic HC >C8-C10	µg/l	3200	1700	2400	2000	2500	2000	2800	1400
Aromatic HC >C10-C35	µg/l	20	20	4,8	3,9	4,5	2,9	1,9	1,1
Benzene	µg/l	1,8	0,26	0,66	0,94	2,2	4,3	0,55	0,91
Toluene	µg/l	104	17	53	63	91	130	32	26
Ethyl benzene	µg/l	5600	1700	1800	1800	8800	8500	5900	2700
Sum xylenes	µg/l	21000	8400	10000	10400	22000	21200	18000	9400
Sum TEX	µg/l	27000	10117	12000	12263	31000	29700	24000	12126
Naphtalene	µg/l	30	25	9,2	11	12	9,4	14	8,8
Phenoles	µg/l	0,0068	0,56	<0,010	0,20	0,035	0,17	0,023	0,29
Cr ⁶⁺	mg/l	0,01	<0,40	<0,01	0,05	<0,01	0,05	<0,01	0,06

It can be seen from table 2 that the concentrations of some hydrocarbons have increased during the test, however the total concentration of hydrocarbons in the test area has decreased about 31%.

The concentrations of phenols and hexavalent chromium have increased. However this is from concentration near or below detektion limits to very low concentrations.

Samples taken from the same wells one month after the test generally show further decrease in hydrocarbon concentrations.

Figure 4 shows the results of analysis of soil samples from well V5/V6 for specific hydrocarbons.

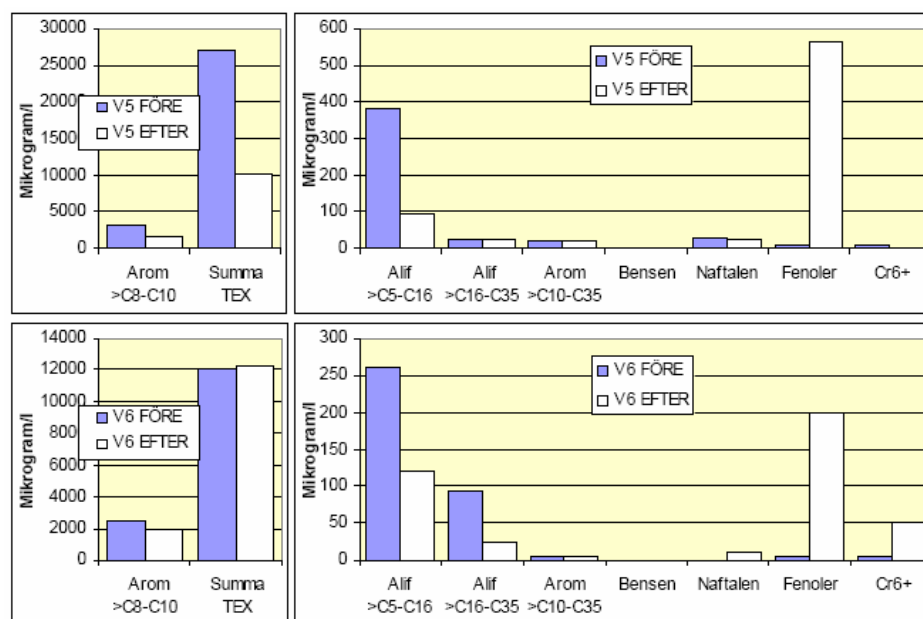


Figure 4: Concentrations of specific hydrocarbons and Cr6+ in soil samples in wells V5 and V6 before and after the injection

As can be seen from figure 4, there is a significant decrease in hydrocarbon

concentrations in the soil. If all samples are included there is a significant decrease of 26% of hydrocarbons.

The wells V5 and V6 are situated close to injection point 3, where citric acid was added as a chelating agent. Increased reaction time and increased heat production was observed during injection.

As most of the hydrocarbon mass is allocated as residual free phase, the soil concentrations best reflect the effect of the treatment.

Conclusion

The following practical conclusions can be drawn from the injection test:

- There were no problems using the push/pull injection technique. An injection rate of 5 m³/h could be maintained throughout the injection.
- The rise of the groundwater table during injection due to the creation of gas bubbles caused problems with the extraction of gases in the thin unsaturated zone.
- Temperatures of up to 39°C were observed in the extracted gas during the injection, indicating a vivid reaction in the subsurface.
- Temperatures of up to 44°C were observed in the groundwater immediately after the test

The following conclusions can be drawn from the analysis of soil and water samples:

- Significant reduction (approx. 31%) of dissolved hydrocarbon concentrations in groundwater in the test area right after the test.
- A further reduction (totally 48%) was observed a month after the injection.
- Significant increase in conc. of phenols (16x) and Cr⁶⁺ (10x) dissolved in groundwater in the test area right after the test. The increase of phenols was reduced to 7.5x after a month.
- Slight increase of phenols (1.2x) downstream the test area.
- Significant reduction of hydrocarbon concentration (26%) in soil samples after the injection.
- Addition of citric acid increased the reaction time and the heat produced during the injection. The results from nearby monitoring wells show a more efficient decomposition of hydrocarbons, where citric acid was added.

Acknowledgements

URS Nordic AB in Stockholm - consultant for the property owner - has been very cooperative in this project and has supplied a suitable test area.

References

Carberry, J. (1994). Enhancement of bioremediation by partial preoxidation. Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils. T. Wise D., D. (eds.): 543-598.

Davis, J. (1986). Statistics and Data Analysis in Geology. New York, John Wiley & Sons.

Denham, M et al. (2000): "Effects of Fenton's Reagent on Aquifer Geochemistry and Microbiology at the A/M Area, Savannah River Site". Westinghouse Savannah River Company - Technical Report - 99-00428

Ekstrøm, C., K. Andersen and L. Larsen. (2004). Injektion af Fenton Reagens og vacuumventilation. Feltrapport. Sag nr.: 364-03-185. DDH Consulting A/S.

Kunai, A., S. Hata, S. Ito and K. Sasaki (1986). "The role of oxygen in the hydroxylation reaction of benzene with Fenton's reagent. Oxygen 18 tracer study." J. Am. Chem. Soc. **108**: 6012-6016.

Larsen, L.C (2001): "Fuldskalaforsøg med injektion af hydrogenperoxid", ATV MØDE Vintermøde om grundvandsforurening, Vingstedcenteret 6.-7. marts 2001, DDH consulting A/S.

Naturvårdsverket. (1996). Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638. Stockholm.

Ranås, J. and R. Hellström (2002). Sanering av förorenad jord med Fentons reagens. Examensarbete. Inst. kemiteknik. Göteborg, Chalmers Lindholmen.

Tarr, M.A. Lindsey, M.E. Lu, J Xu, G.(2000): "Fenton Oxidation: Bringing Pollutants and Hydroxyl Radicals Together". In Wickramanayake, G.B. Gavaskar, A.R Chen, A.S.C (Ed.): Chemical Oxidation and Reactive Barriers, Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Vol. C2-6, pp181-186, Batelle Press

Yin, Yujun Allen, Herbert E. (1999): "In Situ Chemical Treatment". GWRTAC Technology Evaluation Report TE-99-01

PM

2004-08-26

Hagforstvätten, sanering av perkloretylen

In-situ avdrivning av klorerade lösningsmedel vid Hagforstvätten

Hagforstvätten i Hagfors i Värmland var enligt uppgift den största kemptvätten i Nordeuropa på 1970-talet. Tvätten startades 1971 och lades ner 1992. Det har funnits tre ägare, FFV, Värmlandstvätt och Landstingstvätten.

1993 övertog kommunen fastigheten av Landstingstvätten och det utfördes en besiktning där kraftig kemikalielukt ur ett hål i golvet konstaterades. VBB VIAK fick i uppdrag att utreda föroreningen, som kunde konstateras vara mycket stor både i jord och i grundvatten. Under 1995/96 utfördes en första sanering med markventilation. Det sanerades ca 1 500 kg PCE vid det saneringstillfället. Denna mängd var större än vad Landstingstvätten hade förbrukat så Länsstyrelsen ansåg det inte skäligt att belasta Landstingstvätten med ytterligare kostnader.

I perioden 1996 – 2003 har ytterligare utredningar utförts. Vi konstaterade redan 1996 att den influensen som vår ventilationsbrunn hade inte nådde ut till hela föroreningen. Utredningarna klargjorde föroreningarnas utbredning i jord samt att den grusås som tvätten är belägen på var förorenat 800 m nedströms, d.v.s. ända till Hagälven där den avvattnas. P.g.a. pågående verksamhet (svetsning) fick undersökningarna inne i lokalerna anpassas verksamheten (borring kvälls/natttid, på semester mm) och de drog ut på tiden. Orsaken är att PCE och svetsning kan bilda en stridsgas med namn Fosgen som angriper lungorna. I denna tidsperiod har en liten badrumsfläkt ventilerat under golv för att hindra utläckage av PCE till lokalen. Vi bedömer att 500 kg har ventilerats bort över tak. Syftet med saneringen är att få en luft inomhus utan PCE-problem samt att reducera källstyrkan och därmed läckaget till grundvattenmagasinet.

Under 2002/2003 togs underlag fram av SWECO tillsammans med COWI för en ny sanering. Denna gång planerades dels en utökad kall markventilation (i 7 st ventilationsbrunnar) samt en varm markventilation (uppvärmning av marken med ånga i 15 brunnar). Varm markventilation är ett sätt att mobilisera förorening som finns i tätare skikt (silt, lera). Saneringen upphandlades som tre separata entreprenader, brunn, rör, maskin/drift. Jan Nilsen, SWECO var projektledare och styr saneringen. Uppföljning skedde via internet. Saneringen bekostas av statliga medel.

Saneringen startade 10 sept. 2003 och avslutas 1 sept. 2004. Sanerad mängd är ca 4 800 kg (totalt ca 6 800 kg). Allt som allt har vi förbrukat ca 240 MWh el och ca 182 m³ EO1. Kostnaden uppgår till knappt 10 milj. Kr. Det kommer att finnas en liten vakuumpump kvar som fastighetsägaren disponerar. Prov på ventilerad luft från denna pump kommer att tas ut varannan månad fram till halvårsskiftet 2005. Vidare kommer ytterligare två provtagningsomgångar i grundvattnet att utföras (i höst samt innan halvårsskiftet 2005) samt prov på inomhusluft att tas.

SWECO VBB AB

Miljö- och Geoteknik Karlstad

Jan Nilsen

Geooxidation och -kinetik en effektiv behandlingsmetod för förorenade massor

Ingrid Atteryd VD RGS 90 Sverige och Lars Kristiansen, försäljningschef RGS 90 Sverige

RGS 90, med anläggningar i Danmark och Sverige, har lång erfarenhet av hantering, behandling och disponering av förorenade massor. Praktisk erfarenhet kompletteras löpande med forsknings- och utvecklingsprojekt. De senaste åren har RGS 90 utarbetat ett praktiskt välfungerande behandlingskoncept anpassat till de skandinaviska förhållanden för förorenade massor som bygger på behandling med likström – geooxidation och -kinetik.

Geooxidation och - kinetik

Geooxidation och –kinetik är en effektiv och väldokumenterad behandlingsmetod för sanering av jord, sediment och grundvatten som förorenats av olika organiska och oorganiska föroreningsämnen, t.ex. bensin, dieselolja, tyngre oljor, PAH eller tungmetaller. Metoden bygger på tillförsel av likström till jordmatrisen genom elektroder som placeras ut i den förorenade jorden. Behandlingen kan utföras både In situ, On-site och Off-site.

Geooxidation är patenterat över hela världen och RGS 90 har sedan 2001 rättigheterna för de skandinaviska och baltiska länderna. Metoden är certifierade enligt ISO 9001 och ISO 14001.

Den förorenade jorden läggs upp i högar. I sidorna på jordhögen monteras rörelektroder – järnrör. Järnrören kopplas genom kablar till en elomformare, som är kopplad till en extern strömkälla. Effekten på strömmen till jordmatrisen är cirka 500–700 W/h beroende på vatteninnehåll och motstånd (Ohm) i jordmatrisen.

I jorden kan det normalt uppmätas ett elektriskt SP-fält (självpotential), som vid tillförsel av extra ström påskyndar den naturliga nerbrytningen av de förorenande ämnena. Jordpartiklarna fungerar då som kondensatorer, som genom den tillförda strömmen uppladdas maximalt. Därefter avger de urladdningar (stötter) som gradvis bryter ner de skadliga ämnena till slutprodukterna koldioxid (CO₂) och vatten. De oorganiska ämnena fångas upp av elektroderna.

Processen genererar inga miljöskadliga utsläpp och det urlakas inte några skadliga ämnen i den omgivande miljön. Det uppstår heller inga andra skadliga ämnen genom elanvändning. Den tillförda strömmen är ofarlig för människor och djur och har ingen inverkan på bakteriefloran i jorden.

Saneringsperiodens längd beror på hur förorenad jorden är, men kan uppskattas till 3–6 månader. RGS 90 har sedan 2001 behandlat cirka 30.000 ton förorenad jord med hjälp av geooxidation och –kinetik med mycket bra resultat.

RGS 90 Sverige AB är dotterbolag till Råstof og Genenvendelse Selskapet af 1990, som är ledande i Danmark inom mottagning, upparbetning och försäljning av återvinningsbart avfallsmaterial från bygg-, anläggnings- och industriföretag. Koncernen omsätter ca 900 MSEK och har ca 350 medarbetare varav ca 50 i Sverige.

Försvarets erfarenheter av jordtvätt (26/10 1700 – 1720)

Hans Österling, Försvaret

Rening genom tvättning

- Historik
- Jordtvätt
- Problem för entreprenören
- Buller
- Vattenförbrukning
- Kostnader
- Skälighetsregeln

Varför ger inte tvättning av skjutvallssand avsedd effekt?

Alternativ för omhändertagande av skjutvallssand

Försvarsmakten söker tillstånd att anlägga egna klass 3 deponier

Jordtvätt på Sakabs anläggning i Kumla

*Föredragshållare: **Thomas von Kronhelm** ansvarig för drift och utveckling av jordbehandling inom SAKAB*

Detta föredrag syftar till att ge en inblick i vilka behandlingsmöjligheter som finns i de koncept kallade jordtvätt, likväl som exempel på viktiga aspekter som bör vara uppfyllda för att jordtvätsaktiviteter skall resultera i lyckade efterbehandlingsåtgärder.

Traditionellt har ett efterbehandlingssteg baserat på jordtvätt oftast arbetat efter tesen att mekaniska siktningar med våtsköljningssteg möjliggör separering av olika kornstorlekar från varandra. Syftet med denna behandling är att föroreningarna (toxiska spårmetaller) ansamlas (anrikas) i de finkorniga matriserna, medan de grövre fraktionerna som sand, grus och sten tvättas rena och kan friklassas. Finandelen där spårmetallerna har anrikats styrs till lämplig deponi för slutligt omhändertagande. För att ovanstående behandling skall vara ekonomiskt motiverad krävs det att finandelen i de förorenade massorna inte är för stor, finandelinnehållet bör inte överstiga 20%.

Dagens verklighet, där merparten av de massor som blir föremål för efterbehandlingsåtgärder utgörs av schaktmassor av olika art och där föroreningarna utgörs både av spårmetaller och organiska föroreningar, innebär att jordtvätsaktörer har fått utveckla sina processer för mer komplicerade jordmaterial. En jordtvätsaktör idag har i regel behandlingssteg som möjliggör flotering av organiskt material, kemisk utlakning av metaller, vätske-vätske extraktioner för omhändertagade organiska föroreningar samt avvattning- och vattenreningssteg för lakvatten. Det finns med andra ord stora tekniska möjligheter för att omhändertagade svårt förorenade massor och erhålla hanterbara mängder restfraktioner, som måste behandlas ytterligare. Några exempel på efterbehandlingsåtgärder avseende komplicerade matriser kommer att belysas under presentationen.

En mer komplicerad behandling innebär dock i regel en annan prislapp för att omhändertagade de förorenade massorna. Av den anledningen är det viktigt att man ser behandlingen som ett led i att skapa produkter som kan nyttas. Jordtvättar genererar högkvalitativa produkter som med fördel kan användas för olika ändamål. Framtida förutsättningar för jordtvätskoncept är till stor del beroende av att nedanstående aspekter beaktas och styrande dokument skapas som gäller oberoende av var man befinner sig Sverige.

- I linje med att etablering av behandlingsanläggningar har blivit anmälningspliktig istället för att genomgå tillståndsprövning avseende miljöaspekter, bör aktörer kunna ansöka om att bli certifierade. Certifikatet skall utgöra ett bevis på att aktören har nödvändiga arbetsrutiner och utrustning för att bedriva sin verksamhet på ett säkerställt sätt, där arbetsmiljö, yttre miljö och kvalitet på produkter säkerställs.
- Kvalitetskriterier för utleverade produkter bör utformas. Vilka tester skall genomgå för att säkerställa att produkten kan användas för ett visst ändamål?
- Massor som med fördel kan behandlas, bör förses med deponiskatt i de fall de omhändertas genom direkt deponering.

Abstrakt till Nätverket Renare Mark Höstmöte 2004

Problemet med kvittblivning av behandlade massor

Av Peter Nordlinder Ekotec, Skelleftehamn

Brist på riktlinjer för användning av behandlade massor utgör idag en faktor som försvårar för behandlingsföretag att kunna utveckla sin verksamhet.

Svårigheter som påverkar avsättningen är, avsaknad av riktvärden/kvalitetssäkring, osäkerhet och rädsla hos tillsynsmyndigheter, osäkerhet och rädsla hos brukare, större tillgång än efterfrågan på fyllnadsmassor, samt avfallsdefinitionen.

Fördelar som talar för behandlade massor är att det är massor inom ett begränsat fraktionsintervall (<30 mm), homogena och billiga massor, att användningen medför ett minskat täktbehov, samt att de är väldokumenterade avseende föroreningsinnehåll.

Möjliga användningsområden för behandlade massor är exempelvis användning inom inhägnat industriområde, konstruktionsmaterial/täckmassor inom deponiområde, annan användning i område betraktad som MKM eller MLU, användning inom område betraktat som KM.

För att öka användningen av behandlade massor behöver vi utarbeta bedömningskriterier som är, mätbara, snabba och kostnadseffektiva. Faktorer som skulle underlätta är kvalitetssäkring av massorna samt att göra massorna spårbara. Slutligen behövs ökad kompetens i de beslutande leden.

Abstract

Mikael Stark

Länsstyrelsen i Jönköpings län

Klassning och återanvändning av förorenade jordmassor ur ett länsstyrelse perspektiv

Den grundläggande frågan man ställs inför när det gäller att bedöma om olika typer av jordmassor kan användas för ex utfyllnadsändamål är om massorna är förorenade eller inte. Vad är ett förorenat område och vad är en förorening? Enligt Naturvårdsverkets definition är det ett område, en deponi, mark, grundvatten eller sediment som är förorenat och vars föroreningshalt påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt (NV rapport 4638).

Koppling till miljömålen – Giftfri miljö och God bebyggd miljö. De massor som genereras vid olika entreprenadarbeten och i samband med behandling av förorenade massor är i många fall att betrakta som ett avfall. I vissa fall även farligt avfall. Hur kan vi hantera och ta om hand om de jordmassor som uppstår och hur definierar vi detta ”avfall”? Vad står det i avfallsförordningen (2001:1063), förordningen om deponering av avfall (2001:512) och Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarande för mottagning av avfall (NFS 2004:10)?

Utifrån förordningarna och NV:s föreskrift och ett antal förslag på acceptanskriterier och riktvärden har Länsstyrelsen i Jönköpings län tagit fram ett arbetsmaterial till policy för olika avsättningsområden för jordmassor beroende på innehåll av föroreningar som kommer att presenteras under föredragningen. Kunskapen om vilka föroreningar som ingår i jordmassorna är avgörande för klassningen och avsättningsmöjligheterna.

Miljöriktlinjer för askanvändning

David Bendz, Statens geotekniska institut, Hospitalsgatan 16A, 211 33 Malmö

Sedan ett tiotal år tillbaka vägleds det miljöpolitiska arbetet i Sverige av en vision om hållbar samhällsutveckling. Denna förutsätter att materialflödena i teknosfären i så stor utsträckning som möjligt harmoniseras med de naturliga materialflödena i biosfären och att hänsyn tas till både resurshushållningsperspektivet samt miljö och hälsoskydd i både ett kort och ett långt tidsperspektiv. När det gäller användning av restprodukter (avfallsklassat material) så har behovet av bedömningsgrunder för att kunna göra avvägningar som bäst befämjar miljöbalkens övergripande målsättningar uppmärksamats av både producenter, sektorsansvariga och tillståndsmyndigheter.

I ett pågående projekt finansierat av Värmeforsk så utarbetas nu ett förslag till miljöbedömningssystem för askanvändning som skall kunna utgöra underlag för beslutsfattare. Givet en definierad exponeringsnivå skall man med hjälp av systemet kunna beräkna riktvärden utifrån förutbestämda miljö- och hälsokriterier. Projektet är fokuserat på problematiken i ett avgränsat riskperspektiv, övergripande avvägningar gentemot andra samhällsintressen inkluderas ej i modellen. Målsättningen är att projektet skall mynna i ett förslag till miljöriktlinjer:

- som uppfyller kraven i den nuvarande lagstiftningen,
- som är vetenskapligt grundade och
- som av handläggare på miljömyndigheter, askproducenter, potentiella användare och allmänheten upplevs som logiska och motiverade.

Inom ramen för projektet så analyseras några svenska och utländska bedömningssystem för restproduktanvändning med avseende på uppbyggnad, erfarenheter och konsekvenser av implementerandet. Syftet är att identifiera kritiska delar av ett bedömningssystem och att tillgodogöra sig den erfarenhet som finns i andra länder kring konsekvenserna av de system som etablerats och hur man arbetat med att förankra systemen hos olika aktörer som producenter, användare och allmänhet. Riskbedömningssystem som utvecklats för förorenad mark och de acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna som publicerats den 16 januari 2003 i annex II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC utgör de viktigaste ramarna för projektet. I egenskap av relevanta existerande bedömningsgrunder måste miljöriktlinjerna harmoniera med dessa. EU:s kemikaliepolicy, såsom den kommer till uttryck i ramdirektivet för vatten, byggproduktdirektivet och deponeringsdirektivet, kommer också att spela en stor roll för framtida miljöbedömningar av nyttiggörande av skor för anläggningsändamål. Dessa direktiv identifierar vissa ämnesgrupper och enskilda ämnen för vilka speciella krav ställs. Bland dessa prioriterade ämnen återfinns välbekanta miljöstörande ämnen för vilka det också finns en utvecklad miljöpolicy i Sverige i form av bedömningsgrunder, riktvärde eller till och med förbud mot användning. För andra ämnen finns det endast begränsad kunskap och ingen utvecklad policy. Projektet är fokuserat på de ämnen där det finns en utvecklad miljöpolicy och kunskap.



Information 2004-10-04

Abstract Renare Mark, Höstmöte 2004

Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten

Man behöver inte alltid ta till aktiva metoder för att sanera oljeförorenade områden. Mikroorganismer kan bryta ned föroreningarna på naturlig väg.

I ett samfinansierat forskningsprojekt mellan Statens geotekniska institut och Formas har naturlig självrening studerats i full skala i två petroleumförorenade områden i Sverige. Syftet har varit att klarlägga hur processerna för naturlig självrening fungerar i svenskt klimat och att upprätta en vägledning över hur undersökning och utvärdering av naturlig självrening kan göras. Både halten av oljeprodukter i mark och grundvatten och spridningen av oljeprodukterna minskar normalt med tiden på naturlig väg, utan mänskligt ingripande, förutsatt att det inte sker någon ny tillförsel av förorening. Den biologiska, mikrobiella nedbrytningen är ofta den viktigaste delen i naturlig självrening, men det handlar också om andra processer, som fastläggning och omblandning.

Undersökningarna har visat att naturlig självrening är en saneringsmetod som kan tillämpas även i Sverige, bara förutsättningarna är de rätta. Metoden skulle kunna användas i många oljeförorenade områden. Det innebär att inget grundvatten behöver pumpas upp och behovet av att gräva upp förorenade jordmassor kan också minska. Den naturliga självreningen kan ju också sträcka sig under hus och byggnationer utan att dessa behöver rivras. Men det handlar inte bara om att vänta och se. För att få veta om metoden lämpar sig måste man göra noggranna undersökningar av de lokala förutsättningarna. Transporten i grundvattnet av bland annat syre, järn, nitrat och sulfat måste vara den rätta och föroreningen får inte utgöra något akut hot mot människa eller miljö, till exempel får det inte finnas någon brunn i närheten som riskerar att förorenas innan de naturliga processerna hunnit verka. Då måste en mer aktiv saneringsmetod sätta in.

Forskningsprojektet, som pågått under perioden 2001-2003, presenteras i fyra rapporter – som alla finns på SGI:s hemsida. Mer information kan lämnas av Lennart Larsson, tel. 031-778 65 63, e-post lennart.larsson@swedgeo.se eller Bo Lind, 031-778 65 66, e-post: bo.lind@swedgeo.se

Litteratur

Naturlig självrening av petroleumförorenade markområden, SGI varia 241:1. SGI:s Hemsida, www.swedgeo.se.

Statens geotekniska institut
Postadress: Chalmers Vasa
Hugo Grauers gata 5 B
412 96 GÖTEBORG

Tel: 031-778 65 60
Fax: 031-778 65 75
Internet: www.swedgeo.se

E-post: sgi@swedgeo.se
Postgiro: 18 30 64-5
Org.nr: 20 21 00-0712

Monitored Natural Attenuation: on implementation, successes and failures.

Anja J.C. Sinke¹, Hans Slenders¹, Alette Langenhoff¹ and Roger Jacquet²

¹TNO Environment, Energy and Process innovation, PO box 342, 7300 AH Apeldoorn, The Netherlands. Tel: 0031 55 549 3116, email: anja.sinke@mep.tno.nl

²SOLVAY, Rue de Ransbeek 310, B.1120 Bruxelles, Belgique, Tel: 0032 2264 3309

Monitored Natural Attenuation (MNA) is becoming accepted as a risk-based, cost-effective strategy for managing contaminated groundwater. The decision on the application of MNA as management strategy depends on an array of scientific, economic and political criteria and should be based on the risk analysis of the specific site. In some cases MNA can be used as stand alone option while in other cases MNA is not effective enough and other remedial measures have to be taken. One of the problems applying MNA at field scale is the fact that the effectiveness and sustainability of MNA at the long term, is not always ascertained.

To overcome these uncertainties an intensive measuring, modeling and monitoring program is often necessary to underpin the occurrence and efficacy of NA. Initially published in the USA, lines of evidence have been formulated that need to be followed before MNA can be accepted as remedial option. At the start of the investigation of a site a conceptual model has to be formulated on what processes are important at the site. The lines of evidence include 1) demonstrated loss of contaminants, 2) geochemical and biochemical indicators, 3) microbial data.

In the Dutch NOBIS-SKB program several MNA projects have been carried out since 1996 to involve stakeholders, to develop a decision support tool and to investigate specific NA processes. Also several international projects such as Corona (EC) and the Nicole demonstration project have MNA as focus.

An update on the Dutch legislative framework will be given, which forms the basis for implementation in the Netherlands. Also several international case studies from Nicole will be presented where MNA proved to be a good strategy for either BTEX or chlorinated solvents, and sites where MNA could not be applied due to unfavorable conditions. Finally, an overview of drawbacks and pitfalls is given that have been experienced over the past years.

PRBs in the UK: Trials and Tribulations from the trenches.

Practical aspects of actual installations, good and not so good.

Permeable Reactive Barriers (PRBs) are a passive intervention remediation technology that have been used for risk-management at many sites. In PRB systems contaminated groundwater passes through an in situ reactive material that either biotically or abiotically degrades the contaminants. PRBs are unique because they can be engineered to prevent contaminant movement across site boundaries before risk receptors, or simply to cut-off the source of a contaminant plume that then dissipates via NA processes. The most successful PRB technology to date is barriers of zero-valent iron. The laboratory, pilot scale and full-scale experience, of which there are nearly 80 installations world-wide, have been shown to abiotically degrade chlorinated solvents such as trichloroethene and tetrachloroethene, trace metals and radionuclides, and inorganic contaminants such as nitrate and sulphate/sulphide. Within the UK the most documented ZVI barrier is that at Nortel, Belfast Northern Ireland.

The recent advancement on this technology is to use engineered passive bioreactors in situ to take advantage of the potential for microbial biotransformation of potentially hazardous compounds. The engineering challenge was therefore to take existing knowledge and expertise and apply it passively using only the inertia of natural groundwater systems to transport a flux through the bioreactive barrier, and design systems capable of operation for years to decades with little or no maintenance. The overall performance of a bioreactive PRB must also balance the rate of contaminant degradation with the flux of contaminants entering the reactive zone. Laboratory batch and column studies using real site water and microbial populations can provide an estimate of the rate of biotransformation. An integral part of evaluation is laboratory and pilot scale experiments that study, under site conditions, the operational windows for in situ bioreactive barrier methods before design and full-scale implementation of bioreactive PRB systems. One of the most significant single-use sources of contaminated soil and groundwater in the UK is former coal gasification sites. The long and complex history of these activities has resulted in a wide range of compounds in soil and groundwater that require risk-management.

Significant collaborative research on full-scale engineered bioreactive barrier systems at two UK Sites (Portadown Gasworks, N. Ireland and a site in SW of England) is on-going between two research groups at the Queen's University Belfast (QUESTOR Centre and Environmental Engineering Research Centre), Oxford University and the University of Surrey, and industrial partners, Second-Site Property Holding Ltd, Parsons Brinkerhoff, McCallan Bros. Ltd and Keller Ground Engineering.

References and recommended further reading:

Kalin, Robert M, Engineered passive bioreactive barriers: risk managing the legacy of industrial soil and groundwater pollution. *Current opinion in Microbiology* 2004, 7:227-238

Design, Installation and performance assessment of a zero valent iron Permeable reactive Barrier in Monkstown, Northern Ireland; CL:AIRE Technology Report:TDP3, Nov 2001; Beck, Harris Sweeney.(ISBN 0-9541673-0-9)

Guidance on the Design, Construction Operation and Monitoring of Permeable Reactive Barriers; Environment Agency, 2002. (ISBN 1-85705-665-5)

<http://www.prb-net.qub.ac.uk>
www.claire.co.uk
www.environment-agency.gov.uk/

PHYTOSTABILISATION – A NEW TECHNOLOGY FOR STABILISATION OF TRACE ELEMENT CONTAMINATED SOIL ON- OR OFF SITE

J. Kumpiene, C. Maurice

Division of Waste Science & Technology, Luleå University of Technology, Sweden

A stabilization or *in situ* inactivation of trace elements is lately considered as a possible alternative for the excavation and landfilling. The method is designed to reduce the size of the mobile and bioavailable soil metal fraction using trace element immobilizing soil additives. If plants are also used to reduce the mobility of elements, the method is called phytostabilisation. By this, large quantities of treated soil can be left on sites reducing the cost of remediation related with the transportation and landfilling.

A small-scale field trial was started year 2003 to assess the efficiency of the stabilisation of Cu and Pb contaminated soil using coal fly ash and peat as soil amendments. Also, a laboratory experiment was carried out attempting to evaluate the efficiency of zerovalent iron to reduce the mobility of Cr, Cu, As, and Zn in a CCA-contaminated soil.

The soil used in the experiment was collected from Cu ore transshipment station in Slagnäs, Sweden and contained 327 mg of Cu kg⁻¹ soil and 3743 mg of Pb kg⁻¹ soil. The soil samples were mixed with 4.6% peat and 5% coal fly ash (CFA) and packed into 100 l lysimeters. The lysimeters were exposed to natural precipitation and temperature in Luleå, Northern Sweden. The other soil was collected from a former wood impregnation industrial site in Robertsfors commune, Sweden containing 5904 mg of As kg⁻¹, 3829 mg of Cr kg⁻¹ and 1509 mg of Cu kg⁻¹ soil. The soil was mixed with 1% iron grit (an industrial material containing 97% iron and native impurities (mainly Mn) and packed into columns containing Rhizon soil moisture samplers and sowed with a grass and herb mixture. The stabilisation efficiency was evaluated performing a standard batch leaching test (NT 005), a sequential chemical extraction, and analysing pore water and vegetation.

The tested soil amendments were effective for the stabilisation of trace element contaminated soil. Coal fly ash and peat significantly reduced the mobility of Cu and Pb, while zerovalent iron – of all target elements, i.e. As, Cr, Cu, and Zn. The soil to be accepted to a landfill should meet the acceptance criteria, i.e. do not exceed the limit values for critical parameters. According to the batch test results, none of the soils met the criteria of waste to be accepted even to the landfill for hazardous waste due to the high amount of leachable lead (Slagnäs) and arsenic (Robertsfors). However, after the treatment, the soil met the requirements of an inert waste in the case of Slagnäs and non hazardous waste in the case of Robertsfors.

The emissions of Cu and Pb in the leachate from Slagnäs soil were considerably reduced from 17.8 (untreated soil) to 0.1 mg/l of Cu (amended soil) and from 15.8 (untreated soil) to 0.2 mg/l of Pb (amended soil). The leaching of all target elements from the stabilized with iron grit Robertsfors soil at L/S10 was reduced by 98% for As, 91% for Cu, and 45% for Cr. The soil treatment reduced the element concentrations in soil solution (pore water) while nearly doubling the biomass of vegetation from 0.015 in the untreated to 0.025 kg dw/m² in the treated soil. The plants growing in the treated soil accumulated less As (13 mg/kg dw) compared with those growing on untreated soil (79 mg/kg dw).

Different nature of contaminants e.g. originating from a wood impregnation chemical - CCA limits the choice of amendments in order to avoid e.g. large pH fluctuations and consequent mobilization of Cu or As. The stabilization of soil is effective only when the mobility of all elements of interest is reduced.

Ny vägledning om åtgärds mål från Naturvårdsverket. (Kjell Färnkvist, Renare Mark, Linköping 2004).

Naturvårdsverket är på gång med en ny vägledning om hur åtgärds mål tas fram. Den kommer att komplettera kvalitetsmanualen och mer ingående behandla hur man utgår från undersökningar, övriga utredningar, riskbedömning, åtgärdsutredning och övriga hänsynstaganden gör en riskvärdering och kommer fram till mätbara åtgärds mål.

Åtgärds mål anger vilken riskreduktion efterbehandlingen skall leda till. Målen delas upp i *övergripande åtgärds mål*, som t. ex. anger vilken funktion området skall kunna ha efter sanering, samt *mätbara åtgärds mål*, som t. ex. anger att en viss del av föroreningarna skall avlägsnas.

De övergripande åtgärds målen ansätts relativt tidigt som en önskad funktion för området. Under utredningens gång kan de sen behöva revideras om det t. ex. visar sig att efterbehandlingskostnaden för att nå dit blir alltför stor.

Riskbedömningen görs i flera steg allteftersom underlaget från bl. a. undersökningar förbättras. Den kan göras som förenklad riskbedömning (baserad på generella riktvärden) eller fördjupad riskvärdering (baserad på platsspecifika riktvärden). Riskbedömningen skall svara på två frågor:

Vilka risker innebär föroreningssituationen idag och i framtiden ?

Hur mycket behöver riskerna reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö ?

I en *åtgärdsutredning* tas flera åtgärdsalternativ fram som kan lösa föroreningssituationen på objektet. Varje åtgärdsalternativ beskrivs med avseende på den riskreduktion som erhålls, vilka exponeringssituationer som försvinner, vilken markanvändning som kan tillåtas efter genomförda åtgärder samt vilken föroreningssituation som kvarstår när åtgärderna genomförts. Även kostnader, genomförandetider och eventuell påverkan på allmänna och enskilda intressen tas fram för de mest intressanta alternativen.

En sammanvägning av miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra aspekter görs i en *riskvärdering*. Om inte något åtgärdsalternativ finns som till rimliga kostnader når den riskreduktion som är önskvärd enligt riskbedömningen måste antingen åtgärdsutredningen kompletteras med andra teknikalternativ som bättre når målen, finansieringen förstärkas eller åtgärds målen sättas lägre. Den här processen kan behöva gås igenom flera gånger tills miljömyndigheter och politiskt ansvariga anser att ett alternativ är tillräckligt bra från miljö-, teknik- och ekonomisynpunkt.

Då kan de *mätbara åtgärds målen* fastställas som:

- Mål för riskreduktion på objektet, vilka exponeringssituationer ska försvinna, vilka resthalter, -mängder och emissioner skall uppnås efter avslutade åtgärder.
- Mål som skall gälla för risker för annan miljöpåverkan under genomförandet, på andra platser som berörs, vid transporter, behandling, slutligt omhändertagande m. m.
- Mål för påverkan på allmänna och enskilda intressen.

När mätbara åtgärds mål har fastlagts och teknik valts skall det i *åtgärdskrav* detaljerat fastställas hur åtgärds målen skall uppnås. Preliminära åtgärds krav kan tas fram i samband med huvudstudien. Åtgärds kraven preciseras och läggs fast under projekteringen och utgör de

viktigaste uppgifterna i förfrågningsunderlaget inför upphandling. Åtgärdskraven skall vara så detaljerade att de är kalkylerbara, går att tidsätta och de skall vara uppföljningsbara.

Metodik för utredning av åtgärdsalternativ m a p miljöeffekter, osäkerheter och kostnader.

Statens geotekniska institut

Jenny Norrman

Ett generellt beslutsramverk har utvecklats för att hantera miljörisiker där osäkerheter och kostnader hanteras systematiskt. Ramverket har applicerats på en fallstudie gällande ombyggnation av en väg placerad på gruvavfallsmassor för att demonstrera hur metodiken kan anpassas till en specifik situation.

Bakgrund

Väverket Region Mitt har projekterat en ombyggnad av riksväg 50 på sträckan Tallen-Gruvan i anslutning till gruvområdet i Falun som omfattar bl.a. breddning av nuvarande väg. Vägsträckningen löper över mark som till stor del utgörs av gruvavfall från Falu Gruva. Ombyggnaden kommer att medföra fysiskt ingrepp inom vägområdet och i sin tur indirekta miljökonsekvenser i form av en eventuell ökning av metalläckage från gruvmassorna till grundvatten.

Beslutsramverk

För att prognosera olika tekniska lösningarnas effektivitet beträffande ombyggnaden och dess miljöpåverkan föreslås en välstrukturerad och sannolikhetsbaserad *beslutsanalys*. En beslutsanalys inkluderar komponenter som beskriver både positiva och negativa konsekvenser av ett valt alternativ. *Riskanalys*, som är en huvudingrediens i beslutsanalysen, används för att kvantifiera sannolikheten för oönskade händelser och relatera de händelserna till eventuella konsekvenser för människan och naturen.

Det utvecklade beslutsramverket består av flera steg där informationen uppdateras kontinuerligt genom att den passerar de olika stegen, samlas ihop, och slutligen används för att utföra en *beslutsanalys*.

- *Problemidentifiering*: här formuleras problemet dvs. man ställer upp de miljöeffekter som vägbyggnaden kan medföra samt det miljökriteriet man vill uppfylla.
- *Problemstrukturering*: potentiella risker beskrivs. Riskfunktionen formuleras, d v s sannolikheten att en oönskad händelse inträffar samt konsekvenser av denna händelse.
- *Identifiering av alternativ*: denna komponent i beslutsramverket beskriver relevanta alternativ för tekniska lösningar (ombyggnadssätt och eventuella miljöåtgärder)
- *Konceptuell modell och parameterosäkerheter*: modellen förklarar de fysiska förhållanden på platsen. Här görs också en analys av hur olika alternativ förväntas påverka miljötillståndet på området.
- *Platsspecifik miljömodell*: modellen ger en prognos av sannolikheten av misslyckande, d v s sannolikheten för att det uppställda miljökriteriet inte uppfylls.
- *Beslutsmodell*: används för att samla in hela informationsflödet och definiera inbördes beroende mellan alla systemkomponenter.
- *Beslutsanalys*: här bearbetas informationsflöde från beslutsmodellen. Det mest optimala alternativet tas fram. Det mest optimala alternativet är det alternative som har lägst total förväntad kostnad. Dock blir beslutskriteriet begränsat om det finns en samhällelig maximal risk som ej får överskridas.

Probabilistisk prognos

Prognosen avser förväntade miljöeffekter för varje alternativ teknisk lösning. Prognosen är en *sannolikhetsbaserad* miljömodell som kvantifierar fysikaliska/kemiska processer som äger rum mellan föroreningskällan och recipienten och kvantifierar det direkta sambandet mellan processerna och misslyckandekriterium. Modellen fungerar enligt *Monte Carlo*-principen. Indata till modellen formuleras som statistiska fördelningar där varje fördelning beskriver en parameter. Resultatet är sannolikheten för misslyckande d v s för varje ombyggnadsalternativ visar prognosen hur troligt det är att genomförda lösningar resulterar i ökad metallbelastning.

Beslutsanalys

Beslutsanalysen är sista steget i beslutsramverket. Kostnader för genomförande av ombyggnadsarbete och riskkostnader läggs ihop för varje testat alternativ. Här kombineras den i föregående steg predikterade sannolikheten för misslyckande med de olika kostnader och en total förväntad kostnad för vardera beslutsalternativ räknas fram. Beräkningarna görs med *influensdiagram*. Influensdiagram består av händelsenoder, beslutsnoder och kostnadsnoder, och beroendet mellan de olika variablerna beskrivs m h a pilar och tillhörande betingade sannolikheter. Det är ett kompaktare verktyg än t ex beslutsträd för att beskriva beslutsstrukturer. Det mest optimala alternativet för genomförande av byggarbete och miljöåtgärder m a p förväntade totala kostnader tas fram och används som underlag i diskussion mellan konsulter, problemägare och myndigheter.

Val av åtgärder och upphandling av entreprenörer i BT Kemi projektet (Abstract)

Lars Bevmo SWECO VIAK

BT Kemi i Teckomatorp är ett 10 ha stort område där bekämpningsmedel dumpades på 70-talet så att den intilliggande Braån förgiftades. En sanering skedde men fortfarande är området i behov av ytterligare behandlingsåtgärder. SWECO VIAK har under 2003-04 genomfört en huvudstudie där förslag till åtgärder redovisas. Åtgärderna omfattar bl.a. behandling av jord starkt förorenad av bl. a, klorfenoler och klorkresoler, renovering av det dräneringssystem som finns för att skydda Braån samt övertäckning av området med jordmassor och planteringar.

Upphandling av konsulter och entreprenörer för åtgärderna ska nu göras förutsatt att staten fortsatt bidrar med finansieringen. Olika entreprenadformer kommer då sannolikt att väljas beroende på vad som ska utföras. Både totalentreprenad, delad entreprenad samt löpande räkningsförfarande är aktuellt. Valet styrs främst av beställarens önskemål men också möjlighet att påverka och styra utformningen av de åtgärder som ska genomföras. En prekvalificering av entreprenörer för behandlingen av den förorenade jorden har redan genomförts. Val av behandlingsmetod sker dock först efter att dessa utvalda entreprenörer fått lämna bindande anbud.