

Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor

Lämplighet och potential för svenska förhållanden

RAPPORT 5696 • APRIL 2007



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor

- Lämplighet och potential för svenska förhållanden

Göran Holm, SGI
David Bendz, SGI
Lennart Larsson, SGI
Mikko Leppänen, Ramböll Finland
Josef Mácsik, Ecoloop
Pia Pehrson, Advokatfirman Foyen
Yvonne Rogbeck, SGI
Bo Svedberg, Ecoloop

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5696-4.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2007

Elektronisk publikation

Tryck: CM Digitaltryck AB

Omslagsfoton: Nordsjö hamn, Finland

Utrustning som utför stabilisering/solidifiering – Bo Svedberg

Förord

Ett av riksdagens miljö kvalitetsmål är Giftfri miljö, och i målet ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Den här rapporten redovisar projektet ”Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor” som genomförts inom Hållbar Sanering.

Rapporten har skrivits av Göran Holm, SGI, Bo Svedberg, Ecoloop, Pia Pehrsson, Advokatfirman FOYEN, Josef Mácsik, Ecoloop, Yvonne Rogbeck, SGI, Lennart Larsson, SGI, Mikko Leppänen, Ramböll Finland och David Bendz, SGI. I projektets referensgrupp har representanter för Hercules Grundläggning, LCM, Skanska Grundläggning, Cementa, Nordkalk och Merox medverkat. Kontaktperson för Hållbar Sanering har Mats Tysklind vid Umeå Universitet varit.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket april 2007

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	10
1 INTRODUKTION OCH SYFTE	12
1.1 Bakgrund	12
1.2 Syfte	13
1.3 Genomförande	13
1.4 Underlag/Avgränsningar	13
1.5 Definition	13
2 FÖRORENAD JORD OCH MUDDERMASSOR - OMVÄRLDSANALYS	15
2.1 Förorenade områden	15
2.2 Muddermassor	16
2.3 Efterbehandlingsåtgärder	17
3 METODEN	18
3.1 Utförande - Principer	18
3.2 Mekanismer	19
3.2.1 Kemiska/fysikaliska mekanismer	19
3.2.2 Geotekniska mekanismer	20
4 UTREDNINGASPEKTER	21
4.1 Förorenad jord och muddermassor	21
4.1.1 Förorenad jord	21
4.1.2 Sediment och muddermassor	22
4.2 Material/processer för stabilisering/solidifiering	22
4.3 Tillsats- / bindemedel och kemisk fixering	24
4.3.1 Transportmekanismer	25
4.4 Omgivningsaspekter	28
4.5 Geotekniska egenskaper	28
4.6 Beständighet	30
4.6.1 Faktorer och mekanismer som styr beständighet	30
4.6.2 Vad innebär S/S tekniken?	30
4.6.3 Yttre faktorer	31
4.6.4 Inre mekanismer	32
4.6.5 Erfarenheter	32
4.7 Quality Assurance/Quality Control	32
4.8 Långsiktig hantering	33

5	UTFÖRANDEASPEKTER	35
5.1	Praktiskt genomförande/organisation	35
5.2	Miljöpåverkan under utförandet	35
5.3	In-situ Stabilisering/Solidifiering	35
5.4	Ex-situ Stabilisering/Solidifiering	37
5.5	QA/QC	37
6	UTFÖRDA PROJEKT	38
6.1	Utförda projekt i Sverige	38
6.1.1	Örserumsviken, Västervik	38
6.1.2	Hammarby sjöstad	40
6.2	Utförda projekt i Finland	42
6.2.1	Sörnäs strand i Helsingfors. Utvidgning av strandområdet	42
6.2.2	Fredrikshamn. Grundläggning för containerterminal i hamnområdet	44
6.2.3	Nordsjö hamn	46
6.3	Utförda projekt i Norge	50
6.4	Utförda projekt i USA och Storbritannien	50
6.4.1	Third Street gasworks, Cambridge, Boston, USA	51
6.4.2	Port Newark wood processing site, USA	52
6.4.3	West Drayton, UK	54
6.4.4	Ardeer Site, UK	54
7	JURIDIK OCH EKONOMI	56
7.1	Vilka juridiska krav gäller idag för stabilisering/solidifiering?	56
7.1.1	Definitioner av nyckelbegrepp	56
7.1.2	Tillstånd för miljöfarlig verksamhet	57
7.1.3	Tillstånd för vattenverksamhet	58
7.1.4	Övriga krav vid tillståndsansökan enligt miljöbalken 9 kap och 11 kap	59
7.1.5	Ansvar för förorenad mark, miljöbalken 10 kap	59
7.1.6	Särskilda krav vid återanvändning?	60
7.1.7	Regler om ansvar för sanering samt straffbestämmelser	62
7.1.8	Övriga jämförbara krav	62
7.2	Tillståndsgenomgång	62
7.3	Framtida tillståndsprövning/tillsyn av stabilisering/solidifiering	63
7.4	Ekonomi	64
8	LÄMPLIGHET OCH POTENTIAL	66
8.1	Fördelar och nackdelar hos in-situ respektive ex-situ S/S	67
8.1.1	In-situ S/S	67
8.1.2	Ex-situ S/S	68
8.1.3	Fördel gällande både In-situ och Ex-situ	69
9	FORTSATTA ARBETEN	70
10	REFERENSER	71

Sammanfattning

I Naturvårdsverkets lägesbeskrivning för efterbehandlingsarbetet i landet (2006) anges att ca 40 000 områden bedöms förorenade av de 80 000 områden som identifierats. Även inom Sveriges hamnområden och sjöleder förekommer förorenade sediment, som kommer att behöva omhändertas med hänsyn till sjöfartens muddringsbehov. Den hittills dominerande metoden för efterbehandling av förorenade områden på land är uppschaktning, transport och deponering. Den konventionella metoden för att hantera muddermassor är dumpning i havet, deponering i vikar innanför invallning och deponering på deponier.

Under senare tid har stabilisering/solidifieringsmetoden (S/S-metoden) som är en immobiliseringsmetod börjat användas internationellt, i mindre omfattning även i Norden. Metoden innebär i korthet att kemiska ämnen och substanser immobiliseras eller omvandlas genom fysikalisk inestängning och/eller kemisk omvandling. Metoden innebär i vissa tillämpningar att också jordens geotekniska egenskaper förbättras, vilket gör att den kan utnyttjas bättre i olika geokonstruktioner. Detta innebär i sin tur att användningsmöjligheterna för exempelvis hamnområden och tidigare industriområden kan öka. S/S-metoden är som andra efterbehandlingsåtgärder också förknippad med olika risker. En nyckelfråga avser metodens beständighet, d v s att åstadkomma en funktion över ett mycket långt tidsspann, både vad gäller miljö- och geotekniska egenskaper hos den åtgärdade jorden/muddermassorna och påverkan av yttre faktorer.

På uppdrag av Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering har denna studie genomförts i syfte att beskriva lämpligheten och potentialen för S/S metoden för att åtgärda förorenad jord och muddermassor i Sverige. Arbetet har omfattat en litteraturstudie och en tvärvetenskaplig analys inkluderande behov av åtgärder, aspekter relaterade till miljöriskbedömning, utförande, juridik och ekonomi. I rapporten beskrivs mekanismerna vid stabilisering/solidifiering, både avseende miljö och geoteknik. Gemensamt för miljömekanismerna är att mobiliteten av föroreningarna reduceras markant och därmed deras omgivningspåverkan. De aktuella mekanismerna är kemisk fixering, solidifiering och kemisk reaktion. Ur geoteknisk synpunkt innebär en stabilisering/solidifiering att materialets hållfasthet ökar och deformationsegenskaper förbättras. I rapporten behandlas även riskbedömning av S/S metoden. Olika bindemedels lämplighet för olika föroreningar exemplifieras, utlakningsmekanismer beskrivs liksom omgivningsaspekter, geotekniska egenskaper samt beständighet och Quality Assurance/Quality Control. Även långsiktig hantering av utförd efterbehandling genom stabilisering/solidifiering inkluderas. Vidare har exempel på olika utförda objekt inhämtats och dessa redovisas i rapporten. De potentiellt möjliga applikationerna för metoden är många vilket i sin tur leder till att det blir mycket olika situationer som kan uppstå. Detta har försvårat arbetet.

S/S-metoden kan utföras in-situ där behandlingen av jorden sker direkt i marken utan någon uppgrävning eller ex-situ där jorden flyttas och behandlas On-site (på plats) eller Off-site (på annan plats). Genom in-situ eller ex-situ on-site

utförande minskas behovet av transporter varigenom miljöpåverkan reduceras. Vid tillämpning ex-situ kan jorden antingen återanvändas på platsen, användas på annan plats, användas för deponikonstruktion eller deponeras. De mekanismer som metoden baseras på är som ovan nämnts kemisk fixering, solidifiering och kemisk reaktion. Till dessa kan även läggas avskärmning, permeabla reaktiva barriärer och in-situ vitrifiering. Dessa mekanismer initieras genom inblandning av olika tillsatsmedel/bindemedel såsom cement, Merit 5000, järnoxid, organiskt material, flygaskor m fl.

Den föreliggande studien visar att S/S-metoden är lämplig vid behandling av relativt homogena jordar och sediment som är förorenade med metaller och/eller vissa semi-flyktiga organiska föroreningar. S/S-metoden är vanligen inte lämplig för flyktiga föroreningar. Noteras bör dock att den mest lämpliga efterbehandlingsåtgärden är platsspecifik till sin karaktär. I det enskilda objektet kommer kritiska frågeställningar i riskbedömningen ofta att vara förknippade med val av teknik och tillsats-/bindemedel, åtgärdens beständighet och omgivningsförutsättningar/-påverkan. En kritisk frågeställning är bindemedlets/tillsatsmedlets robusthet i förhållande till de platsaktuella förhållandena. Med robusthet menas då förmågan att klara variationer i jordtyp/muddermassor och i föroreningssammansättning/-koncentration. Kvarlämning eller deponering av förorenad jord är en viktig generell frågeställning som också måste hanteras.

Stabilisering/solidifieringsmetoden bedöms ha en potential för efterbehandling av förorenade jordar och muddermassor. Detta grundas bl a på att enligt Naturvårdsverkets lägesbeskrivning utgör metaller 45 % av de vanligaste dimensionerande föroreningarna enligt länsstyrelsernas prioriterade projekt. Metoden bör därför ingå bland de åtgärdsalternativ som utreds och jämförs för ett aktuellt objekt. I en dylik utredning bör även beaktas den ofta ökade bärförmåga hos jorden som erhålls vid stabiliseringen/solidifieringen. Nämnas kan att i USA har S/S-metoden använts i 24 % av de åtgärdade objekten i Superfund projektet. Vidare bedöms volymen förorenade sediment i Sveriges hamnar vara mycket stor (för bara två hamnar har volymen bedömts vara ca 1 500 000 m³). Kostnaden för efterbehandling genom stabilisering/solidifiering är mycket platsspecifik. Det är många faktorer som påverkar kostnadsnivån. Exempel på kostnader vid utförda projekt ges i rapporten. En övergripande jämförelse med deponering visar att stora kostnadsbesparingar skulle kunna göras om stabilisering/solidifiering skulle användas, även om S/S-metoden skulle användas endast i en mindre andel av objekten.

Utförandeaspekter beskrivs omfattande både in-situ och ex-situ stabilisering/solidifiering. Stora möjligheter finns till anpassning till lokala behov och förutsättningar. Vid inhomogena jordar kan behandlingen behöva göras ex-situ och/eller i kombination med annan åtgärd. Också det praktiska organiserandet av genomförandet är viktigt, speciellt har det visat sig värdefullt att skapa en projektgrupp bestående av problemägare, konsult och entreprenör. Mest lämplig metod och utförande är oftast mycket platsspecifik. Nämnas bör att stabilisering in-situ av icke förorenade jordar är den dominerande metoden för jordförstärkning för att erhålla ökad bärförmåga hos jorden.

Ur juridisk synpunkt finns en praxis för tillståndsprocessen. Problematiken kring kvarlämning behöver dock utredas, t ex bör studeras inrättandet av ett nationellt register för projekt/platser där stabilisering/solidifiering utförts.

Föreliggande rapport visar att stabilisering/solidifiering är en efterbehandlingsmetod lämpad för svenska förhållanden och att det finns en potential för efterbehandling av förorenad jord och muddermassor. En nyckelfråga i samband med riskvärdering kommer att vara kvarlämning av föroreningar och hur beständigheten hos den åtgärdade jorden kan säkerställas. Det är normalt viktigt att ett kontrollprogram upprättas för att verifiera funktion över lång tid. Den valda S/S teknikens lämplighet avgörs från fall till fall. S/S-metoden är mest lämplig för relativt homogena jordar, metaller och semi-flyktiga organiska föroreningar. Även om det finns viss erfarenhet från användningen av S/S-metoden i Sverige och större erfarenhet i andra länder, bör i samband med kommande projekt vissa frågeställningar ytterligare studeras för att få större underlag för en mer omfattande användning.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (EPA) estimated in their 2006 status report that about 40 000 sites are judged as contaminated of the 80 000 sites identified in Sweden. Furthermore, many Swedish harbour and seaways have contaminated sediments. The predominant method for treatment of contaminated soil is removal. The conventional way to handle dredged material is to dump it further out in the sea, deposit it in bays inside levees or at inland deposits.

During the last decade, the stabilisation/solidification (S/S) method, which is based on immobilisation have been widely used internationally and, to some extent, in the Nordic countries. Contaminants are immobilised by chemical fixation, solidification and/or chemical reaction. The mobility of the contaminants are reduced substantially and hence, their influence on the surroundings. From a geotechnical point of view, the S/S method increases the strength and improves the deformation properties of the material. As a result, treated areas on land or harbour sites may be used for future applications. The S/S method is, as other treatment methods, associated with different risks. A key issue is the durability in a long-term perspective.

The objective of this study, which was commissioned by the Swedish EPA, is to study the suitability and the potential of the S/S method to treat contaminated soil and dredge material in Sweden. The scope includes performing a literature review and analyses to evaluate 1) available treatment methods, 2) aspects related to environmental risks, 3) execution, 4) legal aspects and 5) economy. The governing mechanisms of the S/S method are presented, both regarding the environmental and geotechnical aspects of the method. Risk judgement is also addressed within this report. The suitability of different binders or additives is also discussed. Other issues addressed within this report include the impact of the method on the surroundings, the resulting geotechnical properties of the treated soil, including durability, and the required Quality Assurance/Quality Control of the method. A number of examples from practical applications of the method are presented. There are many potential applications for the method for many different situations, which has made the study more difficult.

The S/S method can be made 1) in-situ, in which the soil is treated directly in the ground without any excavation, or 2) ex-situ, in which the soil is excavated and then treated on-site or off-site. In-situ treatment or ex-situ with on-site treatment reduces the need of transport, thus requiring less environmental impact. For ex-situ treatment, the soil can be used at the site, at another site or be deposited in a designated area. The S/S method can also be used in conjunction with for example permeable reactive barriers. The mechanisms are normally initiated by adding different additives or binders (e.g. cement, Merit, iron oxide, organic material, fly ash).

The study shows that the S/S method is suited for relatively homogenous soils contaminated with metals and in some cases semi-volatile organic contaminants. The S/S method is normally not suitable for volatile organic contaminants. It

should be noted that the most suitable method is site specific. The critical issues in the risk judgement are often related to the choice of technology, the choice of additive or binder, the durability of the treatment, the site conditions and the predicted influence on the surroundings. One critical issue is the choice of additive or binder with respect to its ability to handle the existing range of soil conditions and range of type and concentration of contaminants. The long-term management of treated areas/deposits must also be addressed.

The S/S method has a potential for treatment of contaminated soil and dredge material in Sweden. This is based on the fact that metals comprise 45 % of the most commonly found contaminants according to the prioritised projects by the County Administrations in Sweden (Swedish EPA 2006). The method should be compared with other methods on a site-to-site basis. The possible increase in bearing capacity of the treated soil should be considered. In the USA, the S/S method has been used on 24 % of Superfund projects. The total volume of contaminated dredge material is estimated to be very large (i.e. it is estimated that about 1 500 000 m³ of soil was treated at two harbours alone).

The cost for the S/S method is very site specific due to many influencing factors. Examples of the cost of the method in Sweden are given in the report. A general comparison is provided to show the large cost savings that could potentially be made if the S/S method is used, even if S/S is used only at a minor part of the objects.

There are significant possibilities to tailor the treatment to local conditions and specifications. For inhomogeneous soil conditions, S/S could require ex-situ treatment or maybe a combination with another method. It is recommended that a team with representatives from the client, consultant and contractor should be established for each project to take care the whole treatment process. The most suitable method and execution procedure are normally very site specific. It should be noted that stabilisation in-situ is the most frequently used method for soil improvement of non-contaminated soils.

From legal point of view there is praxis. However, the questions related to leaving behind need to be analysed, e. g. the way of the documentation and storing of data regarding treated areas and the availability of these data.

The study shows that stabilisation/solidification is a method suited for Swedish conditions and that the method has a potential for treatment of contaminated soil and dredge materials. The S/S technique should be chosen on a site-to-site basis. S/S method is suited for relatively homogenous soils, metals and in some cases semi-volatile organic contaminants. A key issue in connection with the risk judgement will be leave the contaminants at the site and how the durability can be assured. Normally it is important that a control programme is established to follow up the function including the long-term function. Further studies are recommended before a large-scale use of the method in Sweden.

1 Introduktion och syfte

1.1 Bakgrund

Förorenade områden är ett hot mot människors hälsa och miljö. Sanering av dessa områden är därför angeläget. Arbetet med inventering, undersökning och åtgärder av förorenade områden i Sverige redovisas i Naturvårdsverkets lägesbeskrivning för efterbehandlingsarbetet i landet, (2006). Enligt denna lägesbeskrivning uppskattas det finnas totalt 80 564 potentiellt förorenade områden. Av dessa har 77 725 identifierats. Naturvårdsverket uppskattar att ca 40 000 av dessa är förorenade. Dessa är fördelade över landet och har sitt ursprung från olika typer av verksamhet och har olika föroreningar eller kombinationer av föroreningar. Det finns ett stort behov av efterbehandling av förorenade områden för att uppnå samhällets miljömål.

Den hittills dominerande metoden för efterbehandling av förorenade områden är uppschaktning, transport och deponering av den förorenade jorden.

Även Sveriges kust- och havsområden har förorenats under decennier. Detta gäller inte minst sjöleder och hamnområden. Sjöfartens kontinuerliga behov av muddring gör att det finns ett stort behov av muddring av rena och förorenade sediment under de kommande åren. Konventionella metoder för att omhänderta muddermassor är dumpning i havet (restriktioner), deponering i vikar innanför invallning och på deponier.

Stabilisering/solidifieringsmetoder, som är immobiliseringsmetoder genom fysikalisk inestängning och/eller kemisk omvandling, aktualiseras allt mer genom allt högre kostnader i samband deponering och allt högre krav på att de omhändertagna sedimentvolymerna efterbehandlas på ett miljöriktigt sätt som minskar ytterligare miljöpåverkan. En fördel med stabilisering/solidifiering är att förutom nämnda immobilisering av föroreningarna så ökar områdets bärförmåga genom att jordens/muddermassornas hållfasthet ökar. Detta innebär att användningsmöjligheterna för exempelvis hamnområden och tidigare industriområden ökar genom att behovet av grundläggning- eller förstärkningsåtgärder för nya användning reduceras markant. Stabilisering/solidifiering kan också användas i samband med deponering, genom behandling före deponering.

Användning av stabilisering/solidifiering för efterbehandling av förorenad jord och muddermassor bör kunna bidra till att uppfylla samhällets miljömål såsom Giftfri Miljö, God bebyggd miljö, och kan även bidra även till miljömålet Begränsad Klimatpåverkan genom mindre transporter.

Här bör nämnas att in-situ stabilisering av icke förorenade jordar är den dominerande metoden inom jordförstärkning för att åstadkomma geokonstruktioner. Detta baseras på ett mycket omfattande och långsiktigt FoU-arbete samt stor erfarenhet från praktisk användning i olika jordar och tillämpningar. Kunskaper och erfarenheter av denna vedertagna metod för att åstadkomma geokonstruktioner som uppfyller krav på bärförmåga, deformationsegenskaper och beständighet kan användas i syfte att hantera föroreningar i samband med efterbehandling genom stabilisering/solidifiering.

1.2 Syfte

Denna studie syftar till att beskriva lämpligheten och potentialen för metoder att stabilisera/solidifiera förorenad jord och muddermassor samt ge kunskapsstöd för beslut rörande stabilisering/solidifiering i konkreta projekt.

1.3 Genomförande

Studien har omfattat litteraturstudie, inventering av dels problem och efterbehandlingsbehov och dels av utförda projekt med stabilisering/solidifiering. Dessutom har gjorts en tvärvetenskaplig analys med avseende på miljö, teknik, juridik och ekonomi. Analysen avseende ekonomi har gjorts mot konventionella alternativ emedan de övriga görs med avseende på stabiliserings/solidifieringstekniken som sådan. De många tekniker för stabilisering/solidifiering som finns och objektens stora mångfald gör att analysen är av principiell natur.

Informella möten har hållits dels med representanter för Naturvårdsverket och länsstyrelser.

1.4 Underlag/Avgränsningar

Studien har inte inkluderat laboratorieförsök eller fältförsök.

1.5 Definition

Stabilisering och solidifiering är en efterbehandlingsmetod som syftar till att begränsa föroreningars mobilitet och förbättra de förorenade massornas geotekniska egenskaper. Vid stabilisering och solidifiering sker en kemisk fastläggning och omvandling av föroreningarna samtidigt som det sker en fysikalisk omvandling som medför att hydrauliska konduktiviteten (permeabiliteten) och innehållet av fritt vatten minskar samtidigt som hållfastheten ökar, Gilliam & Wiles (1992).

Med stabilisering avses att föroreningarna kemiskt transformeras till en svår-lakbar form, vilket gör dem mindre mobila.

Med solidifiering avses att jorden/muddermassorna omvandlas så föroreningarna innesluts i en monolitisk kropp med minskad hydraulisk konduktivitet, vilket gör att utlakningen markant minskas.

I denna rapport används begreppet jord ur ett geotekniskt perspektiv, där jord är uppbyggd av tre faser, en fast fas, en flytande fas och en gasfas. Hållrummen i jorden är fyllda med porvatten eller porgas eller bådadera. Den fasta fasen utgörs vanligen av mineral och lerpartiklar, vilka bildar jordens lastbärande skelett, men kan också utgöras av organiskt material. Muddermassor och sediment är därmed också att betrakta som en jord. Jorden kan sedan vara ren eller förorenad, vanligen till följd av antropogen verksamhet.

Dessutom finns en legal/juridisk definition av stabilisering och solidifiering. Av bilaga 2 till avfallsförordningen (2001:1063), som är den centrala lagtexten i svensk rätt när det gäller definitionen av avfall, framgår följande definitioner för stabilisering och solidifiering av avfall, vilka får anses gälla även för förorenade jordar och muddermassor som skall efterbehandlas.

Stabilisering innebär att avfalls beståndsdelarnas farlighet ändras, varvid farligt avfall omvandlas till icke-farligt avfall. Vid solidifiering är det avfallens aggregationstillstånd som ändras (t.ex. från flytande till fast form) genom tillsatser utan att avfallens kemiska egenskaper påverkas. Avfall betraktas som delvis stabiliserat om det efter stabiliseringsprocessen fortfarande innehåller farliga beståndsdelar som inte fullständigt omvandlas till icke-farliga beståndsdelar och som kan avges till miljön på kort, medellång eller lång sikt.

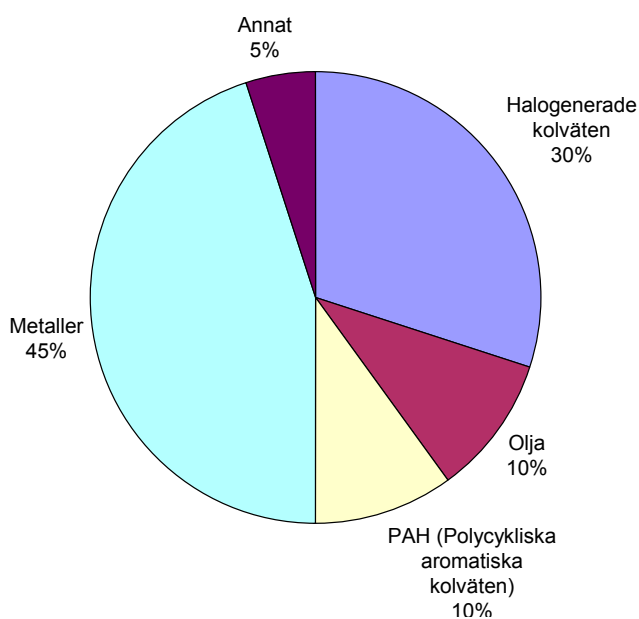
Med bindemedel avses ett medel som tillsätts den förorenade jorden eller muddermassorna för att uppfylla uppställda krav vid efterbehandling. Benämningen bindemedel används normalt av geotekniker medan personer verksamma inom kemi/miljöområdet normalt använder benämningen tillsatsmedel. I rapporten används bindemedel och tillsatsmedel synonymt.

I rapporten avses med metod en princip och med teknik ett sätt att tillämpa en metod.

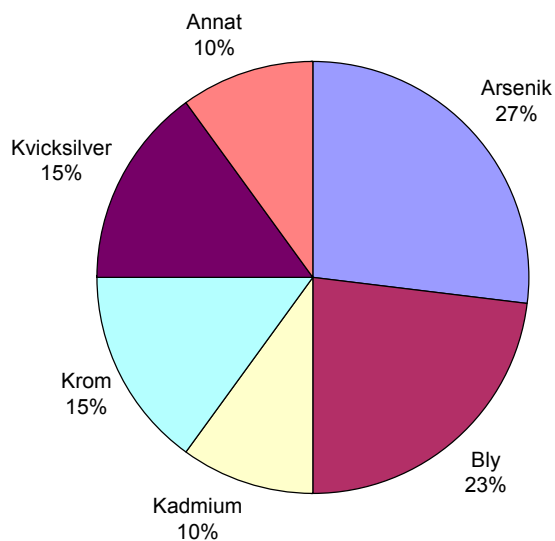
2 Förorenad jord och muddermassor – omvärldsanalys

2.1 Förorenade områden

Enligt Naturvårdsverkets ”Lägesredovisning för efterbehandlingsarbetet i landet” daterad (2006) uppskattar Naturvårdsverket att det finns ca 40 000 förorenade områden i Sverige. Totalt har 11 000 områden riskklassats enligt MIFO (Metodik för inventering av förorenade områden). I lägesredovisningen för efterbehandlingsarbetet i landet redovisar Naturvårdsverket bl a fördelningen av de vanligaste dimensionerande föroreningarna vid länsstyrelsernas prioriterade objekt. Länsstyrelserna har rapporterat vilken förorening som bedöms styrande för efterbehandlingsinsatserna vid länsstyrelsernas objekt. Den dimensionerande föroreningen är ofta den förorening som både hör till de farligaste på området, men som även förekommer i stor mängd. Enligt Naturvårdsverkets bedömning avspeglar fördelningen av den huvudsakliga och styrande föroreningen på objekt i de högre riskklasserna, även om underlaget baseras endast på de prioriterade objekten. Fördelningen av de vanligaste dimensionerande föroreningarna vid länsstyrelsernas prioriterade objekt visas i Figur 1. Härav framgår bl a att metaller utgör den dimensionerande föroreningen i 45 % av prioriterade projekten. I Figur 2 visas fördelningen av dimensionerande metaller vid länsstyrelsernas prioriterade projekt.



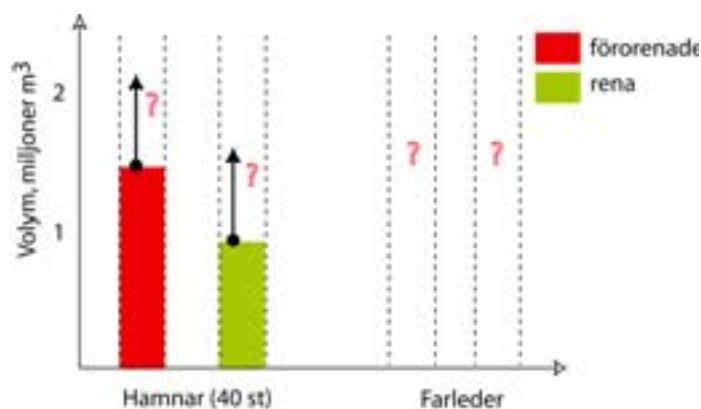
Figur 1. Fördelning av de vanligaste dimensionerande föroreningarna vid länsstyrelsernas prioriterade projekt (Naturvårdsverkets lägesbeskrivning, 2006).



Figur 2. Fördelning av dimensionerande metaller vid länsstyrelsernas prioriterade projekt (Naturvårdsverkets lägesbeskrivning, 2006).

2.2 Muddermassor

Sveriges kust- och hamnområden har under decennier mottagit stora mängder föroreningar från sjöfart, vattendrag och luft. Vanligt förekommande föroreningar i hamnområden är till exempel tungmetaller, TBT (tributyltenn) och PCB. Behovet att muddra i Sverige och våra nordiska grannländer de närmaste åren rör sig om miljontals kubik muddermassor. En inventering av volymerna i 40 av Sveriges hamnar indikerade att dagens kännedom om volymen förorenade massor är cirka 1 500 000 m³ (Magnusson et al, 2006). Denna inventering avser endast ett antal hamnar och inkluderar därmed inte muddermassor från farleder eller för den delen förorenade sediment i andra vattenområden. I Figur 3 visas **idag** känd volym av muddermassor som skall hanteras i Sveriges hamnar de närmaste åren.



Figur 3. Idag känd volym muddermassor att hantera i Sveriges hamnar de närmaste åren (Magnusson et al, 2006).

2.3 Efterbehandlingsåtgärder

Efterbehandling av förorenad jord och muddermassor kan ske på olika sätt, och det finns idag ett flertal efterbehandlingsåtgärder, såsom termisk avdrivning, jordtvätt, bioventilering, förbränning och stabilisering/solidifiering. I varje aktuellt fall skall lämpligaste metod eller kombination av olika efterbehandlingsmetoder väljas. I föreliggande rapport studeras endast stabilisering/solidifieringstekniken avseende dess lämplighet och potential för svenska förhållanden.

3 Metoden

Solidifiering/stabilisering baseras som nämnts på immobilisering och brukar anges gemensamt som S/S. Vid behandlingen binds föroreningarna antingen fysikaliskt, innestängs, i en stabiliserad massa eller omvandlas kemiskt (dock ej så att de bryts ned/mineraliseras/förstörs) genom reaktioner mellan förorening och tillsatt ämne (US EPA, 2001).

S/S-metoden ger möjlighet att efterbehandla förorenade jordar på plats, t o m utan uppgrävning. Ett relativt brett spektrum av föroreningar, främst tungmetaller, kan behandlas på ett flexibelt objektanpassat sätt. Även rena och förorenade muddermassor kan behandlas.

Ett in-situ S/S-behandlat område har oftast även förbättrad geoteknisk bärformåga, vilket kan öka användningsmöjligheterna av området och även reducera grundläggningkostnader för framtida konstruktioner och anläggningar.

S/S-tekniker ger möjlighet till väsentliga kostnadsbesparingar jämfört med alternativa metoder.

3.1 Utförande - Principer

Utförandet av S/S-metoden kan delas in enligt följande. Genom dessa olika utföranden kan en anpassning efter lokala behov och förutsättningar ske.

1. In-situ stabilisering/solidifiering. Behandling av förorenad jord/sediment sker direkt i jorden, över eller under grundvattenytan utan någon uppgrävning. Kan utföras genom inblandning av torrt bindemedel eller genom inblandning av en slurry eller en kombination av dessa. Figur 7 i kapitel 5 Utförande visar exempel på in-situ S/S.
2. Ex-situ stabilisering/solidifiering. Baseras främst på inblandning av en slurry och kräver att förorenad jord/muddermassor etc. tas/grävs upp. Behandlingen av materialet sker antingen On-site (på plats) eller Off-site (på annan plats). Åtgärderna kräver normalt någon form av återfyllnad av den uppgrävda platsen. Figur 7 i kapitel 5 Utförande visar exempel på ex-situ S/S. De behandlade massorna kan antingen:
 - återanvändas på platsen
 - användas på annan plats
 - användas för deponikonstruktion
 - deponeras på deponi.

Exempel på efterbehandling Off-site är muddring av förorenade massor och transport av massorna till lämpligt område eller anläggning där avvattning och stabilisering/solidifiering kan ske.

S/S metoden kan kombineras med andra efterbehandlingsmetoder om så skulle vara lämpligt med hänsyn till förekommande föroreningar och deras fördelning inom det förorenade området.

3.2 Mekanismer

Stabilisering/solidifiering baseras på en rad olika mekanismer, dels kemiska/fysikaliska och dels geotekniska.

3.2.1 Kemiska/fysikaliska mekanismer

De vanligaste teknikerna för S/S ges nedan. Gemensamt är att mobiliteten av föroreningarna reduceras och därmed deras omgivningspåverkan. Det finns tekniker som också åstadkommer kemiska reaktioner med föroreningen och ändrar hela materialets kemiska och fysikaliska karakteristik. De tekniker som brukar anges är följande:

- Kemisk fixering
- Solidifiering
- Kemisk reaktion

Kemisk fixering innebär ett tillförande av kemikalier som orsakar kemiska reaktioner med föroreningar i en matris varvid föroreningen kemiskt transformeras till en form som gör den mindre mobil. Själva föroreningen transformeras enbart till mindre mobil form, den bryts inte ned. Som exempel kan nämnas lättlösliga/lättlösliga kromjoner som via tillsatser kemiskt omformas till mindre lösliga kromjoner (med förändrat oxidationstal).

Solidifiering innebär omformning från en icke-solid matris till en solid dito genom inblandning av ett bindemedel. Det kan till exempel vara förorenade vätskor, lösa jordar, slam etc. som med tillsats av bindemedel fås att bli en solid enhet. När den förorenade jorden/muddermassorna blandas med ett bindemedel med låg hydraulisk permeabilitet genereras en produkt med låg hydraulisk konduktivitet varvid en inkapsling av föroreningarna erhålls. En reducerad omgivningspåverkan från det inkapslade materialet erhålls. Inkapslingen utförs oftast i form av block eller så behandlas hela eller delar av det förorenade området.

Kemisk reaktion innebär att bindemedel injekteras i det förorenade materialet varvid själva föroreningen kemiskt bryts ned. Reagensen kan vara ett ämne som direkt åstadkommer reaktionerna eller som verkar som en katalysator för reaktion mellan redan befintliga ämnen (t ex vatten) och föroreningar. Som exempel kan nämnas tillsats av finkornigt järn som genom sin omvandling/oxidation i vatten kan åstadkomma nedbrytning av klorerade kolväten.

Ovanstående angreppssätt fokuserar på själva föroreningen. En metod som brukar innefattas i begreppet S/S-metod, men som inte fokuserar direkt på själva föroreningen är s.k. *avskärmning*. Målsättningen med denna metod är att styra eller avskärma ett föroreningsflöde. Detta kan ske genom applicerandet av en tät skärm (exempelvis bestående av en eller flera överlappande pelare av in-situ S/S behandlad jord), som får det förorenade flödet att avstanna eller alternativt styras mot en

punkt där någon form av behandling sker. Det senare är vanligt i s.k. *permeabla reaktiva barriärer* där den täta avskärmningen styr den förorenade grundvattensplymen mot en öppning i vilken det finns ämnen som bryter ned eller omvandlar föroreningen i plymen under tiden plymen transporteras genom öppningen.

In-situ vitrifiering (ISV) kan nyttjas för organiska förorenade områden. Det är en något udda teknik för solidifiering. ISV är till vissa delar egentligen en destruktionsmetod men brukar ändå inordnas under S/S metoder. Vid ISV tillförs marken elektrisk ström via in-situ elektroder för att smälta jorden eller andra material vid extremt höga temperaturer (1600 - 2000 °C). Härvid immobiliseras flertalet oorganiska föroreningar. Föreligger organiska föroreningar bryts dessa ned genom pyrolys. Det bildas en kristallin massa in-situ i vilken överblivna föroreningar inkapslas. Man kan i vissa fall förbättra resultatet genom att gräva ned krossat glas i det förorenade materialet innan strömmen sätts på. Under processen avgår vattenånga och förbränningsprodukter från själva pyrolysen som fångas upp i huva/huvor placerade på markytan. Dessa sugs från huva till en separat behandlingsanläggning. Vitrifieringsprodukten är en kemiskt stabil, lakresistent, glasliknade produkt likt t ex obsidan eller basalt.

3.2.2 Geotekniska mekanismer

I föregående avsnitt nämns de kemiska reaktioner som sker vid användning av S/S. Förutom de miljömässiga aspekterna så uppstår även fysikaliska reaktioner som innebär att de geotekniska egenskaperna i jorden eller muddermassorna förändras. Tillsats av bindemedel ökar generellt hållfastheten och förbättra deformationsegenskaperna i jorden. Hur stor ökningen blir beror både på typ av bindemedel och den mängd som tillsätts. Den hållfasthet som kan uppnås beror också på i vilken jord stabiliseringen sker. För muddermassor och sediment är även vatteninnehållet av stor betydelse och en avvattning bör ske innan massorna stabiliseras.

En stabilisering innebär också att deformationerna i jorden minskar vid belastning jämfört med en ostabiliserad jord. I de mängder som normalt används så sker en marginell ökning av densiteten i jorden eller muddermassorna. Vid användning av in-situ S/S innebär den fysikaliska förändringen av jorden eller muddermassorna att bärförmågan ökar och därmed möjligheterna att använda området.

Stabiliserad/solidifierad jord får också förbättrade egenskaper med avseende på produktionsteknik så att den blir lättare att hantera, packa etc.

För att tekniskt erhålla en säker konstruktion så ska följande faktorer beaktas:

- stabilitet
- deformationer
- beständighet

4 Utredningsaspekter

Orsaker till att en förorenad jord och muddermassor är i behov av åtgärder är att jordmatrisen på något sätt kan ge upphov till en oacceptabel miljöpåverkan och/eller att markanvändningen ändras. Exempelvis kan uppkomna halter, i recipient/er som ligger inom den influensradie som lakvattnets innehåll kan påverka i nutid och framtid, som överstiger platsspecifika hälso- och miljörelaterade kriterier. Lämplig efterbehandling väljs med målsättningen att åtgärden skall innebära att halterna i exempelvis grundvattnet eller närliggande ytvatten reduceras till under acceptabla nivåer.

Det är alltid önskvärt att i första hand välja saneringsmetoder som avlägsnar föroreningarna. Det är dock långt ifrån alltid som detta är tekniskt möjligt och/eller ekonomiskt rimligt. En icke-destruktiv metod kan med fördel väljas om det går att visa att föroreningarna efter åtgärden kommer att utgöra liten risk för sin omgivning. S/S metoden kan enskilt eller i kombination med andra efterbehandlingsmetoder uppnå aktuellt efterbehandlingsmål.

Omgivningspåverkan genom utlakning är en av de viktiga faktorer som markant kan reduceras genom S/S applikation. Förutom en reduktion i lakbarhet kan även fås en reduktion i permeabilitet och i biologisk tillgänglighet. Detta enskilt eller i kombination med varandra kan begränsa möjliga transportvägar och reducera risken för exponering på aktuella skyddsobjekt.

Eftersom själva föroreningen normalt inte destrueras med S/S metoder är det viktigt att metoden åstadkommer önskad funktion under en lång framtid. För att bedöma en efterbehandlingsåtgärd bör under utredningsskedet olika aspekter behandlas i ett platsspecifikt perspektiv. Det är också viktigt att miljöaspekter under själva utförandet av efterbehandlingen behandlas (se kap 5.2).

4.1 Förorenad jord och muddermassor

4.1.1 Förorenad jord

Enligt Naturvårdsverkets har ett mycket stort antal förorenade områden spridda över Sverige identifierats. De har sitt ursprung från olika typer av verksamhet och har olika föroreningar eller kombinationer av föroreningar. Föroreningarna förekommer i olika typer av jordar inklusive skiktad jord, såväl naturlig jord som fyllningar. Även grundvattenförhållandena skiljer sig åt mellan de olika områdena och föroreningarna kan förekomma över och/eller under grundvattenytan. Såväl enkla som komplexa jord-/grundvatten-/föroreningsförhållanden kan förekomma. De aktuella förhållandena inom ett förorenat område måste klarläggas och beaktas samt vid behov av efterbehandling en tillräckligt robust metod/åtgärd väljas.

Om det förorenade området ligger inom ett område med låg stabilitet (kan var fallet exempelvis vid ett vattendrag eller vid/i en slänt) måste åtgärder för att erhålla erforderlig stabilitet vidtas.

4.1.2 Sediment och muddermassor

Förorenade sediment och muddermassor består av partiklar i ler- till sandfraktion och i vissa fall med högt organiskt innehåll och hög vattenkvot. Finare material (ler) och organiskt material sedimenterar långsamt och utgör bra adsorbent för organiska och oorganiska föroreningar. Sediment kan därmed betraktas som en sänka för föroreningar i vattenmiljön. Sediment kan i sig vara mobila. Detta beror ofta på om de föreligger i erosionsbotten eller ackumulationsbotten. Vid hantering av förorenade sediment är det därför lätt att åter mobilisera föroreningar genom att dessa går i lösning eller via transport av finmaterial. Vanligt förekommande föroreningar i sediment är olja, fenoler, PAH, dioxin, Hg, metaller, metallorganiska föreningar etc.

Förutsättningen för att kunna åtgärda dessa massor med S/S metod är att föroreningar kan immobiliseras och även att hållfastheten förbättras (den senare gäller även vid en deponisituation). Låg hållfasthet medför låg bärförmåga och därmed risk för skred eller stabilitetsproblematik. Vid muddring är massornas TS-halt ofta låg, dvs. materialet består till stor del av vatten. Även efter sedimentation i sedimentationsbassäng, som kan ta lång tid, kommer materialet att bestå av stor andel vatten, vilket även bidrar till en låg hållfasthet och frågeställningar kring det vatten som avleds.

4.2 Material/processer för stabilisering/solidifiering

Det finns idag nio specifika innovativa material/processer eller grupper av processer med potential för S/S ex-situ. Dessa är:

Puzzolan/Portland cement: Det förorenade materialet blandas med puzzolanbaserade silikater som t ex flygaska, Merit 5000, som är en typgodkänd produkt av Swedish Institute for Technical Approval in Construction (SITAC) och liknade och cementbaserade material som t ex Portlandcement, vilka reagerar kemiskt med vatten, resulterande i en fast cementaktig matris. Härav förbättras handhavandet av det förorenade materialet och dess fysikaliska karakteristik. Denna metod används främst för oorganiska föroreningar, effekten av på organiskt förorenat material varierar, varvid lakteter kan ge svar i det specifika fallet. Kalciumhydroxiden i bindemedlet kan generera utfällning av många metaller resulterande i svårlösliga metalloxidhydroxidkomplex. Med Merit 5000 kan även t.ex. svavelreaktioner ske och HgS bildas. Metaller kan även jonbytas med katjoner i kristallin cementmatris.

Den höga alkaliniteten som i vissa fall kan underlätta utfällning av många metaller kan tyvärr även motverka immobilisering om metallerna bildar lösliga anjon-hydroxider vid höga pH. Exempelvis, kadmium kan fällas ut vid moderata alkaliska pH som $\text{Cd}(\text{OH})_2$ men får ökad löslighet vid högre pH då anjonisk kadmium-hydroxid bildas. Eftersom sambandet pH - löslighet skiljer sig åt för olika metaller kan inte optimal bindningseffekt erhållas för alla enskilda metaller i en mix. Specifieringen av de olika metallerna i föroreningsmixen är alltså viktigt att klargöra initialt. Bland annat krom och arsenik kan föreligga både som lösliga katjoner och oxidanjoner, t ex kromat och arsenit. Den sistnämnda formen kommer

inte att kunna fällas ut som hydroxider och deras sorptionsbenägenhet till cementmatrisen skiljer sig åt för motsvarande katjoner.

Modifierat svavelbaserat cement: Detta är ett kommersiellt tillgängligt termoplastiskt material som smälts vid ca 130 – 150 °C, varefter det mixas med det förorenade materialet till en homogen smält-slurry. Denna förs över i lämpliga behållare för avsvälning, lagring och deponering. Den relativt låga arbetstemperaturen genererar låga utsläpp av svaveldioxid och svavelväte. Om man vill använda svavlet i form av sulfid tillförs sulfidinnehållande tillsatser med målsättning att producera svårlösliga metallföreningar av t ex koppar. Emellertid är långtidsbindningen i sådant material beroende av permanent exkludering av syre eller andra oxiderare som kan komma i kontakt med metallsulfiden.

Lösliga fosfater: Metoden är enbart anpassad till metallföreningar. Olika former av fosfat och alkali tillförs till det förorenade materialet för bildandet av komplexa metallföreningar med låg mobilitet över ett stort pH-intervall. Olikt andra stabiliseringsmetoder omvandlas inte det förorenade materialet till en hård monolitisk struktur. Exempel på metoden är tillsats av lösliga fosfater och kalk till flygaska för att stabilisera/immobilisera dess innehåll av bly och kadmium.

Järnoxid: Järn, samt järn- och manganoxid kan binda ett flertal olika metallföreningar.

Slamstabilisering: Processen är lik Puzzolan/Portland cementmetoden i det att någon form av material som reagerar med vatten, t ex cementbaserat material, tillförs och blandas in i slammet så att föreningarna blir mindre mobila. Skillnaden är främst att metodens teknik vad gäller blandning och tillsatser är mer anpassad till finmaterial med högre vattenhalt.

Vitrifiering/smältglas: Genom att upphetta det förorenade materialet upp till 1200 °C, vid behov med tillsatts av borsilikater och sodakalk, transformeras detta till ett glasliknande material med mycket kraftigt reducerad lakbarhet avseende föreningarna. Den höga temperaturen förstör det organiska föreningarna. Även tungmetaller i förorenat material kan kappslas in med metoden (eventuellt bildade ångor från vissa flyktiga tungmetaller måste tas omhand). Förutom förorenad jord med relativt hög halt fri produkt kan metoden även behandla t ex förorenat slam/sediment med varierande vattenhalt (US EPA, 1998; ITRC, 1997; Renholds, 1998). Metoden är dock extremt energikrävande (enligt Los Alamos (2002) och Vitrification (2002) krävs för sanering av ca 400 m³ metallförorenad jord en tillförd successivt ökad effekt under två veckor upp till 3 MW varvid temperaturen i jorden kan stiga till över 2500 °C).

Bitumenisering: Med denna process bäddas det förorenade materialet in i upphettad flytande bitumen varefter föreningen inkapslas när bitumenet kallnar. Inblandningen av upphettat bitumen i det förorenade materialet sker ofta i form av slurry, i en het extruder anordning innehållande skruvar som ombesörjer omblandningen. I processen förångas vatten från mixade materialet ned till en fukthalt om ca 0,5 vikts-%. Slutprodukten är en homogen blandning av förorenat material och bitumen.

Emulsifierad asfalt: I detta fall används olika emulsioner av asfalt i form av mycket fina droppar dispergerade i vatten och stabiliserade med emulgeringsmedel.

Efter mixningen bryts emulgeringen varvid vattnet automatiskt separeras från den organiska fasen och formar en matris av hydrofob asfalt i/runt det fasta förorenade materialet. Denna produkt tillåts ”åldras” ett antal dagar. Resultatet blir solid asfalt innehållande uniformt fördelat förorening med i princip impermeabla egenskaper vad gäller vatten.

Polyetylenextrudering: Denna process innefattar mixning av polyetylen-baserat bindningsmaterial och det förorenade materialet i torr form i en uppvärmd cylinder innehållande skruv som både verkar som omblandare och som extruder anordning. Den uppvärmda homogent bildade mixen transporteras ut i en ”gjutform”, där mixen kyls och solidifieras till en mycket stabil produkt (tack vara polyetylenets egenskaper). Metoden/idén är relativt ny och har testats i fullskala på avfall med kväveinnehållande oorganiska föroreningar. För andra föroreningar föreligger bristfällig information (har eventuellt enbart nått tester i lab- och pilotskala).

4.3 Tillsats- / bindemedel och kemisk fixering

Som nämnts i kap 1.5 så används orden bindemedel och tillsatsmedel synonymt.

Vanligen är S/S metoder främst lämpade för tungmetaller. Det finns även S/S tekniker som visat sig lämpade för vissa organiska föroreningar i jord. För sådana föroreningar föreligger dock behov, i större utsträckning än för metallförorenade matriser, att genomföra plats- och metods specifika laboratorie- och eventuellt pilottester, innan metoden kan rekommenderas.

I tabell 1 och tabell 2 nedan redovisas två sammanställningar av tillsatser/ bindemedel lämpliga för olika metallföroreningar. Cement med sina puzzolana reaktioner är en annan viktig tillsats/bindemedel vid stabilisering. Påpekas bör att den aktuella situationen är styrande och att i vissa fall kan olika kombinationer av bindemedel bidra till förbättrade effekter.

Tabell 1. Tillsatsmedel lämpliga för olika metaller, (Maurice, 2001)

Tillsats	Metall
Fosfor-material	Pb
Järn- och manganoxid	As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
Organiskt material	As, Cd, Cu, Pb
Naturliga och konstgjorda lermineral	As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn
Kalk	Cd

Tabell 2. Stabiliseringseffekt för olika tillsatsmedel på olika föroreningar (Kumpiene, 2005)

Tillsats	Förorening				
	As	Cu	Cr	Zn	Pb
Fosfor-material	-	+	()	+	++
Organiskt material	+/-	+/-	++	+/-	+/-
Lera	+	+	()	++	+/-
Basiska material	-	+	-	++	+/-
Järnoxid	++	+7-	++	+	+
Manganoxid	++	()	-	()	()

++ mycket bra
 + bra
 +/- ibland bra och ibland dålig
 - dålig
 () ingen uppgift

I tabell 3 visas en sammanfattning av vilka ämnen som vid försök visat potential att adsorbera till Merit 5000 enligt Stark (2006).

Tabell 3. Merit 5000:s förmåga att adsorbera olika föroreningar (Stark, 2006)

	Förorening						
	As	Cd	Cr	Zn	Pb	Ni	Hg
Masugnsslagg	-	+	+/-	+	+	+/-	+

S/S metod kan också eventuellt tillämpas för hantering av organiska föroreningar som PAH, PCP, dioxiner etc. Organiska föroreningars bindning till naturligt organiskt material har studerats av bl.a. Kalbitz et al. (2000), Skyllberg & Magnusson, (1995), Eriksson et al. (2004), Frankki et al. (2006) samt Frankki & Skyllberg, (2006). Organiskt material är bra adsorbenter för organiska föroreningar. Stabilisering med organiskt material som är svårnedbrytbart, t.ex. aktivt kol har potential att binda till sig de organiska föroreningarna under lång tid. Det är viktigt att beakta pH-effekter på löslighet, bedöma nedbrytningshastighet hos det organiska materialet och hos den organiska föroreningen.

4.3.1 Transportmekanismer

Den primära transportmekanismen är utlakning, som består av en sekvens av kemiska, biologiska och fysikaliska processer: transport av reaktanten till den fasta fasens gränsskikt, diffusion genom gränsskiktet och mikroporer till externa och interna reaktionsytor, vidhäftning på ytorna, kemiska ytreaktion(er), lösgörande av reaktionsprodukter och, slutligen, diffusion ut i lösningen och vidare transport. Den långsammaste processen kommer att styra den övergripande utlakningshastigheten. Koncentrationen i lakvattnet av en förorening kan styras av:

- Tillgänglighet
- Löslighet
- Sorption
- Nedbrytning

Utlakningen är *tillgänglighetsstyrd* när substansen i fråga går i lösning så snabbt att endast den totala massan av substansen begränsar koncentrationen i vätskefasen. Om däremot *lösligheten* för ett visst mineral, där substansen ingår, är begränsande så är utlakningsprocessen *löslighetsstyrd*. Koncentrationen i vätskefasen kan också styras av *sorption*, vilket inkluderar alla de processer som gör att substansen fastnar på ytan av den fasta fasen: jonbyte, ytkomplexering, etc. Löslighet och sorption av många ämnen i en vattenlösning styrs i hög grad av pH, vilken kan förändras med tiden. Vid ett kontinuerligt flöde av vatten genom den förorenade jorden kommer buffrande substanser att lösas upp och transporteras ut.

Utöver detta så kan kinetiken hos de kemiska reaktionerna och de fysikaliska processerna (diffusion) styra koncentrationen i porvattnet. Under sådana förhållanden råder kemisk respektive fysikalisk icke-jämvikt. Kemisk icke-jämvikt är associerad med kinetiken hos upplösning/utfällningsreaktioner och sorption. Fysikalisk icke-jämvikt innebär att koncentrationsgradienter mellan olika regioner i mediumet uppkommer och tillgängligheten till vissa regioner av porvolymen är begränsad och styrs av den diffusiva transporten. Fysikalisk icke-jämvikt kan bero på att flödesfältet ej är uniformt, vilket i sin tur beror på materialets heterogenitet. Flödet koncentreras till makroporer, sprickor, kanaler och regioner med högre hydraulisk konduktivitet. Detta flöde, s.k. preferentiellt flöde eller kanalflöde, verkar som en "kortslutning" och stora delar av materialet kommer därför ej att bli exponerade för mobilt vatten.

Som redan beskrivits så kan S/S-tekniken vara effektiv för att reducera mobiliteten hos många, framförallt oorganiska, föroreningar. Genom S/S behandling kan många av de begränsande mekanismerna för utlakning förstärkas så att föroreningarna blir mindre benägna att laka ut vid exponering för vatten.

S/S bidrar till att minska föroreningars mobilitet genom:

- Minskning av innehåll av fritt vatten. Vid tillsats av hydrauliska bindemedel sker det reaktion med vatten, vilket minskar muddringsmassornas vatteninnehåll
- pH justering som minskar föroreningarnas löslighet
- Kemisk fixering genom fastläggning av föroreningar/giftiga ämnen som silikater, hydroxider, karbonater, sulfider etc
- Omvandling till mindre toxisk form
- Fysikalisk inkapsling av förorenade partiklar (mikroinkapsling i kristallstruktur)
- Lägre permeabilitet hos den behandlade jorden/muddermassorna och därmed minskad vattentransport
- Hållfasthetsökning hos materialet, från några kPa upptill flera hundra kPa

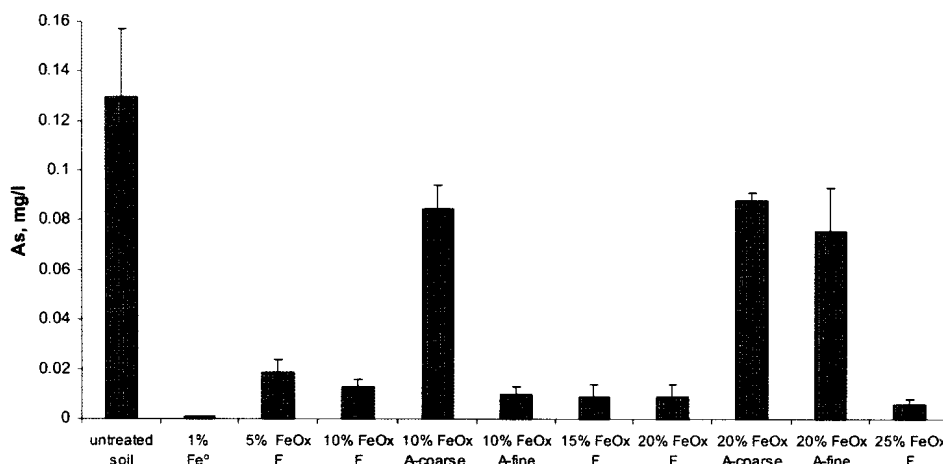
I tabell 4 har S/S teknikens inverkan på utlakningsegenskaperna summerats.

Tabell 4. Utlakningsmekanismer och funktion S/S teknik

Utlakningsmekanism	Effekt av stabilisering/solidifiering
Tillgänglighet	Tillgängligheten kommer inte vara begränsande för utlakning av en S/S behandlad jord
Löslighet	S/S tekniken kan begränsa utlakningen genom att lösligheten kan bli begränsande (beroende på förorening och bindemedel). T.ex. så kan kalciumhydroxiden i cement generera utfällning av många metaller resulterande i svårösliga metalloxid-hydroxidkomplex
Sorption	S/S tekniken kan begränsa utlakningen genom sorption. T.ex. så kan metaller jonbytas med katjoner i kristallin cementmatris.
Nedbrytning	Tillsats av elektrondonatorer (ex Fe) kan bryta ned organiska föroreningar
Kinetik	Genom S/S stabilisering kan t.ex. fysisk icke-jämvikt uppstå och fysisk kinetik bli begränsande för utlakning. I en S/S stabiliserad jord så blir vattenflödet koncentrerat till vissa makroporer, sprickor, kanaler och regioner, vilket beror på den stabiliserade matrisens låga permeabilitet. Exponeringen för vatten blir då begränsad av den kapillära vattentransporten och utlakningen kan bli begränsad av diffusion

Stabilisering av sediment och jord med kalk och/eller cement ger ofta ett material med låg permeabilitet. Materialets porositet beror av hur hårt materialet packas eller komprimeras. Materialets låga permeabilitet bidrar till att fria joner transporteras med diffusion. Diffusion är ofta begränsande för utlakningshastigheten, men detta kan inte sägas gälla generellt. Därför är det fördelaktigt om stabiliseringsåtgärden innebär att föroreningarna också fixeras kemiskt genom utfällning, mineralisering och/eller sorption.

I Figur 4 visas exempel på utlakningen av arsenik från en jord behandlad med järn (Kumpiene, 2005). Även utlakningen från den obehandlade jorden visas. En mycket god effekt kan erhållas.



Figur 4. Utlakning av As för obehandlad jord och jord behandlad med Fe (Kumpiene, 2005)

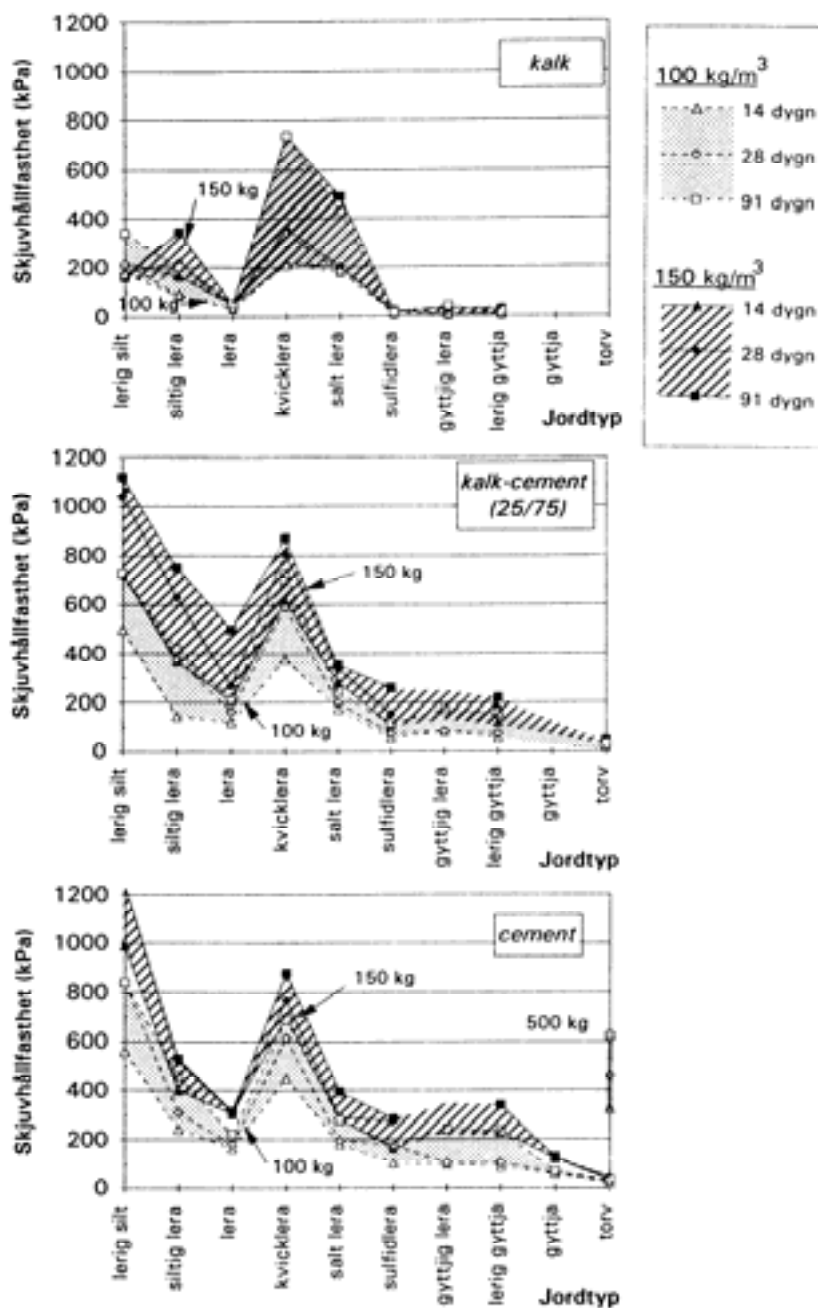
4.4 Omgivningsaspekter

Applicering av S/S-metoder in-situ innebär att markmiljön (eller miljön i sedimentet) tillåts åsidosättas i det område som skall behandlas. Metoden skall dock inte negativt påverka omgivande miljö. Teoretiskt kan emellertid sådana randeffekter uppstå. Exempelvis, flera av S/S-metoderna (in-situ) genererar en markant pH-höjning i det behandlade området. Under vissa förutsättningar kan detta även genereras i mark och vatten nedströms det behandlade området (eller i närliggande sediment/vattenområden). Det är härvid viktigt att klarlägga randeffekterna av exempelvis en eventuell pH-höjning i närområdet innan metoden appliceras. Det finns ett flertal tungmetaller som minskar sin mobilitet då pH höjs (viket då är en fördel med en pH-höjande metod) men det kan finnas andra miljöfarliga ämnen som istället ökar sin mobilisering vid sådan pH-höjning. Markmiljön i kringliggande områden kan ta skada, inte bara av ökad mobilisering utan även av t ex pH-höjningen i sig. Vidare, om metoden appliceras i sediment kan själva metoden i sig röra om och mobilisera partiklar/sediment som kan transporteras till omgivande vattenområden. Det är alltså viktigt att klarlägga miljömässiga randeffekter inför beslut om metodapplicering och eventuellt behov av kompletterande åtgärder.

4.5 Geotekniska egenskaper

Metoden att djupstabilisera lös jord med kalk som bindemedel har använts i Sverige sedan slutet av 1970-talet. I mitten av 1980-talet började cement eller en kombination av kalk och cement att användas. Under senare år har även används Merit 5000 och flygaska. Terra E, som är en kalkrik aska är ett exempel på ett nytt bindemedel som börjat användas. Därför finns en relativt god kännedom om hur jordens geotekniska egenskaper påverkar möjligheten till stabilisering. Metoden utvecklas med nya bindemedel vilket gör att fler typer av jordar är möjliga att stabilisera idag. Jordar med organiskt innehåll är t ex svårare att stabilisera än lös lera, men med rätt bindemedel och mängd så kan erforderlig hållfasthet uppnås.

I Figur 5 visas exempel på vilken skjuvhållfasthet som uppnåts i olika typer av jordar för två olika mängder av kalk och cement. Hållfastheten i jorden ökar också med tiden. Figuren är ett exempel för att illustrera att flera faktorer påverkar slutresultatet.



Figur 5. Skjuvhållfasthet i olika jordtyper vid inblandning av kalk och/eller cement. (Åhnberg et al., 1995).

Vid stabilisering så blir jorden fastare och därmed minskar deformationerna när jorden eller muddermassorna utsätts för belastning. Permeabiliteten i stabiliseringen är låg. Vatteninnehållet i marken och temperaturen har betydelse vid S/S.

Den framtida användningen av det efterbehandlade området bör beaktas vid val av teknik och utförande samt bindemedel. Lämplig blandning för en specifik plats bör undersökas genom laboratorieundersökningar med olika typer och mängder av bindemedel blandade med den aktuella jorden eller muddermassorna.

Förhållandena i jord varierar oftast i djupled och därför kan blandningar även behöva utföras med jord från olika djup. De egenskaper som bör undersökas är framförallt skjuvhållfasthet och permeabilitet. Vid stabilisering in-situ bör provpelare eller block installeras för att verifiera resultaten från laboratorieundersökningarna. Vid slutligt val av bindemedel och mängd bör även hänsyn tas till blandningens robusthet, dvs. hur känslig blandningen är för variationer i jordförhållanden eller mängden bindemedel.

Vidare är det viktigt att beakta de fysiska platsspecifika begränsningar som kan föreligga in-situ, så att producerad barriär/kolumn/konstruktion med vald metod blir placerad i rätt position och fungerar enligt uppsatta miljömässiga krav.

Det finns flera regelverk som kan användas för dimensionering av geotekniska konstruktioner beroende på tillämpning. Vid användning av stabilisering så finns t ex generella krav i Boverkets Konstruktionsregler (BKR, 1999). Banverket och Vägverket har egna krav och det finns en branschgemensam handbok för djupstabilisering (SGF 2:2000).

4.6 Beständighet

Med beständighet avses åtgärdens potential/förmåga att bibehålla den avsedda funktionen över ett långt tidsperspektiv. Det är inre och yttre faktorer, enskilt och i samverkan, som styr åtgärdens beständighet. För att kunna göra en bedömning av en åtgärds beständighet, är det viktigt att analysera faktorer och mekanismer som kan påverka funktionen negativt på lång sikt.

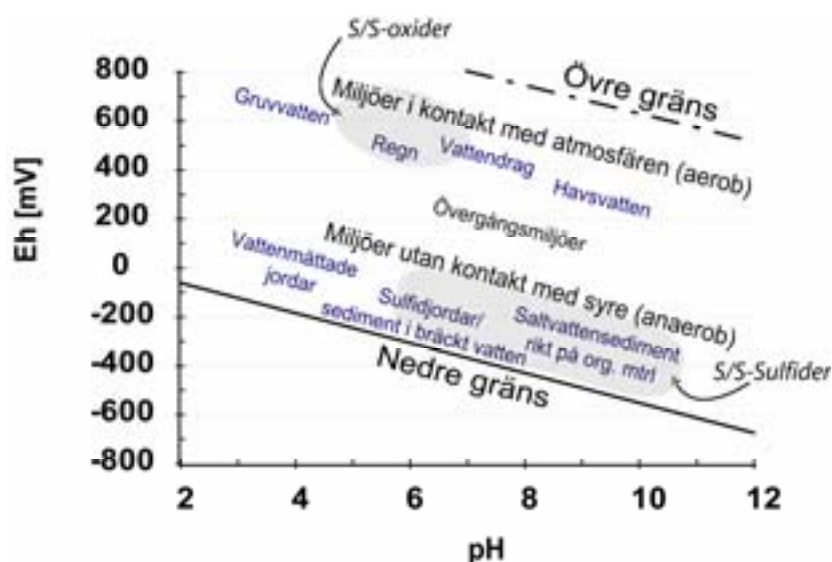
4.6.1 Faktorer och mekanismer som styr beständighet

S/S metoden bygger på en kemisk och/eller fysikalisk omvandling av den förorenade matrisen, som medför att föroreningen binds till den behandlade matrisen. Det som kan påverka denna effekt styrs av inre och yttre mekanismer/faktorer. Med inre mekanismer avses degradering orsakad av exempelvis interferens mellan bindemedel och organiskt innehåll och mellan bindemedel och förorening, karbonatisering, sulfat- och kloridattacker, alkali-silika reaktioner, mineralupplösning etc. Yttre faktorer kan exemplifieras med klimatpåverkan, höjning eller sänkning av grundvattenytan, påverkan från frys och tö cykler eller mänsklig åverkan etc. Biologisk aktivitet är ytterligare en parameter som kan påverka den behandlade matrisen. Biologisk verksamhet kan på sikt förändra matrisens redox och pH miljö.

4.6.2 Vad innebär S/S tekniken?

Valet av S/S-åtgärd görs när metoden kan anpassas för att vara beständig mot kemisk och mekanisk påverkan i en viss miljö, dvs. en viss omgivning. Exempel på hur omgivningsmiljön ser ut med avseende på pH och redoxmiljö (Eh) redovisas i Figur 6. Åtgärd som syftar till att immobilisera en förorening i aerob miljö (tillgång till syre) bör hamna i aerob omgivning för att minska risken på negativ yttre påverkan. Åtgärd som är anpassad för att binda en förorening under anaeroba

förhållanden (icke tillgång till syre) bör lokaliseras i anaeroba miljöer. Målsättningen är att efterlikna naturliga processer vilket i sin tur leder till beständiga lösningar.



Figur 6. Schematisk beskrivning av olika naturliga miljöer karakteriserade med redoxpotential (Eh) och pH, efter Mason & Moor (1982)

Beständigheten hos den S/S-behandlade matrisen kan styras genom:

- valet av bindemedel och bindemedelsmängd
- hantering av omgivningsfaktorer
- begränsning av risker förknippade med yttre faktorer och inre mekanismer

4.6.3 Yttre faktorer

Exempelvis kan arsenik (As) stabiliseras med järnhydroxid under aeroba förhållanden, figur 6. Stabiliseringen (SS-oxider) kan ses som beständig om den As förorenade matrisen placeras i en aerob miljö. I miljöer där pH höjs och/eller redoxpotentialen sänks, exempelvis på grund av biologisk nedbrytning av organiskt material, är denna S/S lösningen inte beständig. På motsvarande sätt bör en åtgärd, där en förorening binds till matrisen genom sulfidmineralisering i en anaerob miljö (S/S-sulfid), placeras i en anaerob miljö för att kunna garantera beständigheten, figur 6. Denna situation kan exempelvis motverkas om konstruktionen belastas så att skred uppstår och delar av matrisen hamnar i aerob miljö.

En genomgång av omgivningspåverkan och risken för olycksfall, som översvämning, landhöjning, sprickbildning etc. bör ingå i bedömning av efterbehandlingsmetodens beständighet.

4.6.4 Inre mekanismer

Kunskapen om bindemedel-föroreningseffekter på grund av enskilda föroreningar och beståndsdelar i bindemedlet, på kort och lång sikt är idag begränsade. Det finns dock ett antal studier (se kap 4.6.5) rörande långtidsbeteendet hos S/S-behandlat material som omfattar ca 15 år. Dessa studier har inte visat någon nedbrytning av det S/S-behandlade materialet. I ett värsta möjliga scenario (dvs. materialet ligger ytligt, utsätts för aggressivt vatten, m. m.) bedöms en stabiliserad jordmassa kunna motstå kemisk och fysikalisk vittring som andra cementbaserade material US EPA (2000). Normalt är situationen inte lika aggressiv varför beständigheten torde vara längre. Det rekommenderas likväl att höga krav ställs på utformning och utförande av konstruktioner med stabiliserade massor för att minimera sådana risker.

Vid stabilisering av organiskt material, som exempelvis gyttja och torv, bör extra hänsyn tas till att organiska syror kan hämma härdning och hållfasthetsökning samt att läckage av organiska kolloider kan medföra transport av föroreningar (organiska och oorganiska) från det stabiliserade materialet. Stabilisering av organiskt material som gyttja och torv är dock en ur geoteknisk synpunkt beprövad teknik. Genom höjning av bindemedelsmängd och val av lämpligt bindemedel kan härdningen (inkapslingen) styras vid exempelvis stabilisering av organiska jordar.

Svårnedbrytbara och svårlösliga föreningar som tyngre PAH, dioxiner etc. binds bättre till organiskt material (organiskt kol) än lösliga organiska föreningar. Medan oorganiska föroreningar inte förstörs, utan enbart binds till jordmatrisen, kan organiska föroreningar brytas ned med tiden vid vissa förutsättningar. Som tidigare nämnts ger stabilisering med organiskt material som är svårnedbrytbart, t.ex. aktivt kol en potential att binda till sig de organiska föroreningarna under lång tid.

4.6.5 Erfarenheter

Enligt information från Bates (2006) finns amerikanska erfarenheter med behandling med S/S-metoder som sträcker sig drygt 15 år tillbaka i tiden. Generellt är de amerikanska erfarenheterna hittills sådana att behandlingsresultaten inte genererat några indikationer på problem. Man menar vidare att S/S-metoder som minskar permeabiliteten till minst ca 10^{-8} m/sek tillräckligt väl förebygger utlakning av de inneslutna miljöfarliga ämnena och därmed omgivningspåverkan från dessa. Inte heller har indikationer på nedsättning av geotekniska egenskaper såsom hållfasthet etc. noterats. Det krävs initialt laboratoriebaserade lakteter med lakvatten som simulerar det lakvatten som det färdigstabiliserade materialet kan komma i kontakt. Lakresultaten måste vara sådana att de uppfyller de krav som ställs i det enskilda fallet. Vidare krävs kontroll i form av årlig provtagning (och relevant analys av proverna) i ett eller flera grundvattenrör utplacerade strax nedströms det behandlade området.

4.7 Quality Assurance/Quality Control

Kontroll av egenskaper/prestanda hos den efterbehandlade jorden är nödvändig för att verifiera att åtgärden fungerar enligt de krav som ställts upp och utgör därmed

också en del i riskbedömningar för en S/S-åtgärd. Avseende geoteknikdelen finns utarbetade riktlinjer och verktyg för kontroll och uppföljning av att tekniska egenskaper innehålls, se kapitel 5.5.

Exempel på viktiga egenskaper hos övervakningsparametrar kan vara att det är:

- mätbar (till en rimlig kostnad)
- pålitlig. Tydligt samband mellan parameter och fastläggnings- och mobiliseringsmekanismer.
- gärna möjliga att prediktera/modellera

Speciellt bör långtidskontrollen av grundvattnet ägnas uppmärksamhet. I det ingår att upprätta och långsiktigt säkerställa ett tillräckligt antal provpunkter nedströms det behandlade området och eventuellt även i någon/några punkter uppströms det behandlade området så att kvalificerad kontroll kan göras. Plattspezifika krav på innehållet i grundvattnet följs. Innehåll av flyktiga föreningar kan kräva regelbundna gasmätningar i marknivå.

Kontrollen bör utföras och dokumenteras under lång tid och med successiva utvärderingar. Normalt är kontrollen mer omfattande inledningsvis och glesas ut med tiden om den visar eftersträvd funktion.

4.8 Långsiktig hantering

Valet av S/S-metoden som efterbehandlingsmetod görs utifrån att metoden är långsiktig, beständig, ger god miljöeffekt och är ekonomiskt fördelaktig. Valet av S/S-metoden baseras på laboratorieundersökning och i vissa fall på pilot-/fältundersökning.

Åtgärdens utformning riskbedöms som nämnts med fokus på ett platsspecifikt perspektiv. Härvid är det viktigt att beakta hur eventuella problem som kan uppstå med efterbehandlingsåtgärden kan åtgärdas och rättas till. I syfte att möjliggöra en hantering av kända eller okända framtida situationer (t ex klimatförändring, ändring av grundvattenförhållandena) är det centralt att också utforma åtgärden så att den vid behov går att hantera förhållandevis enkelt i efterhand.

Sådan riskhantering kan t ex vara av teknisk karaktär, t ex genom att:

- att anordna möjlighet för barriärer
- att anordna tätskikt som förhindrar inläckage av vatten
- att anordna möjlighet till avledning av perkolat
- att skapa geotekniska egenskaper hos den behandlade jorden/muddermassorna som möjliggör schaktbarhet för utskiftning och hantering på annan plats

Det kan också vara åtgärder av administrativ karaktär. Exempel på administrativa åtgärder kan vara att säkerställa att åtgärden dokumenteras och att markanvändningen implementeras i den fysiska planeringen (t ex att områdets förutsättningar

beskrivs i kommunala detaljplaner). I vissa situationer kan det vara svårt att hantera ett eventuellt framtida riskscenario. I sådana fall bör metodens tillämplighet noga övervägas.

5 Utförandeaspekter

5.1 Praktiskt genomförande/organisation

För att kunna utföra ett S/S projekt optimalt krävs det att en projektgrupp bestående av problemägare, konsult och entreprenör tillsätts. Projektgruppens arbete underlättas då alla är samlade från början. Kraven och kvalitetsnivåerna på projektet samt hur utförandet kan/ska gå till specificeras redan i ett tidigt skede. Detta medför att alla involverade har samma information och vet precis vilka krav som finns samt har varit med om att identifiera kritiska moment och kritiska faktorer för projektet. Detta leder ofta till att riskerna kan minimeras. Att känna till riskerna tidigt och ta fram en kommunikationsplan för de involverade är av största vikt för projektets utförande.

En viktig punkt för projektgruppen är att specificera vilka myndighetskontakter, intressegrupper (miljöorganisationer etc.) och tredje man som kan påverkas av projektet. Dessa grupper bör bjudas in till regelbundna informationsmöten eller bjudas in i projektet som referensgrupp.

Utförandet av S/S projekt, precis som med andra efterbehandlingsprojekt är beroende av vad och hur projektgruppen sätter sina krav och kvalitetsnivåer. I ett S/S projekt är det stor fokus på att entreprenören skall kunna kvalitetssäkra sitt arbete. Kvalitetsnivåerna kan variera på grund av att beställare kan tänka sig acceptera och godta billigare anbud med lägre kvalitet. Detta är något som bör kunna avhjälpas genom att tillsätta ovan nämnda projektgrupp som styr hur- och vad som skall redovisas av entreprenören samt att entreprenören hela tiden är med i diskussionerna kring utförandet. En tidig dialog med entreprenörerna är av största vikt för ett framgångsrikt genomförande av ett S/S projekt.

5.2 Miljöpåverkan under utförandet

Som nämnts i kapitel 4.3 kan nyttjandet av S/S-metoder innebära miljöpåverkan på kringliggande områden. Vid bedömning av metodens platsspecifika lämplighet är det viktigt att även ta hänsyn till human- och miljöpåverkan i alla övriga led som ingår i nyttjandet av metoden. Det kan t ex vara transport, mellanlagring, utfyllnad, invallning, avvattning, stabiliseringsarbetet som sådant etc. Miljöaspekter under utförandet inkluderas i en riskbedömning. Om vid kontroll av denna påverkan framkommer att påverkan är oacceptabel måste åtgärder vidtas omgående. Alternativa åtgärder skall tas fram redan i genomförandeplanen.

5.3 In-situ Stabilisering/Solidifiering

In-situ S/S kan delas in i torr mixning och våt mixning enligt "Execution of special geotechnical work – Deep Mixing" (SIS. Swedish Standards Institute. Svensk Standard SS_EN 14679:2005. Stockholm). Denna utförandestandard omfattar egentligen inte stabilisering inom mindre djup än 3 m. Stabilisering enligt i

standarden beskriven metod och masstabilisering utförs dock till ca 0,5 m djup under markytan. Utförandestandarden behandlar den viktiga frågeställningar vid inblandning av bindemedel i jord. **Torr mixning** är en process där jorden mekaniskt homogeniseras (aggregat sönderdelas) in-situ samt mixas med bindemedel med eller utan fillers och tillsatser i torr/pulver form (t ex cement och/eller kalk). **Våt mixning** innefattar också mekanisk sönderdelning in-situ av aggregat men jorden mixas med en slurry av vatten och bindemedel med eller utan filler och tillsatser. Våtmetoden kräver att bindemedlet förblandas med vatten.

I allmänhet är torr mixning mest lämpad för lösa leror eller silt med högt naturligt vatteninnehåll, medan våtmetoden kan användas även i jord med lågt naturligt vatteninnehåll och underlättar inblandningen av bindemedel.

I Figur 7 visas exempel på utrustning för stabilisering/solidifiering av muddermassor, Nordsjö hamn, Helsingfors. Denna teknik kallas även masstabilisering. I Figur 9 (se kap 6) visas ett annat exempel på utrustning för stabilisering/solidifiering, Hammarby sjöstad. Den tekniken kallas djupstabilisering med bindemedelsstabiliserade pelare. Med ett roterande inblandningsverktyg matas bindemedlet ut och en cylindrisk pelare skapas inom det önskade djupet. Dessa pelare installeras överlappande så att hela den önskade volymen stabiliseras/solidifieras.



Figur 7. Stabilisering/solidifiering av muddermassor i Nordsjö hamn, Helsingfors (Foto Bo Svedberg)

5.4 Ex-situ Stabilisering/Solidifiering

Vid solidifiering ex-situ är de vanligaste oorganiska tillsatsmaterialen cementbaserade, t ex Portland cement, med tillsats av flygaska/kalk, samt lämplig mängd vatten. Även Merit 5000 används enskilt eller tillsammans med cement eller kalk. Merit 5000 är mald granulerad masugnsslagg. Med dessa blandningar formas en fast, motståndskraftig, aluminiumsilikatbaserad matris eller massa, vilken innesluter partiklar, binder föroreningar och minskar permeabiliteten i själva matrisen. De vanligaste organiska inkapslingsmaterialen är bitumen, polyetylen, paraffin, vax och andra polyolefiner för att forma en kristallin, glasliknande eller polymerisk inramning runt det förorenade materialet.

Målsättningen med solidifiering ex-situ är att generera en nära nog monolitisk struktur med tillräckligt inerta egenskaper, där lakbara ytor reduceras till enbart själva monolitens väggar med en lakbarhet som är acceptabel. I vissa fall innesluts behållare innehållande fri produkt (eller radioaktivt material) till ett monolitisk struktur. Förutom att tillsatt material ska generera en inneslutande effekt kan i solidifiering även ingå att tillsätta fasta bulkämnen för att fysikaliskt öka andelen fastfas.

Stabilisering ex-situ är en teknik som kemiskt begränsar lösligheten eller mobiliteten av föroreningen. Ämnen tillförs som överför föroreningen i en mindre lakbar form, t ex genom utfällning. Stabilisering tillämpas vanligen på metallförorenad jord, men även på organiskt förorenade jordar med hög andel semi-flyktiga organiska ämnen om dessa kan omvandlas kemiskt till mindre lakbara former eller bindas till lämplig matris.

Det finns många innovationer inom S/S-området, speciellt för ex-situ applikationer. De flesta är modifieringar av kända utföranden/processer (avfallsprocessmetoder) men inriktade på föroreningsspecifik inkapsling eller immobilisering. I kapitel 4.2 beskrivs nio specifika innovativa material/processer eller grupper av processer med potential för S/S ex-situ.

5.5 QA/QC

För kontroll av utförande så finns etablerade metoder att följa upp geotekniska egenskaper och för miljödelen får objektsspecifika program upprättas.

Normalt så utförs provpelare i fält innan produktionen startar och det finns olika typer av sonderingsmetoder för att mäta hållfastheten, se Rapport 2:2000 SGF och Rapport 17 ”Djupstabilisering med bindemedelsstabiliserade pelare och massstabilisering – En vägledning” från Svensk Djupstabilisering. Kontroll sker på motsvarande sätt även av produktionspelare. I vissa specifika fall har hela pelare tagits upp och den utrustningen skulle kunna användas i ett inledningsskede vid S/S för att ta upp prover och undersöka/bedöma homogeniteten hos pelarna samt undersöka t ex hållfasthet och permeabilitet på laboratorium.

6 Utförda projekt

6.1 Utförda projekt i Sverige

I Sverige har flera olika typer av S/S teknik utförts. I Örserumsviken i Västervik användes S/S ex-situ off-site för sanering av muddermassor och i Hammarby Sjöstad, Stockholm användes S/S in-situ med pelarstabilisering med torr mixning. I Västra Götaland har utförts ett par projekt med S/S ex-situ, t ex i ett projekt i Tranemo kommun sker stabilisering/immobilisering av arsenik.

6.1.1 Örserumsviken, Västervik

Örserumsviken i Västervik är ett exempel på område där sanering av muddermassor har utförts med S/S ex-situ off-site, se Figur 8. Saneringen har bedrivits med medel från Naturvårdsverket.

I Örserumsviken låg tidigare ett pappersbruk som hade verksamhet under 80 års tid. Pappersbruket använde kvicksilver för att hålla rörledningarna fria och man använde returpapper som innehöll PCB. Sedimenten i viken var därför förorenade.

Saneringen utfördes av Vägverket Produktion under 2002-2003. Envipro miljöteknik AB ansvarade för projekteringen. Sedimenten muddrades varefter muddermassorna grovsorterades, avvattnades, stabiliserades och deponerades.

Örserumsviken i Västervik



Figur 8. Sanering av Örserumsviken i Västervik.

Muddring

Muddring utfördes av 31 hektar och beräknades ge ca 160 000 m³ muddermassor. Det mudderverk som användes tog upp 500 m³ vatten och slam per timme. Det pumpades genom slang från mudderverket till anläggningen på land.

Sortering, avvattning

Muddringsmassorna togs till en grovsorteringsanläggning där bl.a. sand sorterades ut. Därefter avvattades massorna, se Figur 9.



Figur 9. Grovsortering (vänster bak), avvattningsanläggning (mitten) och blandningsenhet (höger) i Örserumsviken.

Stabilisering/solidifiering

Inblandningsförsök utfördes på SCC Viateks laboratorium i Finland. Försöken utfördes med följande inblandningsmedel och mängder:

- byggcement-Merit 5000 i olika blandningsförhållanden, inblandningsmängder 50-150 kg/m³
- snabbhårdnande cement, 100-150 kg/ m³
- byggcement, 50-150 kg/ m³

För fältförsöken valdes ren cement. De avvattnade massorna lades i plansilos där cement tillsattes med mängden 70 kg/m³. Blandningen utfördes med grävmaskin, se Figur 10. Kravet på de stabiliserade massorna var att de skulle uppnå skjuvhållfastheten 30 kPa innan de lades på deponin. Fortlöpande kontroll utfördes.

Deponering

De avvattnade stabiliserade muddermassorna transporterades med hjullastare till deponiområdet. Massorna lades ut i ett 1,5 m tjockt lager som täcktes med ett tätskikt av lergeomembran i kombination med plastgeomembran. Tätskiktet täcktes med 1,5 m jord. Konstruktionen är dimensionerad för att klara kraven för farligt avfall.



Figur 10. Blandningsstation för stabilisering av avvattnade muddermassor i Örserumsviken.

6.1.2 Hammarby sjöstad

Hammarby Sjöstad är ett område med 7000 lägenheter och 270 000 kvm kommersiella lokaler utanför Stockholm. Området byggdes på industrimark som delvis var starkt förorenad av tungmetaller och oljeprodukter. Sedimenten utanför stranden var förorenade av kvicksilver. För sedimenten användes S/S in-situ. Tekniken med S/S användes på en del av området istället för att transportera det förorenade materialet till Sakab för deponering. Metoden ansågs ur miljösynpunkt som ett bättre alternativ och det var även betydligt billigare.

Sedimenten utanför stranden vid Luma-fabriken visade sig innehålla oacceptabelt höga halter av kvicksilver ned till ett djup av 0,5 m. Myndigheterna krävde därför att de förorenade massorna skulle muddras upp och transporteras till Sakab för deponering. Såväl muddring som transporter medför miljöbelastningar. Kostnaden för saneringen hos Sakab ligger i storleksordningen 1,5 miljoner kronor för 600 m³. Då det krävs sugmuddring måste massorna spädas ut med vatten med 3 till 5 gånger den teoretiska volymen. Kostnaden kommer då att öka 3-5 gånger om man inte kan minska vattenhalten. Metoden är således osäker såväl ur kostnads- som miljösynpunkt. Därför väcktes ett förslag att undersöka möjligheterna att istället stabilisera sedimenten på plats, vilket stöddes av myndigheterna när de informerats om metoden. Att stabilisera förorenade sediment med en blandning av cement och Merit 5000 ansågs som en lämplig och kostnadseffektiv metod med ringa miljöbelastning. Kostnaden för stabiliseringen ligger på 200-300 kr/m³ i jämförelse med kostnaden för deponering hos Sakab som ligger på 2 500 kr/m³.

Byggherre i Hammarby Sjöstad var Stockholms stads gatu- och fastighetskontor. Konsulter var Tyréns Infrakonsult, Kemakta och SUAB – Viatek. Arbetet utfördes av NCC med Hercules Grundläggning som stabiliseringsentreprenör.

Laboratorieförsök

Inblandningsförsök av sedimenten med olika bindemedel utfördes på laboratorium. Sedimenten bestod av förorenad gyttja med en vattenkvot av 225 procent. Inblandningsförsök gjordes med:

- 100 procent snabbcement, bindemedelsmängder på 75 respektive 125 kg/m³
- 50 procent snabbcement och 50 procent Merit 5000, bindemedelsmängder på 75 respektive 125 kg/m³

De tryckhållfastheter som uppmättes efter en månad var ca 300 kPa vid 75 kg/m³ bindemedel och ca 500 kPa vid 125 kg/m³.

Lakförsök utfördes på blandningen 50/50 snabbcement och Merit 5000, då man bedömde att Merit har bra förmåga att binda föroreningar. Lakförsöken visade att urlakningen av kvicksilver var mycket liten, motsvarande bakgrundsvärdena i sjön. Man bestämde sig därför att använda en blandning av 50/50 snabbcement och Merit 5000 i en mängd av 125 kg/m³.

Stabilisering

Då det inte fanns någon allmänt accepterad metod att utföra stabiliseringen på diskuterades flera alternativ; bl.a. att stabilisera massorna på plats eller att muddra upp dem och stabilisera i en blandningsutrustning på pråm. Då det förorenade området i detta fall av andra orsaker skulle spontas in valde man att utföra stabiliseringen på plats. Innanför sponten fyllde man med sand tills man kom över vattenytan. Stabilisering utfördes sedan med en konventionell djupstabiliseringsmaskin som kunde gå i torrhet, se Figur 11. Metoden är vanlig för djupstabilisering men har tidigare inte använts för att stabilisera förorenade massor i Sverige. Stabiliseringen kunde utföras med vissa störningar genom blockförekomst och tidvis högvatten. Där man inte kom åt på grund av blockförekomst utfördes stabilisering med grävmaskin och dubbla bindemedelsmängder.

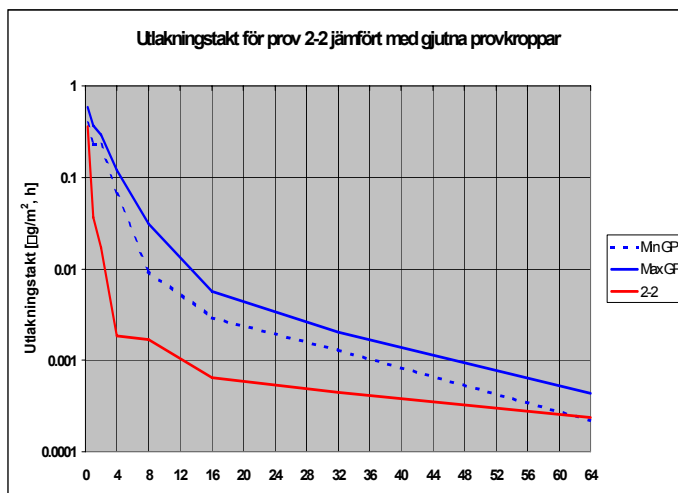


Figur 11. In-situ solidifiering/stabilisering med pelare i Hammarby sjöstad.

Kontroll

Provtagningen efter utfört arbete visade ett gott stabiliseringsresultat och lakförsöken visade på en urlakning motsvarande bakgrundsvärdena.

I Figur 12 visas resultatet från ett av de lakförsök som genomförts. Kurvan visar att utlakningen för fältprov är mindre än utlakningen för laboratorieprover trots att provet i detta fall var krossat. Detta prov är representativt för de undersökta proverna.



Figur 12. Lakförsök utförda på laboratorieinblandade prover (max och min, de två översta linjerna) samt på prov upptaget i fält (nedersta linjen). Figuren visar utlakad mängd, kg/m² per timme (x-axelns skala är dagar)

6.2 Utförda projekt i Finland

De tre mest intressanta och viktigaste stabiliserings/solidifieringsexemplen i Finland har tämligen ofta refererats i olika rapporter och artiklar (t.ex. Rogbeck et al. 2003, Magnusson et al. 2005 samt Piispanen et al. 2004). Den viktigaste gemensamma faktorn av alla dessa exempel är återanvändningen av förorenade muddermassor som byggnadsmaterial. Dessa exempel som här kort beskrivs är:

- Sörnäs strand projektet i Helsingfors i slutet av 1990-talet
- Fredrikshamns hamnprojekt i 1997, och
- Nordsjö hamnprojektet, som har varit på gång fr.o.m. 2003

6.2.1 Sörnäs strand i Helsingfors. Utvidgning av strandområdet

Sörnäs strand är ett gammalt industri- och hamnområde som successivt har omvandlats till bostadsområde genom att muddra bort bottensediment och lera samt fylla ut stranden med sprängsten. Enligt en ny utbyggnadsplan skulle projektet fortsättas genom att Sörnäs Strandväg flyttas längre in mot land och fylla ut mera strand för en stadspark, en strandpromenad och en småbåtshamn.

Det visade sig dock att bottensedimentet innehöll höga halter av tungmetaller och PCB, och Helsingfors Miljöcentral gav inte tillstånd att placera muddermassorna till havs eller på någon deponi. I stället beslöts att stabilisera/solidifiera muddermassorna mellan befintlig strandlinje och en stödbank av sprängsten mot havet. Det förorenade bottensedimentet under stödbanken muddrades upp och lagrades i pråmar tills det kunde pumpas upp i den bassäng som skapats mellan stranden och stödbanken. Stabiliseringen/solidifieringen utfördes i bassängen till ett djup av fem meter. Principen av konstruktionen och pågående stabilisering visas i Figur 13.

För stabiliseringen/solidifieringen som utfördes med masstabiliseringsutrustning, användes som bindemedel snabbcement (110 kg/m³), som enligt inblandningsförsök i laboratoriet gav bästa resultat, en skjuvhållfasthet på knappt 50 kPa. En månad efter stabiliseringen gjordes fältkontroll. Skjuvhållfastheten varierade mellan 115 och 207 kPa, medelvärdet var 120 kPa. Ett och ett halvt år efter stabiliseringen togs upp prover, som testades i laboratoriet. Skjuvhållfastheten varierade mellan 25 och 143 kPa, medelvärdet var 86 kPa. Skjuvhållfastheten, som testades med 1-axial hållfasthetsförsök utan något lateralt tryck i laboratoriet, är naturligtvis mindre än skjuvhållfastheten, som testas med vingprovning (in-situ) vid fältkontroll. Resultatet uppfyllde kraven som var ca 30 kPa.

Två år efter stabiliseringen togs nio prov från tre olika ställen och tre olika djup (0,5 m, 1,0 m och 1,5 m) med pistongprovtagaren för miljötester. Tre prov från ett och samma ställe inblandades och blandningen homogeniserades till ett provmaterial, för att minska mängden av försök. Miljötester bestod av analyser för totalhalten av några metaller (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn) och kolväten (aromatiska och alifatiska HC) samt av skakningstesten EN 12457-03 (dåtida CEN prEN testen) och kolonntesten enligt NEN 7343. Metaller analyserades med ICP-MS/AES metoden och kolväten med GC/MS. Resultat jämfördes med användbara finska riktvärde samt totalhalten av muddermassorna före stabiliseringen, se tabell 5 och 6

Tabell 5. Totalhalter i muddermassorna före respektive efter stabilisering/solidifiering

	Totalhalt 1998, före mass- stabilisering	Totalhalt 2001, efter mass- stabilisering	Totalhalt; finska riktvärde (SYKE 2000)	
			Börvärde	Gränsvärde
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
As	8	6,1	4,0	60,0
Cd	16	0,6	0,2	10,0
Cr	76	44,9	37,0	500,0
Cu	134	25,5	18,0	400,0
Ni	46,5	24,7	19,0	300,0
Pb	146,5	20	15,0	300,0
Zn	670	97,6	23,0	700,0
Rec. arom. HC- compounds	2825	< 0,1	<0,1	<1
Rec. alif. or cyclic HC-compounds	2825	< 0,1	<0,1	<1

Tabell 6. Lakförsök på muddermassorna efter stabilisering/solidifiering

	Resultat av lakningstester		Finska riktvärde för lakning (Syke 2000)	
	EN 12457-3	NEN 7343	Grupp 1	Grupp 2
	L/S 10	L/S 10		
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	0,020	0,015	0,141	0,85
Cd	0,0003	0,000	0,011	0,015
Cr	0,074	0,037	2	5,1
Cu	1,389	0,863	1,1	2
Ni	0,562	0,422	1,2	2,1
Pb	0,053	0,001	1	1,8
Zn	0,018	0,072	1,5	2,7
Rec. arom. HC-compounds	<0,1	-	Grupp 1: beläggning behövs inte Grupp 2: beläggning behövs	
Rec. alif. or cyclic HC-compounds	<0,1	-		



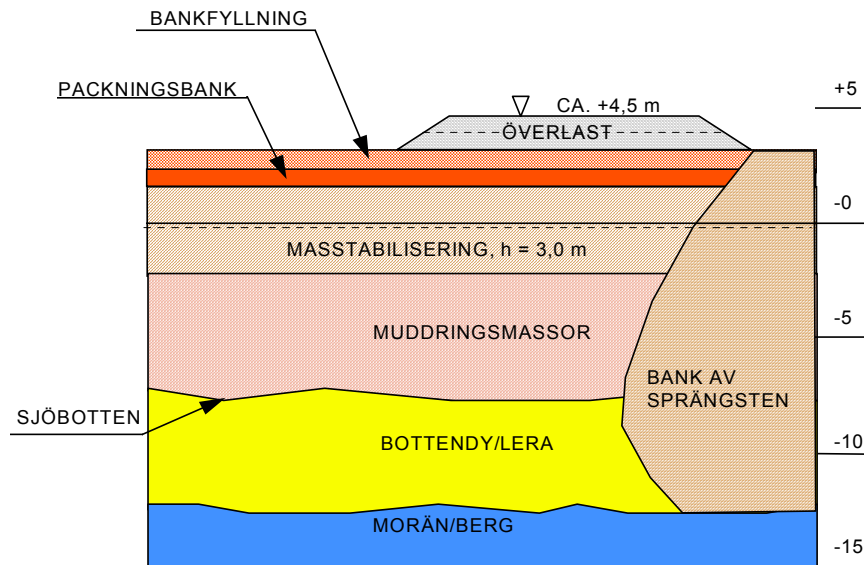
Figur 13. Konstruktion och stabilisering i Sörnäs strand

6.2.2 Fredrikshamn. Grundläggning för containerterminal i hamnområdet

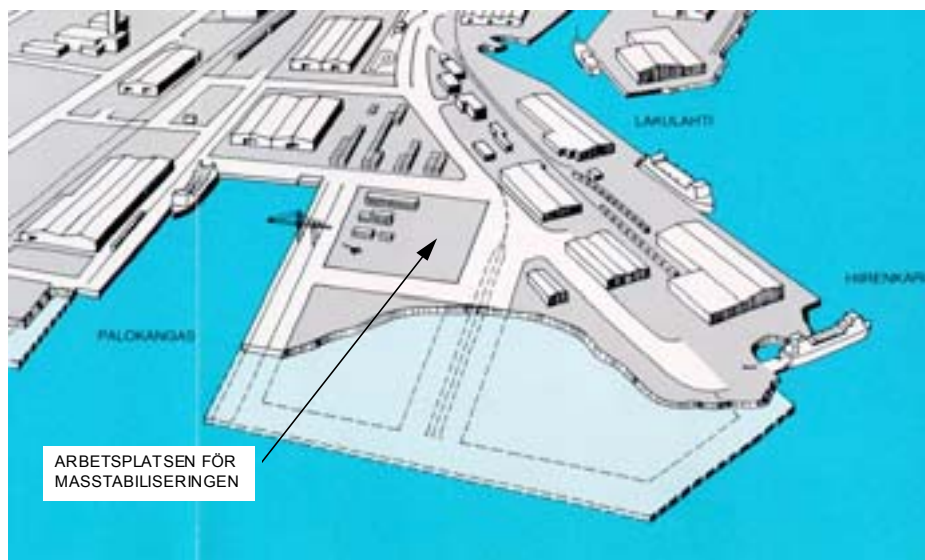
I samband med utvidgningen av hamnen i Fredrikshamn byggdes en ny containerterminal. Grundläggningen av terminalen består av en bassäng omgiven av bankar av sprängsten och fylld med muddermassor. De översta lagren av muddermassorna

stabiliserades enligt figur 14. På packningsbanken och bankfyllningen lades ut överlastbanken för att begränsa sättningar under brukstiden. Figur 15 är en översikt av hamnområdet i Fredrikshamn med arbetsplatsen för masstabiliseringen.

Stabiliseringen/solidifieringen utfördes med masstabiliseringsutrustning. Som bindemedel användes med snabbcement (70 kg/m³) baserat på omfattande tester i laboratorium och i fältet



Figur 14. Principen för masstabiliseringen i Fredrikshamn.



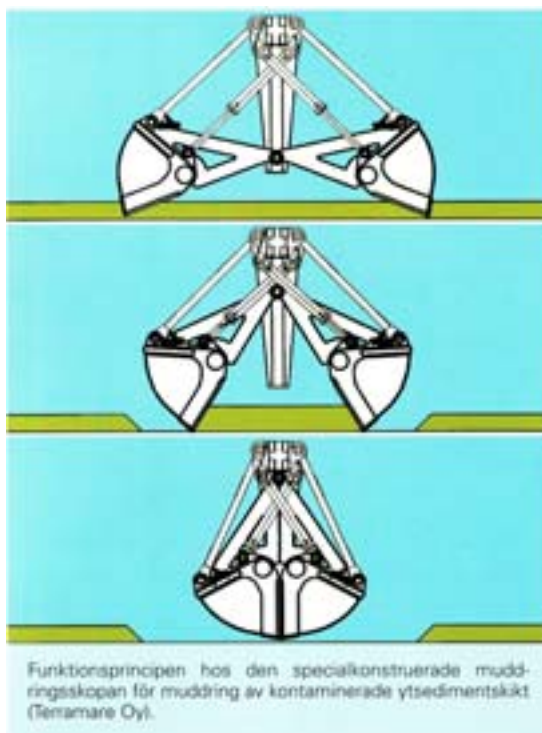
Figur 15. Området av Fredrikshamn hamn och masstabiliseringsplatsen för containerterminalen.

6.2.3 Nordsjö hamn

Inom Nordsjö hamnområde finns enligt undersökningar cirka 100 kg TBT (tributyltenn), mindre mängder PCB samt tungmetaller. Föroreningshalten ansågs vara så hög att sedimenten inte kunde deponeras till havs.

Helsingfors hamn har tillsammans med experter utvecklat en metod för sanering av havsbotten. Metoden hjälper till att avlägsna TBT-haltigt sediment från havsbotten på ett ur miljösynpunkt tryggt sätt, se Figur 16 och isolera TBT-kontaminerade massor permanent från vattenmiljön och hamnens övriga omgivning, se Figur 17.

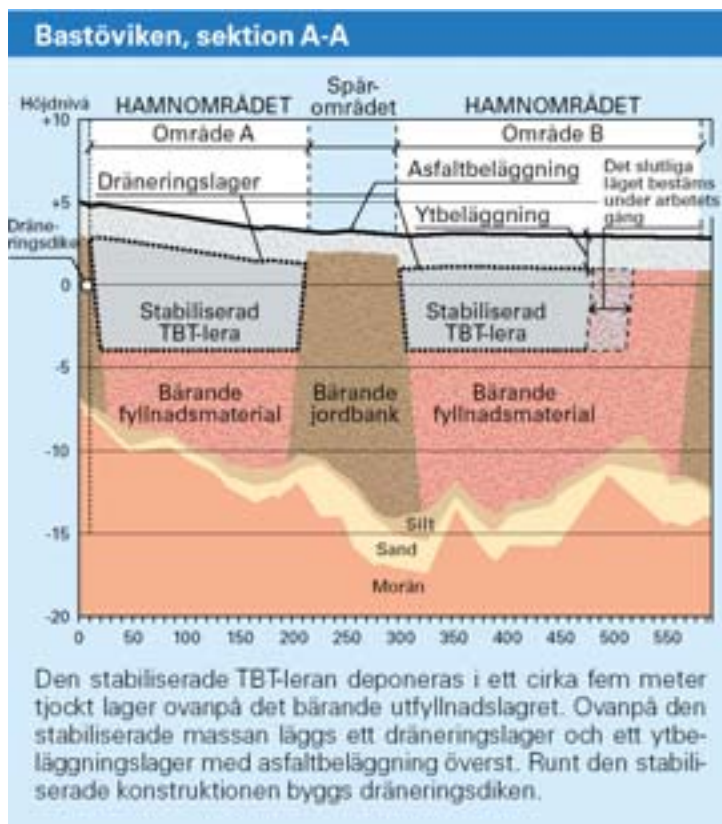
Enkelt sagt, det förorenade sedimentet muddras och placeras i stabiliserad form i hamnens konstruktioner. Muddringsområdet isoleras först från det kringliggande havet: det förorenade området omgärdas delvis med permanenta bankar och delvis med en temporär skyddskonstruktion. Därefter utförs saneringsmuddring. Muddermassorna placeras i två bassänger, se Figur 18 och Figur 19, där de används som en del av hamnkonstruktionerna i form av ett stabiliserat, cirka fem meter tjockt lager. Det huvudsakliga bindemedlet för stabiliseringen är cement, men också andra komponenter används. Stabiliserade förorenade massor ersätter krossad sten och havsand, som annars skulle behövts för hamnområdets konstruktioner.



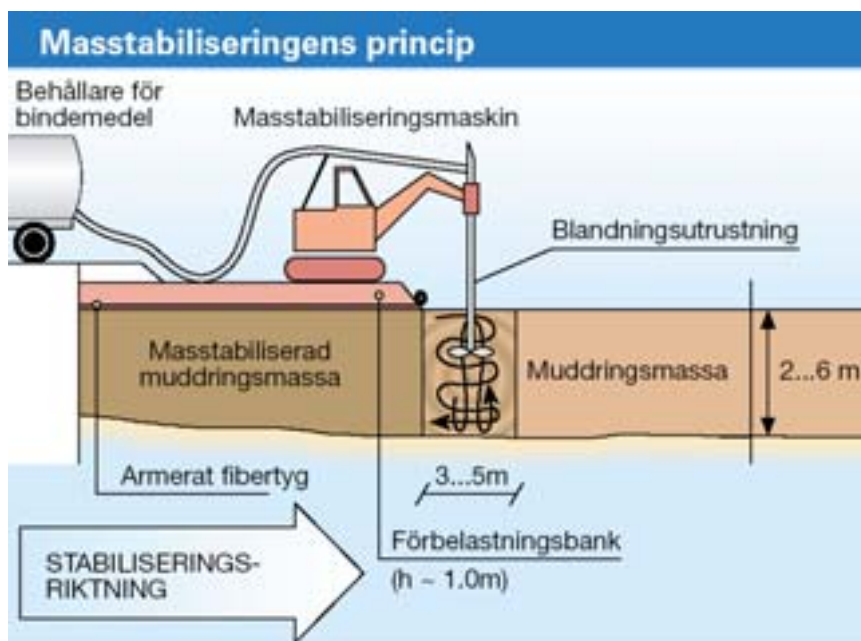
Figur 16. Principen av muddringskoppen för muddring av kontaminerade ytsedimentskikt (Ramböll Finland Oy).



Figur 17. Nordsjö hamn. Planen för hamnprojektet (Ramböll Finland Oy).



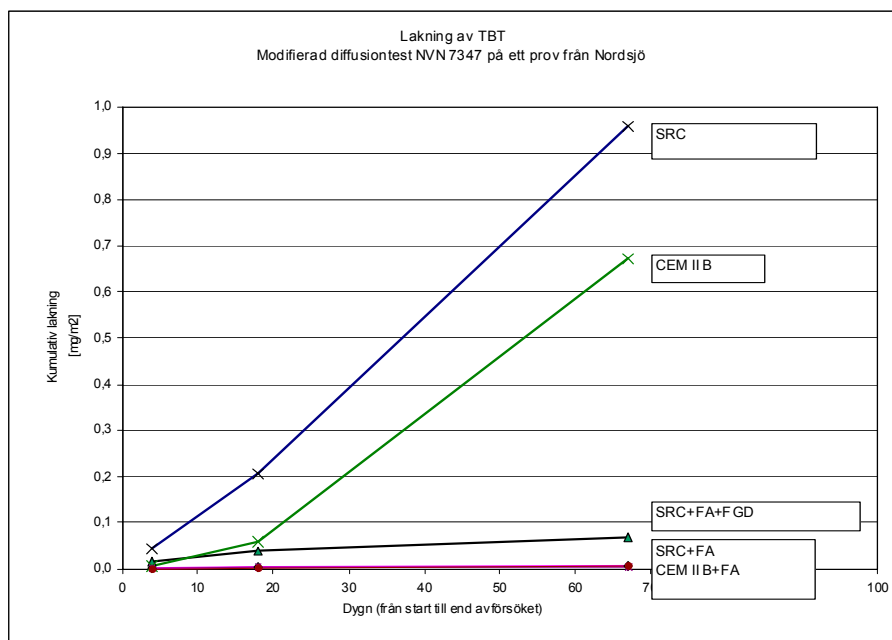
Figur 18. Principen av masstabiliseringen i Nordsjö hamnprojekt. Sektion A-A i figur 13. (Ramböll Finland Oy).



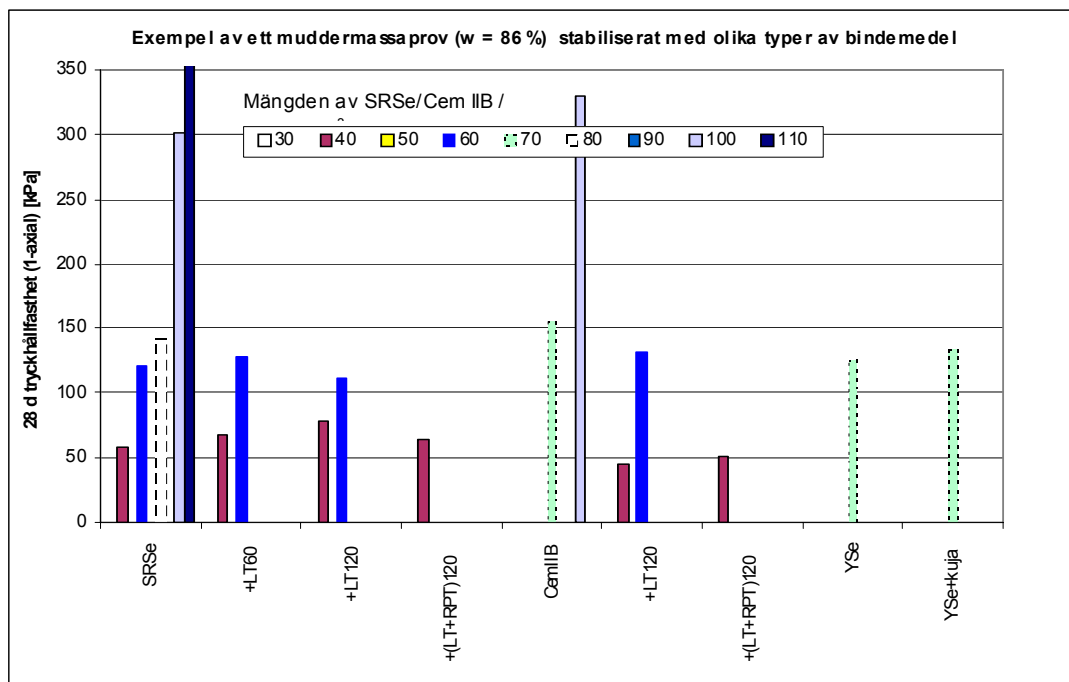
Figur 19. Principen för masstabiliseringsmetoden (Ramböll Finland Oy).

Följande Figur 20 och 21 visas resultat av laborietester för att bestämma bindemedlet för masstabiliseringen. I Figur 20 visas resultat av lakningstester på TBT-förorenade muddermassor, som har stabiliserats med olika cementbaserade bindemedel. För lakningstesten användes den holländska modifierade diffusionstesten (prestandard NVN 7347). Totalhalten av TBT i provet var inte hög (400-500 µg/kg TS) och naturligtvis också lakning av TBT var smått. Resultaten visar dock, att vissa bindemedel (t.ex. inblandningar av cement och flygaska) fungerar också här bättre än andra.

I Figur 21 framgår hållfasthetsutvecklingen hos olika inblandningar hos ett prov av muddermassorna ($w = 86\%$) efter 28 dagars stabilisering. Bindemedelsmängder har givits separat för olika typer av cement (från 30 till 110 kg/m³) och komponenter, som t.ex. SRSe40 % + LT60 % och SRSe 60 % och LT 60 %. [SR-cement = sulphate resistant cement; CEM II B = byggcement; LT = flygaska och RPT = avsvavlingsrestprodukt (halvtorr metod)]. Bästa resultat erhålls i detta fall med typen CEM IIB; tryckhållfasthetsmålet 200 kPa nås med 10-15 kg/m³ mindre mängder av bindemedel än i andra fall. I detta fall har nivån 200 kPa erhållits med alla typer av cement med mängder under 100 kg/m³.



Figur 20. Resultat av lakförsök med olika bindemedel för stabilisering/solidifiering av TBT-förorenade sediment, Nordsjö hamn (Ramböll Finland Oy)



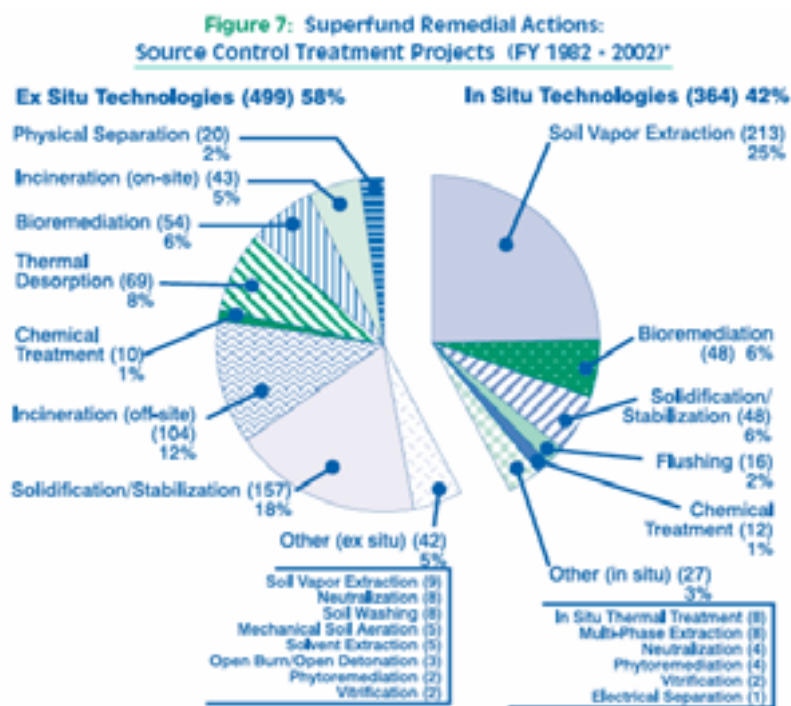
Figur 21. Hållfasthet hos stabiliserade/solidifierade muddermassor vid olika bindemedel, Nordsjö hamn (Ramböll Finland Oy).

6.3 Utförda projekt i Norge

Under 2002-2004 utfördes ett fullskaligt pilotprojekt i Trondheims hamn, Norge. I stora delar av hamnen är bottensedimenten strakt förorenade av flera olika metaller. Efter muddring transporterades sedimenten (ingen avvattnings behövdes då vatteninnehållet var tillräckligt låg) till en deponi där stabiliseringen utfördes i ett betongtråg. De stabiliserade muddermassorna placerades i en invallad deponi på havsbotten i anslutning till befintlig kaj. Uppfyllning sker till nivå med omkringliggande mark, som i framtiden avses användas för industriell verksamhet (Beyer & Kivelö, 2004)

6.4 Utförda projekt i USA och Storbritannien

Behandling av förorenad mark med stabilisering/solidifiering (S/S) är en etablerad teknik i USA enligt Environmental Protection Agency (EPA). 1995 användes S/S teknik i ungefär 30% av alla åtgärdsprojekt för förorenad jord inom EPS:s Superfund program (US Government contaminated land clean-up programme) och var härigenom den mest använda tekniken. I Figur 22 visas den procentuella fördelningen av metoder för behandling av förorenad jord inom Superfund projekt i USA. I USA används S/S för att behandla både metaller och organiska föroreningar. Information avseende utvärdering av S/S för olika objekt kan erhållas i US EPA (2000).



Figur 21. Procentuell fördelning av metoder för behandling av förorenad jord inom Superfund projekt i USA (US EPA 542-R-03-009, 2004)

I Storbritannien har en vägledning tagits fram av Environment Agency för användning av S/S teknik i förorenad jord (Science Report: SC980003/SR1, 2004). Syftet med vägledningen är att främja en effektiv användning av S/S vid lämpliga förhållanden som ensam metod eller i kombination med andra efterbehandlingsmetoder. Vägledningen är indelad i olika steg där först en screening görs av om S/S är en möjlig metod för förorenad jord beroende på den aktuella typen av föroreningar, typen av material och om deponering eller återvinning är aktuellt. I nästa steg sker en dimensionering baserad på screening av lämpliga bindemedelskombinationer. Studier rekommenderas för att utvärdera och bekräfta uppförandet hos olika blandningar i labbskala. Därefter väljs någon lämplig blandning. Kriterier ställs upp för att i fält jämföra det behandlade materialet med resultaten från laboratieförsök för den aktuella blandningen. Försök utförs i fält för att planera och bedöma lämpligt utförande för hela projektet. Uppföljningar med kontrollprogram görs och själva utförandet i byggskedet behandlas.

Vanligen använda dimensionskriterier och typiska värden är enligt Al-Tabbaa, Perera, (2002) följande:

- tryckhållfasthet 350 kPa vid 28 dygn
- pH 7-11 hos lakvatten
- tillåtna värden hos lakvatten 100 ggr dricksvattenstandard
- permeabilitet $<10^{-9}$ m/s
- uppfylla ASTM (American Society for Testing and Materials Standards) 1988; 1990 för freeze-thaw och wet-dry beständighet
- acid neutralisation capacity enligt Environmental Canada test method

I det följande redovisas ett antal exempel på projekt där S/S använts.

6.4.1 Third Street gasworks, Cambridge, Boston, USA

Inom ett stort område där fram till 50-talet en gasproducerande anläggning varit i drift skulle bli kontors- och hotellbyggnader uppföras och tillhörande parkeringsytor anläggas. Föroreningarna bestod av koltjära och diesel. In-situ S/S valdes för att låsa föroreningarna. Hollow-stemmed augers används för att injektera cement-slurry i jorden i form av överlappande pelare för att stänga in föroreningarna. Pelarna nedfördes i ett underliggande lerlager med låg permeabilitet på 10-20 m djup. 8 % cement tillsattes till den sandiga, leriga förorenade jorden. Genom att ingenjörsegenskaperna hos jorden förbättrades blev området redo för återanvändning. S/S visades sig vara en kostnadseffektiv metod för beställaren. Dessutom blev miljöpåverkan väsentligt mindre då tusentals färre lastbilstransporter genomfördes för bortförande av den förorenade jorden och dittransport av återfyllningsmaterial. I Figur 22 visas en plan över del av S/S.



Figur 22. Hollow-stemmed auger användes för att skapa överlappande pelare.

6.4.2 Port Newark wood processing site, USA

Inom området har tidigare utförts behandling av järnvägsslipers och telegrafstolpar med kreosot. Jorden var därför förorenad med arsenik och krom. Även organiska föroreningar förkom. Jorden bestod av överst ca 3 m blandning av naturlig jord och fyllning och därunder på 3-9 m djup av sand underlagrad av morän. Jorden hade en vattenkvot av ca 20 %. Kreosotföroreningen fanns ner till ca 0,6 m djup. Fältundersökningarna indikerade att S/S behövde utföras ner till 3 m djup. S/S utfördes genom in-situ inblandning av en cementslurry, 10% cement, som pumpades ner till ett roterande blandningverktyg fastsatt på armen till en grävmaskin. Av Figur 23 och 24 framgår inblandningsverktyget respektive utförandet av inblandningen.



Figur 23. Ett roterande blandningsverktyg för stabilisering/solidifiering vid Port Newark.



Figur 24. Utförande av stabilisering/solidifiering vid Port Newark.

6.4.3 West Drayton, UK

Det första fältförsöket i UK med in-situ stabilisering utfördes 1994-1995. Platsen bestod av 1,7 m fyllning underlagrat av 3-4 m naturligt lagrad sand och grus samt med en grundvattenyta på ca 2 m djup. Den naturliga vattenhalten var ca 10 %. Jorden och grundvattnet var förorenat av en blandning av tungmetaller och organiska föroreningar. Stabiliseringen utfördes med en skruv ned till 2,3 m djup med ett antal kombinationer av olika stabiliseringsmedel, cement, flygaska, kalk och bentonit. I alla fall användes en slurry. Resultatet har undersökts genom provtagning 2 månader och 4,5 år efter utförandet. Endast resultaten efter 2 månader har publicerats till dags datum. Dessa visar exempelvis att tryckhållfastheten är 990-1480 kPa, permeabiliteten $0,6-2,6 \cdot 10^{-9}$ m/s, utlakningen av koppar, zink och bly 0,13-0,31, <0,005-0,23 respektive 10,1-10,9 mg/L (TCLP) (Al-Tabbaa and Evans, 1998, Al-Tabbaa et al, 1998, Al-Tabbaa and Boes, 2002). Utvecklingen med tiden kommer enligt uppgift att publiceras senare.

6.4.4 Ardeer Site, UK

Inom det aktuella området har tidigare under många år tillverkats sprängämnen och kemikalier. Dessutom dumpades förorenat avfall från tillverkningen av silikon inom en del av området. Ett stort antal olika tungmetaller förkom till stor del koncentrerat till ett delområde karakteriserat av lågt pH-värde. Cementbaserad S/S valdes för att kemisktneutralisera och fysiskt stabilisera den förorenade jorden. Bachy-Soletanche's Colmix-process med fyra skruvar användes. Slurryn bestod av cement, kalk och flygaska. En lägre permeabilitet erhöles varför risken för utlakning av föroreningar minskade, pH-värdet ökade till nivåer vid vilka tungmetaller är orörliga samt hållfastheten hos jorden ökade varför framtida terrängmodulering möjliggjordes. Dessa förbättringar avseende pH, permeabilitet och hållfasthet förhindrade framtida förorening av den närliggande floden. I Figur 25 visas den utrustning som användes (Al-Tabbaa, Perera, 2002). S/S utfördes ner till 5 m djup.



Figur 25. Använd Colmix-utrustning för S/S av föroreningar
(Al-Tabbaa, Perera, 2002).

7 Juridik och ekonomi

7.1 Vilka juridiska krav gäller idag för stabilisering/solidifiering?

7.1.1 Definitioner av nyckelbegrepp

Inledningsvis måste vissa rättsliga definitioner som blir aktuella vid stabilisering/solidifiering klargöras. Muddermassor och förorenade jordar är den typ av massor som oftast har förorenats i samband med någon annan process, exempelvis av tidigare industriell verksamhet på platsen. Då massorna inte direkt går att återanvända blir de juridiskt att betrakta såsom *avfall*. Vidare är det troligt att massorna med hänsyn till sitt innehåll i många fall är att betrakta såsom *farligt avfall*. Detta framgår av bilaga 2 till avfallsförordningen (2001:1063) som är den centrala lagtexten i svensk rätt när det gäller definitionen av avfall. I nämnda förordning finns följande **definitioner** för *stabilisering och solidifiering av avfall*, vilka får anses gälla även för förorenade jordar och muddermassor som skall behandlas:

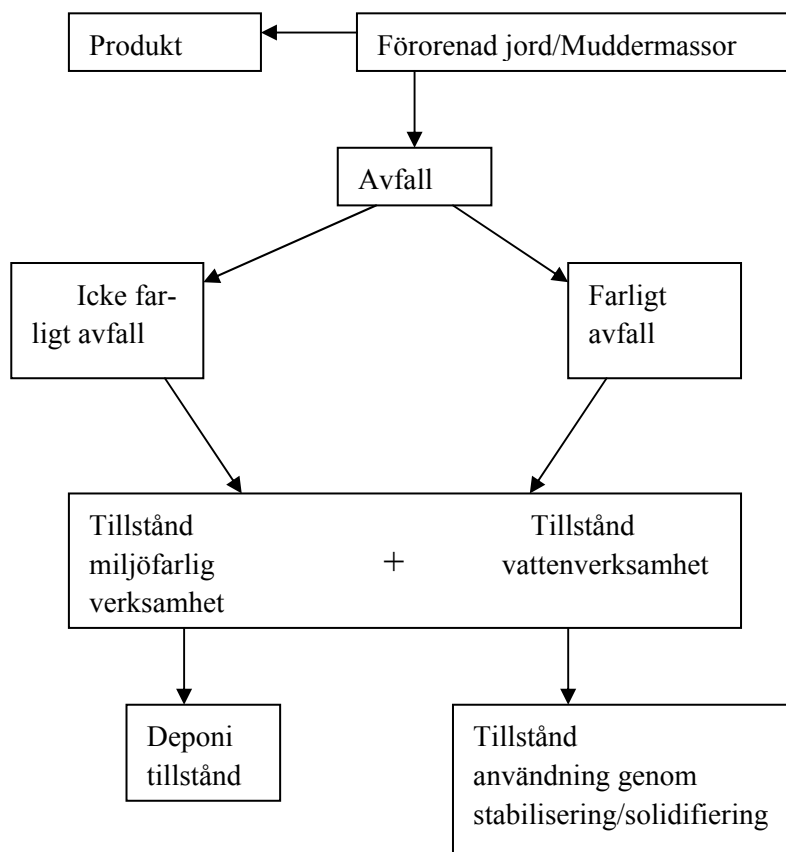
Stabilisering innebär att avfalls beståndsdelarnas farlighet ändras, varvid farligt avfall omvandlas till icke-farligt avfall. Vid solidifiering är det endast avfallets aggregationstillstånd som ändras (t.ex. från flytande till fast form) genom tillsatser utan att avfallets kemiska egenskaper påverkas. Avfall betraktas som delvis stabiliserat om det efter stabiliseringsprocessen fortfarande innehåller farliga beståndsdelar som inte fullständigt omvandlas till icke-farliga beståndsdelar och som kan avges till miljön på kort, medellång eller lång sikt.

I detta sammanhang måste även om vad som avses med **behandling av avfall** redovisas. Beträffande denna fråga framgår definitionen av 14 § deponeringsförordningen (2001:512) som anger ”Med behandling avses användning av fysikaliska, termiska, kemiska eller biologiska metoder, inklusive sortering, som ändrar avfallets egenskaper så att dess mängd eller farlighet minskas, hanteringen underlättas eller återvinning gynnas”.

Det är även möjligt att behandla avfall genom att deponera avfallet på en deponi. Då detta görs skall en ytterligare definiering av avfallets egenskaper göras, genom klassificering av avfallet, enligt Naturvårdsverkets föreskrifter på området (NFS 2004:10). Enligt föreskriften skall avfallet genomgå en omfattande klassificering och skall utmyнна i uppgifter om exempelvis avfallets källa och ursprung, avfallets sammansättning och egenskaper samt behov av extra försiktighetsåtgärder vid deponin. Dessutom skall avfallets lakningsegenskaper bedömas vilket i vissa fall medför att omfattande tester skall genomföras.

Slutsatsen blir att muddermassor och förorenad jord är avfall - och i många fall farligt avfall (vidare har även kunnat konstateras vad som menas med behandling). Nästa steg blir därmed vilka regler som gäller då man vill behandla avfall. Först konstateras att för behandling av förorenade muddar/jordmassor alltid föreligger någon form av tillståndsplikt. Tillståndsplikten är dock reglerad på olika ställen i

miljöbalken och vilken typ av tillstånd som skall sökas beror på vilken plats de aktuella muddermassorna/jordmassorna är lokaliserade. I Figur 11 visas en principiell beskrivning av tillståndsprocessen.



Figur 11. Principiell beskrivning av tillståndsprocessen

7.1.2 Tillstånd för miljöfarlig verksamhet

Det första tänkbara scenariot är att behandlingen av massorna sker i ett område som inte är lokaliserat i närheten av vatten. Med detta menas att de aktuella massorna inte ligger i eller mycket nära ett vattendrag. Skulle så vara fallet krävs nämligen regelmässigt tillstånd för vattenverksamhet, se nästa avsnitt. I det fall massorna befinner sig på land blir reglerna om miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap miljöbalken aktuella.

För att avgöra om den tänkta verksamheten verkligen skall ses som miljöfarlig verksamhet måste man först definiera detta begrep. Reglerna för vilka slags verksamheter som är att betrakta såsom miljöfarlig verksamhet framgår av förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. I dess bilaga listas en mängd olika typer av verksamheter vilka utgör miljöfarlig verksamhet. Vidare ger listan svar på om det krävs tillstånd och var tillstånd skall sökas.

Tidigare konstaterades att avfallsförordningens (2001:1963) regler var tillämpliga på de massor som är aktuella i vårt fall. Av bilagan till förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd följer att verksamhet avseende behandling av sådant farligt avfall som avses i avfallsförordningen och som består av uppgrävda massor anses som miljöfarlig verksamhet i flera fall. Om det skulle bli aktuellt med behandling av jordmassorna på stället (ex-situ) kommer alltså verksamheten att vara tillståndspliktig. Centrala begrepp är anläggning och behandling. Begreppet anläggning har i rättspraxis getts en vid tolkning vilket får till följd att de flesta former av anordningar där verksamhet bedrivs kommer att ses som anläggning. Begreppet ”behandla” inrymmer flera olika typer av åtgärder. Den enda åtgärd som inte kan sägas ingå är deponering (tillståndsplikt för detta stadgas dock på annan plats i bilagan). Förenklat kan därmed sägas att om någon åtgärd över huvudtaget görs med massorna på land så kommer verksamheten att anses såsom miljöfarlig verksamhet. Nedan beskrivs de två avsnitt i förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd som närmast måste beaktas i nu aktuellt sammanhang.

Om den totala mängden massor är över 20 000 ton per år är verksamheten en s.k. A-verksamhet vilket innebär att tillstånd för verksamheten måste sökas hos miljödomstolen. Om det istället rör sig om mindre än 20 000 ton massor per år måste tillstånd sökas hos länsstyrelsen. Även om man skulle komma fram till att de ovan nämnda avsnitten i bilagan *inte* är aktuella så kommer verksamheten antagligen ändå att ses som miljöfarlig verksamhet. Detta med hänsyn till att massorna antagligen innehåller något av de giftiga ämnen som finns med i avdelning 4 i bilagan till förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Bilagan anger ett antal olika ämnen och så snart ett av dessa ämnen återfinns i en viss mängd i en verksamhet, är verksamheten tillståndspliktig.

Sammanfattningsvis konstateras att hantering av massorna på land krävs tillstånd för miljöfarlig verksamhet. Ansökan om tillstånd skall enligt 6 kap 1 § miljöbalken innehålla en miljökonsekvensbeskrivning, MKB. Syftet med en MKB är att ge beslutande myndighet ett bra underlag för beslut. Ytterligare krav i samband med att MKB tas fram är att samråd skall hållas enligt 6 kap 4 § miljöbalken. Samrådets funktion är att bereda dem som kan ha intresse för den aktuella verksamheten möjlighet att lämna synpunkter. De intressenter som är aktuella är i vart fall länsstyrelsen, tillsynsmyndigheterna (oftast kommunen) samt enskilda sakägare. Ofta bör även allmänheten, miljöorganisationer och andra myndigheter kontaktas för samråd. Det är viktigt att samrådet genomförs korrekt och i god tid dvs. så att det uppfyller miljöbalkens krav. I annat fall kommer miljödomstolen sannolikt att återförvisa ärendet vilket innebär en förlust av såväl tid som pengar.

7.1.3 Tillstånd för vattenverksamhet

Den i avsnitt 1.2 redovisade tillståndsplikten gäller verksamhet på land. Men om verksamheten bedrivs i eller i den direkta närheten av ett vattendrag blir istället reglerna i 11 kap miljöbalken tillämpliga.

För att 11 kap miljöbalken skall vara tillämpligt krävs att den aktuella verksamheten är att betrakta som vattenverksamhet. Detta är ett lika centralt juridiskt

begrepp som var fallet ovan med miljöfarlig verksamhet. Vattenverksamhet definieras i 11 kap 2 § miljöbalken, men uppräknings i lagtexten är inte uttömmande. Generellt sett är de allra flesta åtgärder som vidtas i ett vattendrag att anse såsom vattenverksamhet. Åtgärder som är aktuella i vårt fall d.v.s. muddring av förorenade sediment och bortledning av mudderslam, avvattning av mudderslam, rening och utsläpp av returvatten från avvattningen bör anses som vattenverksamhet. Detta innebär det att inga åtgärder får vidtas innan man har fått tillstånd för verksamheten.

Tillståndsprövningen enligt 11 kap miljöbalken skiljer sig inte i något avgörande hänseende från tillståndsprocessen enligt 9 kap miljöbalken. I båda fallen krävs en MKB enligt 6 kap miljöbalken. Arbetet med framtagande av MKB skall föregås av ett samråd med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten (om annan än länsstyrelsen) och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda av verksamheten. I många fall skall även andra myndigheter, allmänheten och miljöorganisationer kontaktas för samråd. Ansökan om tillstånd görs hos miljödomstolen. Att tänka på är att den planerade verksamheten generellt är den typ av verksamhet som vid en olycka skulle kunna leda till stora skador på miljön. Det är därför vanligt att ett tillstånd från miljömyndigheterna innehåller relativt noggranna villkor för hur verksamheten skall få bedrivas.

7.1.4 Övriga krav vid tillståndsansökan enligt miljöbalken 9 kap och 11 kap

De generella kraven för att få tillstånd enligt 9 kap och 11 kap miljöbalken är bl.a. följande. MKBn skall godkännas av tillståndsmyndigheten och verksamhetsutövaren skall visa att miljöbalkens mål enligt 1 kap 1 § miljöbalken efterlevs i den planerade verksamheten. Nämda mål är förhållandevis allmänt hållna och åter speglar tanken bakom hela miljöbalken. Verksamhetsutövaren skall vidare visa att de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap miljöbalken uppfylls i den planerade verksamheten. Den som söker tillstånd skall konkret förklara hur kunskapskravet (2 §), försiktighetsprincipen, bästa möjliga teknik (3 §), bästa lokalisering (4 §), hushållning och kretslopp (5 §) och produktvalprincipen (6 §) uppfylls i verksamheten.

Tillståndsmyndigheten kan även då frågan om tillstånd handläggs ställa frågor om hur miljömålen exempelvis målet ”giftfri miljö” uppfylls. Miljömålen är inte bindande enligt lag utan fungerar som en slags ”vägvisare” för vad lagstiftningen bör sträva mot. Tanken bakom miljömålet giftfri miljö är bl.a. att miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Miljömålet används av en del miljömyndigheter såsom argument för deponering istället för stabilisering/solidifiering.

7.1.5 Ansvar för förorenad mark, miljöbalken 10 kap

I miljöbalkens 10 kapitel finns regler om efterbehandlingsansvar för markföroreningar. Dessa regler handlar om det offentligas möjlighet att kräva en verksamhetsutövare eller en fastighetsägare på betalning för sanering av föroreningar i marken.

Enligt reglerna i miljöbalkens 10 kapitel delas de saneringsansvariga in i två kategorier. Den första kategorin omfattar dem som utövat den förorenande verksamheten efter den 30 juni 1969, inklusive fastighetsägare på vars fastighet kemikalier eller avfall mm förvarats och orsakat föroreningar. Detta ansvar preskriberas inte.

Om ingen ansvarig går att finna i den första kategorin, eller om den eller de som är ansvariga inte kan bekosta erforderliga åtgärder, går ansvaret över till en andra kategori som, med vissa undantag, omfattar den som förvärvat den förorenade fastigheten efter den 31 december 1998 och som vid förvärvet känt till eller bort känna till föroreningen.

Om det finns flera ansvariga i en och samma kategori är ansvaret som huvudregel solidariskt. Det finns dock undantag som kan göra att ansvaret begränsas eller helt faller bort exempelvis för den som bidragit till liten del av föroreningarna.

Skulle man upptäcka en förorening har man straffsanktionerad skyldighet att genast meddela upptäckten till tillsynsmyndigheten (vanligtvis kommunens miljökontor). Sedan är det myndigheten som bestämmer om hur och när området skall saneras och framför allt vem som skall betala för det. Myndigheten har möjlighet att välja vem som först skall krävas på betalning. Primärt skall verksamhetsutövaren dvs. den som driver eller drivit verksamheten på platsen betala, men ofta blir fastighetsägaren, som är lättast att få tag på, adressat för tillsynsmyndighetens krav.

Vidare finns även i 10 kapitlet miljöbalken och i förordningen (1998:930) om miljöriskområden regler om bildande av miljöriskområden. Syftet med att bilda dessa områden är att skydda människor och omgivningen från påverkan från förorenade områden. Beslut om bildande fattas av länsstyrelsen. Miljöriskområden kan endast bildas i områden som är allvarligt förorenade och då det är nödvändigt att föreskriva begränsningar i markanvändningen. Beslut om bildande av miljöriskområden medför att begränsningar av markanvändningen införs i området, att vissa typer av åtgärder som skall företas i området är förenade med villkor eller att vissa åtgärder skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

7.1.6 Särskilda krav vid återanvändning?

En möjlighet med stabilisering/solidifiering av förorenade massor är att de i vissa fall också ska kunna återanvändas som konstruktionsmaterial i anläggnings-sammanhang på en deponi eller utanför.

Några specifika regler om just återanvändning av förorenade jordmassor finns dock inte utan man får, utifrån de miljörättsliga regler som finns, säkerställa en så säker hantering som möjligt. För att en återanvändning skall vara tillåten enligt miljöbalkens regler krävs till att börja med att återanvändningen uppfyller samma grundkrav som åligger alla verksamheter som regleras i miljöbalken. Grundkraven återfinns i miljöbalkens mål paragraf, 1 kap 1 §. Som nämnts ovan stadgar denna paragraf att människors hälsa och miljö skall skyddas mot skador och olägenheter. Vidare framgår enligt de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap 3 § miljöbalken att den som bedriver eller avser att bedriva verksamhet skall vidta de försiktighetsmått

som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

De ovan nämnda lagrummen säger dock inget konkret om hur man skall gå till väga vid återanvändning utan anger endast allmänna förhållningsregler. Till att börja med måste avgöras om den förorenade marken är att se som ett avfall och vilka specifika föroreningar marken innehåller. Avfallsförordningen har som nämnts ovan en central roll i detta sammanhang, särskilt bilaga 3. Vidare tillämpar miljömyndigheterna bl.a. följande regler/riktlinjer för att bedöma frågan: Riktlinjer för klassificeringen av avfall enligt kemikalieinspektionens klassificeringssystem för farliga ämnen, Naturvårdsverket generella riktvärden för förorenad mark (NV-rapport 4638), Development of Generic Guideline Values (NV-rapport 4639) samt förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer (NV-rapport 4889), Bakgrundshalter i mark, halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd (NV-rapport 4640).

Naturvårdsverket har nyligen tagit fram ett uppdaterat och delvis nytt vägledningsmaterial för riskbedömning, materialet är för tillfället ute på remiss.

Naturvårdsverkets riktlinjer används ofta direkt av miljömyndigheter som redskap för att säkerställa en enligt myndigheterna acceptabel skyddsnivå. ***En riskbedömning bör dock i första hand grunda sig på de förutsättningar som finns och kommer att finnas på den aktuella platsen.*** Riskbedömningen bör således grundas på plats-, material- och förorenings-specifika data. Val av metod för att hindra eller motverka risk för skador på människors hälsa och miljö bör därmed påverkas av följande faktorer:

- typ av medium som är förorenat
- föroreningens egenskaper
- syftet med riskbedömningen
- tillgång till generella och platsspecifika data.

Som nämnts ovan (7.1.2) kommer verksamhet för att **behandla** massorna att ses som miljöfarlig verksamhet. Återanvändning bör falla inom begreppet behandling och som nämnts tidigare är anläggningsbegreppet getts en vidsträckt tolkning. Detta får till följd att om några åtgärder vidtas för att massorna ska kunna återanvändas så kommer verksamheten att betraktas som miljöfarlig verksamhet. Reglerna som beskrivits ovan om tillståndsplikt blir därmed tillämpliga.

Vad gäller bedömningen av om ett område skall klassas som förorenat finns i miljöbalkens 10 kapitel inte några exakta anvisningar för hur bedömningen skall gå till. Som framgått ovan finns vissa riktvärden som kan användas för denna bedömning. Det är dock inte möjligt att uttala sig generellt om vilka områden som klassas som förorenade utan varje område måste bedömas för sig. Bedömningen görs av den länsstyrelse som är ansvarig för det aktuella området; länsstyrelsen ser till att inventeringar och kartläggningar genomförs. Länsstyrelsen klassificerar sedan områdena utifrån de riktlinjer som Naturvårdsverket har beslutat. Om länsstyrelsen finner att området är förorenat kan myndigheten även fatta beslut om att området skall klassas som miljöriskområde (se ovan).

7.1.7 Regler om ansvar för sanering samt straffbestämmelser

Miljöbalken innehåller även regler om saneringsansvar. Dessa kan bli aktuella om stabiliserings/solidifieringsåtgärderna skulle orsaka oförutsedda föroreningar i omgivningen. Till att börja med anges i 2 kap 8 § miljöbalken att den som orsakar en skada på miljön ansvarar för att den avhjälpas. Ytterligare bestämmelser om ansvar vid förorening finns i 10 kap miljöbalken, som behandlar ansvaret för bl.a. utredning och efterbehandling av förorenade mark- och vattenområden. Ansvarighet enligt detta kapitel kan bli mycket kostsamt redan på utredningsstadiet. Slutligen kan även reglerna om straffrättsligt ansvar i 29 kap miljöbalken bli aktuella. Straffbestämmelserna är på väg att ändras, avsikten är att underlätta för åklagarna att åstadkomma fällande domar på miljöområdet. Vilket straff som blir påföljden för orsakande av föroreningar är naturligtvis beroende på omständigheterna i det enskilda fallet såsom hur utsläppet gått till och hur stora mängder det rört sig om. Maximalt kan den som är ansvarig för utsläppen få två års fängelse. Om ingen fysisk person kan ses som ansvarig kan hela företaget ådömas böter enligt reglerna om företagsbot. Dessa regler har nyligen skärpts vilket gör att en företagsbot blir kännbar för det felande bolaget. Även miljöstraffavgift kan riktas mot det bolag som orsakat föroreningarna.

7.1.8 Övriga jämförbara krav

Deponering såsom åtgärd är normalt inte vad som eftersträvas vid stabilisering/solidifiering av jordmassor. Det kan ändå vara på sin plats att kortfattat nämna några av reglerna för deponering. Det är nämligen inte alltför ovanligt att tillståndsmyndigheterna drar paralleller mellan kraven vid deponering och de åtgärder som är aktuella vid stabilisering och solidifiering.

Deponering bör i de flesta fall rent allmänt ses som en sista utväg för att ta hand om avfall. Deponering har historiskt sätt varit förenad med problem, exempelvis läckande lakvatten. Vidare kan deponering sägas strida mot återvinningsprincipen (1 kap 1 § 5 p miljöbalken) vilket gör att förfarandet egentligen borde bedömas såsom olämplig ur ett allmänt miljöperspektiv. I vissa fall är dock deponering det enda alternativet som är genomförbart. Deponering får ske av avfall som uppfyller de kriterier som framgår av 14-15 §§ deponeringsförordningen (2001:512) och NSF 2004:1. Kriterierna omfattar framförallt att avfallet måste vara behandlat innan det deponeras (såvida avfallet inte är inert).

7.2 Tillståndsgenomgång

Inför denna rapport har ett antal avgöranden från olika tillståndsmyndigheter om hantering av såväl jord som muddermassor genomgått. Tillståndsmyndigheternas bedömning har skett utifrån en teknisk beskrivning av verksamheten, provtagning och analyser av de förorenade massorna, testresultat och utvärdering av den metod som avses användas, miljökonsekvenser av verksamheten, säkerhetsåtgärder samt kontrollåtgärder som sökanden avser utföra. Även alternativa saneringsutföranden, som alternativ lokaliserings av verksamheten har redovisats.

Domstolar och andra tillståndsmyndigheter har i de få avgöranden som bedöms såsom relevanta för stabilisering/solidifiering inte bestämt särskilt detaljerade villkor. Några kriterier eller gränsvärden på de färdigbehandlade massorna har således inte reglerats i tillstånden med undantag för villkor för utsläpp till vatten och luft. Tillstånden har istället utgått från ett allmänt villkor genom vilket sökanden blir bunden till vad han har anfört i ansökningshandlingarna och i övrigt åtagit sig i ärendena.

7.3 Framtida tillståndsprovning/tillsyn av stabilisering/solidifiering

Tillsynsmyndigheterna har idag ibland svårt att acceptera att en verksamhetsutövare vill använda sig av stabilisering/solidifiering av förorenad jord m.m. Tveksamheten beror bl.a. på att tekniken fortfarande är förhållandevis ny i Sverige och myndigheternas kunskap om stabilisering/solidifiering inte är lika djup som exempelvis kunskapen om deponering. För att möjliggöra acceptans av stabilisering/solidifiering och för att underlätta tillsynsmyndigheternas arbete föreslås att utförliga kontrollprogram föreskrivs verksamhetsutövaren i tillståndsprovningen enligt miljöbalken. Kontrollprogrammets funktion skall vara att få verksamhetsutövaren att ange detaljerade anvisningar för genomförandet av projektet med stabilisering/solidifiering och ge tillsynsmyndigheten möjlighet till kontinuerlig insyn i genomförandet. Programmet bör utarbetas av verksamhetsutövaren men med stark input från tillsynsmyndigheten. Programmet kan reglera frågor om vilken typ av utrustning som skall användas, säkerhetskrav, detaljerade skyddsåtgärder i utförandet o.s.v. Med tillämpning av kontrollprogrammet kan tillsynsmyndigheten sedan på ett enkelt sätt följa upp projektet. I det fall myndigheten har invändningar i utförandefasen kan dessa göras på ett tidigt stadium alternativt ytterligare krav ställas av myndigheten då projektet fortskrider.

Ett annat förslag som bör studeras vidare är inrättandet av ett nationellt register för projekt/platser där stabilisering/ solidifiering används/ använts. Registerförande myndighet skulle kunna vara Naturvårdsverket alternativt respektive länsstyrelse.

7.4 Ekonomi

Kostnaden för efterbehandling genom S/S är mycket platsspecifik. Många faktorer styr kostnadsnivån varför kostnadsnivån för olika typer av S/S inte kan ges. I tabell 5 ges dock kostnader som **endast** gäller för respektive projekt och kan inte användas för framtida projekt.

Tabell 5. Kostnadsnivå för genomförda projekt (kr/m³ och behandlad volym)

Typ	Objekt	Förorening, EBH	Kostnad
In-situ	Hammarby sjöstad, Hg		380-400 kr/m ³
	Sthlm	Spont, utfyllnad, stabilisering	600 m ³
Ex-situ	Fredrikshamn,	Delvis förorenade	300 kr/m ³
utfyllnad	Finland	massor. Muddring	48 000 m ³
Ex-situ	Nordsjö hamn,	TBT, PCB, metaller	200 kr/m ³
Utfyllnad	Finland	Muddring, stabilisering	500 000 m ³
Ex-situ	Oskarshamn	Muddring, avvattning	520-570 kr/m ³
Utfyllnad		stabilisering, utfyllnad i hamn	700 000 m ³
Ex-situ	Sörnäs strand,	PCB, metaller	300 kr/m ³
Utfyllnad	Finland	Muddring, stabilisering	10 000 m ³
Ex-situ	Trondheims hamn	PCB, PAH, TBT, metaller	300 kr/m ³
Utfyllnad	Norge	Muddring, stabilisering	15 000 m
Ex-situ	Öresrumsviken,	PCB	440 kr/m ³
Deponering	Västervik	Muddring, avvattning stabilisering, deponering	160 000 m ³

I tabell 6 indikeras kostnadsnivån för några metoder. I Bilaga 1 visas masstabilisering i Figur 12, och djupstabilisering i Figur 4

Tabell 6. Ungefärlig kostnadsnivå olika metoder

Metod	Kostnad
Masstabilisering	200-300 kr/m ³
Djupstabilisering	300-400 kr/m ³
(överlappande pelare)	
Sugmuddring-inblandning	300-600 kr/m ³

En jämförelse av kostnaden för att efterbehandla förorenad jord och muddermassor genom deponering och stabilisering/solidifiering har gjorts. I tabell 7 visas en grov uppskattning av kostnader för hantering av förorenade sediment och muddermassor exklusive transportkostnader. Härvid har antagits att för 25% av områdena görs efterbehandlingen genom stabilisering/solidifiering (baserat på att 24% av utförda åtgärder i USA har varit stabilisering/solidifiering). Härav framgår att mycket stora besparingar skulle erhållas genom applicering av S/S-metoden. Även om

stabilisering/solidifiering skulle användas för en mindre andel skulle stora besparingar erhållas.

Tabell 7. Grov uppskattning av kostnader exklusive transportkostnader för hantering av förorenade sediment och muddermassor

Objekt	Antal objekt Volym	Kostnad deponi	Kostnadsbesparing om 25% av områdena efterbehandlas gm stabilisering/solidifiering
Förorenade områden - sediment	100-200 st	12-25 miljarder kr	10-20 miljarder kr
Förorenade muddermassor i hamnar	finns 80 hamnar 1 500 000 m ³ ¹⁾	1-2,5 miljarder kr ¹⁾	0,9-2 miljarder kr ¹⁾

¹⁾ Gäller för två hamnar

8 Lämplighet och potential

Den föreliggande studien visar att stabilisering/solidifiering är en lämplig efterbehandlingsmetod som har potential för efterbehandling av förorenade jordar och muddermassor. Metoden bör vara en av de efterbehandlingsmetoder som ingår i den utredning/analys som görs för ett aktuellt objekt och som skall resultera i att mest fördelaktiga metod väljs. S/S har möjlighet att åstadkomma en immobilisering av föroreningarna samtidigt som det sker en fysikalisk omvandling som medför att permeabiliteten minskar varigenom en acceptabel miljöpåverkan uppnås under lång tid. Dessutom åstadkommer S/S en geotekniskt erforderlig funktion avseende stabilitet, deformation och beständighet. Detta senare ökar områdets användbarhet och reducerar grundläggningskostnader för framtida anläggningar och konstruktioner.

S/S metodens lämplighet avseende typ av föroreningar kan grovt och generaliserat delas in enligt följande:

- God för metaller. Metaller kan dock förekomma i vissa former som inte lämpas för S/S, t ex om metallerna förekommer som anjoner, eller metaller som inte har hydroxidjoner med låg löslighet (US EPA, 1997).
- Måttlig för icke-flyktiga och semiflyktiga organiska föroreningar.
- Dålig för flyktiga organiska föroreningar, olja och sprängmedel vid hög halt av flyktiga organiska föroreningar (kan negativt påverka immobiliseringsgraden). I vissa fall kan dock även flyktiga markföroreningar behandlas med S/S metoder med god effekt, då tack vare den avsevärda temperaturhöjning, och därmed gasavdrivning, som vissa S/S metoder genererar. Detta kräver speciellt utformade system för omhändertagande av markgaser under arbetets gång (t ex applicering av ytskumlager, markhuvor etc.). Kostnadseffektiviteten kan dock vara låg, jämfört med t ex gasextraktion, men ökar om jorden har relativt låg permeabilitet, eller om föroreningen är djupt belägen.

Metaller utgör 45 % av de dimensionerande föroreningarna vid länsstyrelsernas prioriterade projekt. Detta bedöms av Naturvårdsverket vara representativt även för projekt utanför de prioriterade. Naturvårdsverket har identifierat ca 80 000 potentiellt förorenade områden och bedömer att ca 40 000 av dessa är förorenade. För ett antal av dessa bör stabilisering/solidifieringsmetoder vara lämpliga. Om användningen skulle vara samma procentuella andel av efterbehandlingsmetoderna som i USA:s Superfund, dvs. 24 %, skulle det motsvara 25-50 områden med kanske en medelvoly m på 150 000 m³. Även om användningen i Sverige på grund av delvis andra förhållanden än i USA, skulle bli exempelvis 15 %, så innebär det att en mycket stor volym skulle efterbehandlas genom stabilisering/solidifiering.

En inventering av volymen förorenade massor som behöver muddras i 40 av Sveriges hamnar inom de närmaste åren visar att volymen är så stor som 1 500 000 m³. Till detta kommer erforderlig muddring av farleder och andra vattenområden.

S/S metoden bedöms mest lämplig för sediment och homogena jordförhållanden. Ett brett spektrum av jordtyper kan stabiliseras/solidifieras. Inhomogena jord- och föroreningsförhållanden försvårar användningen av S/S. Vid dylika förhållanden kan en kombination av S/S och annan efterbehandlingsmetod vara lämplig.

Föreligger en bred mix av tungmetaller med varierande halter i olika delar av en jord som ska behandlas kan det bli nödvändigt att applicera olika bindningsprocesser (andelar och val av: förorenat material, bindningsmaterial, additiv, vattenhalt) på/i olika delar av den förorenade jorden för att få tillräcklig immobilisering. Om kombination av organiska ämnen och tungmetaller föreligger kan som ovan nämnts organiska komplex bildas som hindrar nödvändiga fastläggningsreaktioner för metallerna. Detta gäller organiska ämnen som i vissa pH-intervall bildar anjoner, t ex alkoholer/fenoler och karboxylsyror, med affinitet för metallkationer. Därtill kan hydrofoba organiska föreningar motverka kontakt mellan bindningsmedlet och metallerna. Detta varierar platsspecifikt och med metod, varför inledande laboratorieförsök erfordras för klargörande.

Det finns idag utrustningar hos flera entreprenörer med erfarenhet av utförande av stabilisering/solidifiering av både jord och muddermassor. Likaledes finns det leverantörer av bindemedel/tillsatsmedel av olika slag. Det finns även kompetens för undersökningar, dimensionering och kontroll. Det är viktigt att beakta robustheten hos bindemedlet/tillsatsmedlet i förhållande till de platsaktuella förhållandena. Med robusthet menas förmågan att klara variationer i förhållanden såsom olika jordlager/muddermassor eller föroreningssammansättning/-koncentration. Mest lämpliga teknik och utförande är oftast mycket platsspecifikt. S/S-metoder har enligt kostnadsjämförelser vid/inför projekt visat sig vara väsentligt billigare än alternativ metod. Även kostnaden är mycket platsspecifikt.

Juridiskt finns det en tillståndsprocess att följa.

8.1 Fördelar och nackdelar hos in-situ respektive ex-situ S/S

8.1.1 In-situ S/S

Fördelar :

- In-situ utförande får ökad fördel, visavi ex-situ, ju djupare en behandling behöver göras
- Genererar under utförandet endast låga vibrations- och bullernivåer
- Medför mindre miljöpåverkan genom färre transporter än ex-situ off-site
- Inga krav på urgrävnings- och schaktkontroll
- Kan utföras närmare exempelvis byggnader än utgrävning, där denna kan orsaka t ex stabilitetsproblem
- Utförandet ger mindre risk för damning än ex-situ utförande, vilket är en mycket stor fördel eftersom exponering för damm i vissa situationer utgör en betydligt allvarigare hälsorisk än exponering via lakning och spridning i grundvatten

- Mindre inverkan på verksamhet ovan mark än vid ex-situ
- Förutom stabilisering/solidifieringseffekterna erhålls förbättrad bärighet och stabilitet samt deformationsegenskaper hos marken. Härigenom ökar användningsmöjligheten för marken

Nackdelar:

- Fyllning på den förorenade jorden kan behöva schaktas bort före mixning
- Förekomst av hinder (t ex gamla konstruktioner, sten och block) i marken kan försvåra utförandet mer vid in-situ än vid ex-situ
- Starkt skiktad jord kräver mer omfattande mixning
- Jorden måste ha tillräcklig bärighet för mixningsutrustningen
- Långtidseffekter av varierande klimat (tjäle, tjällossning, surt regn etc.), tillfällig infiltration av grundvatten samt vibrationer från aktiviteter ovan mark, kan på sikt minska olika S/S åtgärders reduktion i utlakning och dessa effekter kan vara svåra att kontrollera/testa/förutspå.
- Mer omfattande kontrollprogram

8.1.2 Ex-situ S/S

Fördelar:

- Högre processkontroll (tillsättning och inblandning av bindemedel) än in-situ
- Kan användas för både torra som våta matriser
- Lämplig för efterbehandling av ytliga lager där t ex grundvatten och stabilitet för angränsande områden inte är problem
- Lägre krav på bärighet hos den förorenade jorden /massorna än vid in-situ
- En centralt placerad utrustning kan ta hand om material från flera källor varvid etableringskostnaden kan minimeras
- Stabiliserade muddermassor kan användas som utfyllnadsmaterial inom hamnområdet

Nackdelar:

- Kräver, jämfört med in-situ, miljömässiga hänsynstaganden kopplade till uppgrävning och materialhantering
- Hantering inklusive avvattning av förorenade massor
- Den förorenade jorden/massorna kan behöva transporteras till efterbehandlingsutrustningen
- Större föroreningsdjup kan kräva extra åtgärder eller exkludera tekniken
- Om återanvändning inte sker på platsen krävs dels transporter och dels deponering av den behandlade jorden/massorna
- I vissa fall kan signifikant volymökning erhållas, men normalt inom acceptabla gränser

8.1.3 Fördel gällande både In-situ och Ex-situ

- Bestämmelserna i miljöbalken syftar till att främja hållbar utveckling, se miljöbalken 1 kap 1 §. Miljöbalken skall tolkas så att återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås, se miljöbalken 1 § 5 punkten. Ett ekologiskt hållbart samhälle kräver ökad resurseffektivisering. Effektiviseringen och kretsloppstänkandet går alltså hand i hand. Återanvändning av massor/avfall i form av stabilisering eller solidifiering är goda exempel på kretsloppstänkande respektive resurseffektivisering och uppfyller därmed flera av de viktigaste målen med miljöbalken.

9 Fortsatta arbeten

Föreliggande rapport visar att stabilisering/solidifiering är en efterbehandlingsmetod lämpad för svenska förhållanden och att det finns en potential för efterhand-ling av förorenad jord och muddermassor. Även om det finns viss erfarenhet från användningen i Sverige och större erfarenhet i andra länder, bör fortsatta arbeten utföras inför storskalig användning av metoden i Sverige.

De fortsatta arbetena bör innefatta en närmare studie av effekten av stabili-sering/solidifiering vid olika förhållanden och olika kombinationer av dessa avseende:

- Föroreningar, främst fokuserat på metaller
- Jordtyper och muddermassor
- Olika bindemedel

Denna studie kan till stor del göras på laboratorium. I studien inkluderas försök avseende beständighet (långtidsegenskaper). Som en del av denna studie bör en uppföljning av utförda projekt göras.

Dessutom bör pilotförsök i fullskala utföras i anslutning till verkliga projekt i syfte att verifiera laboratorieförsök mot fältdata och att studera utförandeaspekter.

Vidare bör studier och uppföljningar göras av funktionen inklusive långtids-funktionen och härtill relaterade provnings-, prognos- och kontrollmetoder.

Vi ser det också som synnerligen viktigt att en svensk vägledning för stabili-sering/solidifiering av förorenad jord och muddermassor tas fram för att skapa ett gemensamt förhållningssätt för riskbedömningar avseende metoden. Därmed möjliggörs identifiering av kritiska frågeställningar och moment samt inte minst ett jämförbart underlag för riskvärderingar.

En utredning bör genomföras avseende inrättandet av ett nationellt register för projekt/platser där stabilisering/solidifiering utförts.

10 Referenser

- Al-Tabbaa, Perera, 2002. State of Practice Report UK Stabilisation/Solidification, Treatment and Remediation, Binders & Technologies – Basic Principles, Research, Applications Draft 1406 Starnet
- Avfallsförordningen 2001:1063
- Bates E. 2006. Personlig skriftlig kommunikation 2006-09-13 från Edvard Bates, US EPA
- BKR, 1999. Boverkets Konstruktionsregler Deponiförordningen §14 2001.512
- Eriksson J., Frankki S., Shchukarev A., Skyllberg U., 2004. Binding of 2,4,6 Trinitoluene, Aniline and Nitrobenzene to Dissolved and Particulate Soil Organic Matter. *Environmental, Science and Technology*, 38, 3074-3080
- Execution of special geotechnical work – Deep Mixing. 2005. Svensk Standard SS_EN 14679:2005. SIS. Swedish Standards Institute. .Stockholm
- Frankki S., Persson Y., Tysklind M., Skyllberg U., 2006. Partitioning of CPs, PCDEs and PCDD/Fs between Particulate and Experimentally Enhanced Dissolved Natural Organic Matter in Contaminated Soil. *Environmental, Science and Technology*. (Press)
- Frankki S., Skyllberg U., 2006. Chlorophenol binding to dissolved and particulate soil organic matter determined in controlled equilibrium systems. *European Journal of Soil Science*, Oct 2006, 57, 655-664 (Press)
- Förordningen om miljöfarlig verksamhet 1998:899
- Gilliam & Wiles, 1992. Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes, 3rd Volume, ASTM STP 1240. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, Pennsylvania
- GWRTAC, 1997. Remediation of metals-contaminated soils and groundwater. Technology Evaluation Report, TE-97-01.
<http://www.clu-in.org/download/toolkit/metals.pdf>
- ITRC, 1997, Emerging technologies for the remediation of metals in soils: In situ stabilization/inplace inactivation. <http://www.itrcweb.org/MIS-3.pdf>;
<http://www.itrcweb.org/MIS-6.pdf>
- Kalbitz K., Solinger S., Park J. H., Michalzik B., Matzner E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils. A review. *Soil Sci* 2000, 165, 277-304
- Katzenbach, R., Weidle, A., 2005. Loss of bearing capacity caused by ettringite-induced damage in cement-stabilized soil. Proc International Conference on DeepMixing. Report 13 Swedish Deep Stabilization Research centre,.
- Kumpiene J. (2005) Assessment of trace element stabilization in soil. Doctoral Thesis 2005:38, Avdelningen för Avfallsteknik, Luleå tekniska universitet
- Los Alamos, 2002. Second phase of vitrification demonstration for environmental remediation to take place. Los Alamos National Laboratory (LANL), USA.
<http://www.lanl.gov/worldview/news/releases/archive/00-046.shtml>

- Magnusson Y. et al. 2005. Hantering av muddermassor med miljöfördelar. Bygga Framtid 2005, Luleå tekniska universitet, Institutionen för Samhällsbyggnad. Artikel
- Magnusson Y., Svedberg B., Mácsic J., Maijala A., Jyrävä H. 2006. Muddermassor med miljöfördelar. Bygg & teknik 2/06
- Mason, B. and Moor, C. B. 1982. Principles of geochemistry, Wiley ISBN 0-471-08642-8
- Maurice, C. 2001. Bioindication and bioremediation of landfill emissions. Doctoral Thesis 2001:29, Avdelningen för Avfallsteknik, Luleå tekniska universitet
- Naturvårdsverket, 2006. Lägesbeskrivning för efterbehandlingsarbetet i landet.
- Naturvårdsverket, 1997. Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638
- Naturvårdsverket, 1997. Development of Generic Guideline Values. Rapport 4639
- Naturvårdsverket, 1997. Bakgrundshalter i mark. Rapport 4640
- Naturvårdsverket, 1998. Förslag till riktvärden, bensinstationer Rapport 4889
- NFS 2004:10. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.
- Piispanen et al. 2004. Sanering av TBT-kontaminerade sediment i Nordsjö hamn. Publikation utgiven av Nordsjö hamnprojekt
www.vuosaarensatama.fi/ymparisto
- Rapport 17, 2006. Djupstabilisering med bindemedelsstabiliserade pelare och masstabilisering. Svensk Djupstabilisering
- Rapport 2:2000. Kalk- och kalkcementpelare. Vägledning för projektering, utförande och kontroll. Svenska geotekniska Föreningen
- Renholds J., 1998. In Situ Treatment of Contaminated Sediments,
<http://www.epa.gov/swertio1/download/remed/renhold.pdf>
- Rogbeck Y. et al. 2003. Stabilisering/solidifiering av förorenad jord. Exempel på projekt utförda i Skandinavien. Rapport 2003-06-18 av Scandiaconsult Sverige Ab (nuförtiden Ramböll Sverige Ab)
- Science Report SC980003/SR1. Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the treatment of Contaminated Soil. UK Environment Agency
- Siahpush A. R., Lin J-E, Wang H., 1992. Effect of adsorbents on degradation of toxic organic compounds by coimmobilized systems. Biotechnology and Bioengineering, 39, 619-628
- Skyllberg U., Magnusson T., 1995. Cations Adsorbed to Soil Organic Matter – A Regulatory Factor for the Release of Organic Carbon and Hydrogen Ions from Soils to Waters. Water, Air and Air Pollut. 85, 1095-1100
- Stark T., 2006. Personlig skriftlig kommunikation 2006-09-21 från Therese Stark, Merox AB
- US EPA, 1989. Stabilization/Solidification of CERCLA and RCRA wastes: Physical tests, chemical testing procedures, technology screening, and field activities. EPA/625/6-89/022
- US EPA, 1992. Contaminants and remedial options at wood preserving sites. EPA/600/R-92/182
- US EPA, 1995. <http://bigisland.tclients.com/frtr/pdf/parsons.pdf>

- US EPA, 1997. Remediation of metals-contaminated soils and groundwater Technology evaluation report TE-97-01. Prepared by: Evanko C. and Dzombak D. Prepared for: Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, GWRTAC. <http://www.gwrtac.org/pdf/metals.pdf>
- US EPA, 1997b. Technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb, EPA/540/S-97/500, <http://www.epa.gov/swertio1/download/remed/tdtchalt.pdf>
- US EPA, 1997c. Treatment technology performance and cost data for remediation of wood preserving sites. EPA/625/R-97/009 <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/Pubs/1997/625R97009.pdf>
- US EPA, 1998. National conference on management and treatment of contaminated sediments. Proceedings. EPA/625/R-98/001 <http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/WebPubs/sediments/625r98001.pdf>
- US EPA, 2000. Solidification/Stabilization used at Superfund sites. EPA-540-R-00-010, http://clu-in.org/download/remed/ss_sfund.pdf
- US EPA, 2001. A Citizen's Guide to Solidification/Stabilization. EPA 542-F-01-024. <http://www.epa.gov/swertio1/download/citizens/s-s.pdf>
- Vitrification, 2002. <http://www.vitrification.com>.
- US EPA, 2004. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (Eleventh Edition)
- Åhnberg H., Johansson S-E., Retelius A., Ljungerantz C., Holmquist L., Holm G., 1995. Cement och kalk för djupstabilisering av jord. Rapport 48 Statens geotekniska institut.

Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor

RAPPORT 5696

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5696-4
ISSN 0282-7298

Lämplighet och potential för svenska förhållanden

Under senare tid har metoden stabilisering och solidifiering börjat användas internationellt och i mindre omfattning även i Norden. Metoden innebär i korthet att kemiska ämnen och substanser immobiliseras eller omvandlas genom fysikalisk inestängning och/eller kemisk omvandling.

Rapporten beskriver metodens lämplighet och potential för att åtgärda förorenad jord och muddermassor i Sverige. Arbetet har omfattat en litteraturstudie och en tvärvetenskaplig analys. Projektdeltagarna har studerat aspekter relaterade till utredning, utförande, juridik och ekonomi. Mekanismerna avseende miljö och geoteknik vid användning av metoden beskrivs och exempel på olika utförda objekt redovisas.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, SGI, SLU, SAKAB och Umeå Universitet.