

Annika Ekvall, Bo von Bahr

**Sammanställning av genomförda
kemiska analyser och tester för
gjuterisand, bottenaska och
stenmjöl, samt jämförelse med
olika bedömningsgrunder.**

SP Rapport 2004:12
Bygg och Mekanik
Borås 2004

Abstract

Environmental assessment of foundry sand and bottom ash

The increasing cost for landfill and society's intention to recirculate material are the driving forces in a co-operational project between the industry (construction, pulp and paper and foundry industry), Swedish National Testing and Research Institute (SP), Chalmers University of Technology (CTH), Swedish Foundry Association (SFA) and the environmental authorities. The aim is to enable the industries to find local use for their waste material as construction material for example in smaller roads and barriers for landfills.

The name of the main project was "A system for increased use of alternative materials in civil engineering". Both the technical and the environmental aspects were investigated in the project. This report deals only with the environmental aspects of the materials. The materials that were included in the project were foundry sand, quarry dust and bottom ash.

A large number of analyses was made on the materials i.e. total content of organic and inorganic substances, availability, oxidized availability, pH, electrical conductivity, column test prCEN/TS14405 [11], batch leaching test (EN12457-3) [12] and toxicity test.

To be able to assess the outcome, a special model was developed – a guideline model for the total content in the materials that can be accepted and still fulfil certain requirements regarding the quality of recipients and human health. There are two goals with the model. The first goal is to provide a tool for a quick assessment regarding the overall possibilities to use the material as a construction material in civil engineering. The other goal is to provide a tool for detailed assessment of requirements of a specific recipient, evaluation of measures taken to improve the material, new regulations from authorities etc. The model considers both protection of human health and surface water ecosystems in the environment. In order to assess the relevance of this model, the results for the different materials were compared to the EU-directive about different classes of materials for landfill [17] and Swedish EPA guidelines for contaminated soil etc. Toxicity tests were also performed to ensure that no significant effects were missed in the model.

General results show that both the EU-criteria and the guideline model had an adequate degree of similarity – more or less the same substances were pointed out in these comparisons. The results of the toxicity test also supported the results of the guideline model, which suggests that the model correctly identifies potentially harmful substances. The model does not take any interaction between different substances into consideration, but if synergy effects would have been significant, the toxicity test should have pointed this out. However, the toxicity tests did not show anything that can be interpreted as significant synergy effects.

The results regarding foundry sands are that metals are not a problem – the metals found came mostly from the sand itself. The guideline model showed that the sands could be used in two of three scenarios, regarded that PAH and phenols are surveyed and maybe lowered, although the analyses of phenol index, TOC, DOC and fluoride showed that some of the materials could not be regarded as “inert” according to the EU criteria [17]. However, comparison with criteria developed for waste aimed for landfill should be made with care, since the construction of a deposit and for example a road is different and criteria for waste destined to landfill is not altogether relevant. The bottom ash could also be used in road construction according to the model, provided that sulphate, which was a little too high, is taken care of.

The overall conclusion is that foundry sand and bottom ash can be used as construction material for landscaping, landfill or in smaller roads as long as some distance to drinking water wells is kept. To enable an unrestricted use of the materials in civil engineering, PAH, phenols, TOC/DOC, sulphate and fluoride have to be controlled and maybe measures have to be taken to decrease these levels. Metals are not identified as a problem. Not all of the substances need to be checked for every material – each material has its own profile of substances that have to be checked. Some measures are also suggested to lower the content of mainly organic substances in the materials.

Key words: Bottom ash, column test, ecotoxicity test, environmental impact, foundry sand, leaching, risk analysis, shaking test.

**SP Sveriges Provnings- och
Forskningsinstitut**
SP Rapport 2004:12
ISBN 91-7848-985-7
ISSN 0284-5172
Borås november 2004

**SP Swedish National Testing and
Research Institute**
SP Report 2004:

Postal address:
Box 857,
SE-501 15 BORÅS, Sweden
Telephone: +46 33 16 50 00
Telex: 36252 Testing S
Telefax: +46 33 13 55 02
E-mail: info@sp.se

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	1
2	Analyserade material	2
2.1	Provtagning och neddelning	2
2.2	Gjuterisand	3
2.3	Stenmjöl	4
2.4	Restmaterial från massaindustrin	4
3	Jämförelsevärden och bedömningsmodeller	5
3.1	Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark	5
3.2	Riktvärdesberäkningsmodell - Beräkning av plats specifika riktvärden för miljöstörande ämnen i bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska	7
3.3	Toxicitetstester	10
3.4	Jämförelser med naturmaterial	12
3.5	Regler angående deponering av avfall	12
4	Resultat	15
4.1	Generella resultat	15
4.2	Resultat för Bentonitsand 1	17
4.3	Resultat för Resolsand	20
4.4	Resultat för Stenmjöl	24
4.5	Resultat för Bottenaska	25
4.6	Resultat för Mesagrus/Grönlutsslam/Elfilterstoff	27
4.7	Jämförelse mellan analysresultat i projektet och tidigare analyser av gjuterisand	27
4.8	Jämförelse mellan analysresultat i projektet och tidigare analyser av bottenaskor	29
5	System för utvärdering av alternativa material	31
5.1	Bakgrund	31
5.2	Resultatsammanfattning	31
5.3	Analyspaket för bedömning av materialens eventuella användbarhet	32
6	Slutsatser	33
6.1	Riktvärdesberäkningsmodellen	33
6.2	Resultat för de ingående materialen	34
7	Referenser	36

Förord

Föreliggande rapport är en delrapport inom projektet ”System för ökad användning av alternativa material i mark och anläggningsbyggande”, vilket också benämns AIS 32.

Projektet finansieras av VINNOVA, NCC Construction Sverige AB, NCC Roads Sverige AB, Billerud Skärblacka AB, Componenta Alvesta AB, E Sabel AB, Lidköpings gjuteri AB, Rani Metall AB och SKF Mekan AB, vilka alla tackas för sina insatser.

Arbetet utförs i samverkan mellan forskare på Institutionen för geologi och geoteknik vid Chalmers Tekniska Högskola och enheten för Bygg- och Mekanik, sektion Byggnadsmaterial, på SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut och Gjuteriföreningen, samt de inblandade företagen.

Projektet avslutades 30 juni 2004. Resultaten publiceras i en rapportserie för projektet som finns tillgängliga på projektets hemsida www.ais32.ncc.se samt på SPs hemsida www.sp.se.

Arbetet med föreliggande rapport har pågått under 2001 – 2004 och samtliga i projekt AIS 32 ingående parter har bidragit till framställandet av densamma.

Denna rapport om miljöbedömning är skriven av Annika Ekvall och Bo von Bahr på SP. I denna rapport finns som bilaga en riktvärdesberäkning som ligger till grund för en jämförelse mellan riktvärden och analyserade värden för materialen. Denna riktvärdesberäkning är utförd av Anna-Lena Öberg-Högsta och Maria Paulsson på Golder Associates på uppdrag av projektet. Särskilt tack till Göran Dave på Göteborgs Universitet för diskussioner om tolkning av toxicitetstest.

Stort tack till alla inblandade parter för ett intressant och givande projekt.

Borås, juni 2004

Annika Ekvall, Bo von Bahr

Förklaring av förkortningar

BTEX	Bensen, toluen, etylbensen, xylen
DOC	Dissolved organic carbon, dvs löst organiskt kol
FID	Flame Ionisation Detector
GC-MS	Gas Chromatography Mass Spectrometry, en separation- och analysmetod för främst organiska ämnen
ICP	Inductively Coupled Plasma, en analysmetod för metaller
ICP-MS	ICP-Mass Spectrometer
ICP-OES	ICP – Optical Emission Spectrometer
KIFS	Kemikalieinspektionens Författningssamling
LOI	Loss of Ignition, ett sätt att organiska ämnen via glödförlust
MGE	Mesa/Grönlutsslam/Elfilterstoff
NFS	Naturvårdsverkets Författningssamling
PAH	Polyaromatic hydrocarbons, dvs polyaromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
SIR	Selected Ion Recording, ett sätt att göra analyser med masspektrometer för särskilt låga halter av t ex PAH
THF	Tetrahydrofuran, ett lösningsmedel
TOC	Total organic carbon, dvs totalt organiskt kol
TOF-SIMS	Time-Of Flight Secondary Ion Mass Spectrometry

Sammanfattning

Denna rapport redovisar en undersökning av miljöegenskaper av 7 olika gjuterisander, 2 stenmjöl, en bottenaska och en MGE-blandning (Mesa/Grönlutsslam/Elfilterstoff). Fördjupande analyser är gjorda på 3 av materialen, dvs en bentonitsand, en resolsand samt bottenaskan.

Undersökningen av miljöegenskaper har gjorts inom ramen för projektet "AIS32 – System för ökad användning av alternativa material i mark- och anläggningsbyggande". Parallellt har också karaktärisering av de tekniska egenskaperna genomförts av Chalmers Geoteknik. Slutmålet är att hitta ett system för att underlätta att på ett miljöriktigt och tekniskt korrekt sätt använda alternativa material i mark- och anläggningsbyggnad.

Utförda undersökningar

För att undersöka materialens egenskaper har följande undersökningar gjorts på samtliga material:

- Totalhalt av huvudelement och spårelement (metaller)
- Bestämning av fukt och aska
- Bestämning av pH och konduktivitet
- Tillgänglighetstest NT ENVIR 003
- Oxiderat tillgänglighetstest NT ENVIR 006
- Analys av sammansättningen av extraherbart material med GC-MS
- Bestämning av PAH
- Kemisk analys av nedbrytningsprodukter med TOF-SIMS

För tre av materialen (bentonitsanden, resolsanden och bottenaskan) har ytterligare analyser utförts:

- Kolonntest prCEN/TS14405 [11]. I lakvattnet analyserades spårelement (As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, V, Zn), konduktivitet, pH, fluorid, klorid, sulfat, fenolindex och DOC (kolonntest utfördes ej på bentonitsanden pga för låg hydraulisk konduktivitet)
- Skaktest EN12457-3 [12], analysprogram som ovan, inklusive bentonitsand
- Analys av BTEX, PCB, TOC, DOC, PAH och mineralolja.
- Toxicitetstest med ett batteri av organismer, från encelliga organismer till högre växter och fiskar. Både materialen i sin helhet och extrakt (lakvatten) av materialen är testade.

Jämförelsegrunder för miljöegenskaper

För att kunna bedöma materialens miljöegenskaper måste de värden som kommer fram i analyserna jämföras med andra relevanta värden. Sådana relevanta värden är t ex den miljöbelastning som recipienten kan anses tåla. I denna miljöbedömning har därför en modell tagits fram för att beräkna riktvärden för vilka totalhalter av olika miljöstörande ämnen som kan accepteras i materialen med hänsyn till miljöpåverkan på recipienten. Dessutom har jämförelser gjorts mot följande referenser:

- Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark [14].
- NFS 2004:10 [22] vilket är den svenska implementeringen av EUs beslut 2003/33/EG om kriterier och förfaranden av mottagning av avfall vid avfallsdeponier [18].
- Tillgänglighetstester från naturliga material [25]
- Tidigare undersökningar av gjuterisand nationellt och internationellt [9], [10], [13].
- Tidigare undersökningar av aska [23].

Riktvärdesmodellen inkluderar akuta och långsiktiga miljöeffekter i vatten, arbetsmiljön för anläggningsarbetarna samt dricksvattenuttag samt utgår från tre olika scenarier:

1. nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt skyddsvärt område
2. nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt ej skyddsvärt område
3. nyttjande av materialen som barriärmaterial på deponi

Modellen bygger i grunden på samma antaganden som modellen som Naturvårdsverket har använt sig av för att ta fram riktlinjer för förorenad mark, med vissa skillnader, t ex att modellen i denna rapport är utökad genom att också ta hänsyn till miljöskydd av olika ytvattenrecipienter (vilket har visat sig vara det mest avgörande skyddsobjektet då restmaterial skall användas), och inte bara mänsklig hälsa.

Syftet med denna riktvärdesmodell är att enkelt och kostnadseffektivt kunna avgöra vilka miljöegenskaper som ett restmaterial har med avseende på tre olika typmiljöer. Med modellens hjälp så kan man snabbt avgöra om materialet kan användas i en geoteknisk anläggning och i vilken typmiljö, eller om man måste deponera det och i så fall på vilket sätt, enbart genom att analysera totalhalterna av ett antal ämnen/ämnesgrupper.

På grund av de stora säkerhetsmarginalerna kan man dock *inte* läsa riktvärdena som en absolut gräns: under – godkänt, över – icke godkänt. Det är istället väsentligt att man vid bedömningar av materialens eventuella miljöpåverkan beaktar storleksordningar snarare än absoluta tal. Ett smärre överskridande innebär alltså inte nödvändigtvis att det föreligger någon miljörisk.

Resultat gjuterisander

Två gjuterisander har genomgått samtliga analyser. Dessa är en bentonitsand, här kallad bentonitsand 1, och en resolsand. Metaller bedöms inte utgöra något större problem för gjuterisanderna. En jämförelse med stencmjölen visar att metallhalterna är i samma storleksordning i stencmjöl och gjuterisand, vilket indikerar att metallerna kan ha sitt ursprung i själva sanden och inte kommer från gjutgodset.

Analysresultatet av de organiska ämnena var mer heterogent än för metaller. Rester av PAH, bindemedel och mineralolja detekterades i låga halter. Resolsanden uppvisade detekterbara mängder PAH (6,7 mg/kg). De flesta halter låg under den nivå som krävs för att sanderna skall betraktas som tillräckligt rena för att läggas på en deponi för inert material. Undantagen var fenolindex, DOC och fluorid för resolsanden och fluorid och TOC för bentonitsanden.

Bentonitsand 1

Bentonitsand 1 visade tillräckligt låga värden på alla parametrar utom fenolindex och fluorid för att klara riktvärdena i scenario 1 i riktvärdesmodellen, dvs för att kunna användas för t ex vägar genom skyddsvärda områden. För scenario 2 och 3 klarar bentonitsand 1 samtliga riktvärden enligt riktvärdesmodellen. Bentonitsand 2 visar ett värde på koppar som mycket måttligt överskrider riktvärdet för scenario 1. Inte heller denna sand är problematisk i scenario 2 och 3 utan borde kunna användas utan risk för miljöstörningar. Dock måste nämnas att bentonitsand 2 inte genomgått alla tester, utan värden saknas för fenolindex, antimon och anjoner (fluorid, klorid, sulfat). Noteras bör att riktvärdesmodellen troligen överskattar utlakningen för bentonitsand eftersom den har en mycket låg hydraulisk konduktivitet. Detta innebär dels att skaktest måste användas istället för kolonnstest, dels att utlakningen förmodligen blir minimal eftersom utlakning förutsätter vattentransport genom materialet.

Resolsand

Resolsand är väl lämpat för scenario 2 och 3 med undantag av värdet för icke-cancerogena PAH som är ca dubbelt så högt som riktvärdet. De flesta analysresultat har ca 10 gångers marginal till riktvärdet enligt riktvärdesmodellen. Hur PAH kan hanteras redovisas i kapitel 4. För scenario 1 är dock resolsanden mindre lämpad, både med avseende på fenolindex, fluorid och PAH.

Övriga gjuterisander

Övriga gjuterisander, en furansand och två vattenglassander, visar resultat som ligger under riktvärdena för scenario 2 och 3 i samtliga fall, med undantag av vattenglassand 1 som marginellt överskrider vanadin i scenario 3. För scenario 1 överskrids några riktvärden för enstaka metaller marginellt, men PAH håller sig inom tillåtna ramar. Således harmoniserar denna jämförelse med dom mer undersökta gjuterisanderna – scenario 1 bör undvikas och scenario 2 och 3 är mer lämpligt. Dock skall även här tilläggas att värden saknas för fenolindex, antimon och anjoner (fluorid, klorid, sulfat), vilka bör analyseras före sanden används. Jämförelse med EUs deponikriterier kan inte göras eftersom inga kolonn- eller skaktest gjorts för dessa.

Resultatens giltighet

Trots att materialen testats i sin helhet eller som ett extrakt med 4 delar vatten per del material visar toxicitetstester för båda sanderna ingen eller mycket liten påverkan. Detta innebär att det lakvatten som eventuellt kommer ut ur en vägkonstruktion eller liknande, och som späts ut betydligt mer än 4 gånger, inte bör ha någon som helst påverkan på organismerna i ett toxicitetstest. Detta indikerar i sin tur att modellen inte missat väsentliga ämnen eller kombinationseffekter av olika ämnen.

Resultaten av analyserna har jämförts med ett antal tidigare analysresultat på gjuterisander för att kontrollera att slutsatserna i denna rapport är allmänt användbara. Inga analysvärden i detta projekt skiljer sig från de förväntade värdena utan ligger i samma härad som de värden som är vanliga i svensk gjuterisand. Proverna kan därför anses vara representativa och projektets resultat giltigt för svensk gjuterisand generellt.

Resultat bottenaska

För bottenaskan var Zn den enda metall som återfanns i signifikant högre halt än naturmaterial.

Jämförelsen mot riktvärdesmodellen gav att scenario 1 inte är lämpligt, eftersom fenolindex ligger över riktvärdet med en faktor 20, och sulfat med en faktor 4. Scenario 2 och 3 däremot är lämpliga för bottenaskan förutsatt att sulfathalten kan åtgärdas som är 50 % över riktvärdena för dessa scenarier.

Jämförelsen mot deponikriterierna visade att Mo ligger över gränsen för inert deponi (marginellt för kolonntestet, en faktor 2 för skaktestet). Sulfat överskrids både i skak- och kolonntestet med en faktor 5-6. Liksom för bentonitsanden var TOC över gränsvärdet för inert deponering.

Toxicitetstestet visade ingen påverkan alls för extraktet och hade över huvud taget bara effekt på enstaka organismslag som outspätt material. Även askan har jämförts med analysresultat från andra askor och befunnits representativ.

Resultat MGE-blandning

MGE-blandningen innehöll främst Cd men även Zn i nivåer som var högre än de undersökta naturmaterialen. Eftersom enbart den första uppsättningen analyser är utförda på MGE-blandningen är det svårt att dra långtgående slutsatser om detta material. Dock så erhöles inget anmärkningsvärt i de analyser av oorganiska och organiska analyser som utfördes, förutom det nyss nämnda.

Resultat stenhjöl

Som förväntat klarar stenhjölerna utan problem att användas i scenario 2 och 3. Lite överraskande är att stenhjöl 1 har något förhöjd halt vanadin, 44 mg/kg, jämfört med de 40 mg/kg som tillåts i scenario 1. På samma sätt har stenhjöl 2 en kobolthalt som är 38 mg/kg, vilket är 27 % över riktvärdet. Dessa överskridanden skall inte utan vidare tolkas som om stenhjöl skulle vara miljöfarligt, utan kan ses som ett kvitto på att modellens känslighet är väl tilltagen och fångar upp eventuellt förorenade material.

Det saknas analyser på organiska ämnen på stenhjöl, men det finns heller ingen anledning att tro att vare sig PAH, fenoler, mineralolja eller liknande skulle finnas i stenhjölet. Dock kan anjonerna (klorid, fluorid och sulfat) i vissa fall behöva analyseras.

Generella resultat

I riktvärdesmodellen görs ett antal mycket konservativa antaganden, dvs modellen innehåller betydande säkerhetsmarginaler. En antydning om att antagandena är konservativa är att till och med stenmjölen hade något höga metallhalter i jämförelse med riktvärdesmodellens scenario 1. Mindre konservativa randvillkor hade säkerligen resulterat i att materialen klarat sig ännu bättre. Riktvärdesmodellen i dagens utformning, med de konservativa antagandena, indikerade att PAH, sulfat, och eventuellt fenoler är de ämnen/ämnesgrupper som motiverar uppmärksamhet.

Deponikriterierna har en något annorlunda utgångspunkt men denna referens indikerar även den att sulfat och fenoler, liksom DOC, TOC och fluorid är de parametrar som hindrar deponering av i projektet ingående material på deponi för inert avfall. Dock skall dessa resultat tolkas med försiktighet, eftersom de förutsätter exempelvis att materialet skall kunna ligga utan täckning under driftfasen, medan denna rapport föreslår användningar under ett täckskikt.

För att bryta ner eller sänka halterna av ovanstående ämnen kan olika metoder användas. Eftersom sulfat är vattenlösligt kan denna lakas ur under kontrollerade former innan askan används i en applikation. PAH kan minskas genom luftning och omblandning. Ett liknande resonemang kan tillämpas på fenoler, som också kan tvättas ur med vatten förutsatt att tvättvattnet tas om hand och renas på adekvat sätt.

TOC i bottenaska kan minskas genom ökad utbränning av bottenaskan. Detta är dock ej aktuellt för bentonitsanden. Den typ av kol som man vill undvika vid deponering förekommer dock inte in bentonitsanden, dvs kol som är biologiskt aktivt, varför kravet på TOC förmodligen kan diskuteras. Höga fluoridhalter kan eventuellt minskas genom att blanda gjuterisanden med kalk, varvid den relativt svårslösliga föreningen kalciumfluorid bildas.

DOC var högt för resolsanden och en analys bör göras vad det är för typ av kol som ingår i DOC för att se om det är en kolförening som kan orsaka skada på recipienten. Hade akuttoxiska ämnen förekommit i signifikanta halter hade detta dock avspeglats i toxicitetstesterna.

Sammantaget visar miljöbedömningen att ämnena PAH, fenoler, TOC/DOC, sulfat och fluorid behöver kontrolleras och eventuellt åtgärdas för att man skall kunna använda materialen till mark- och anläggningsbyggnad. Inget av de undersökta materialen behöver kontrollera alla dessa ämnen, utan varje material har sin profil av ämnen som behöver undersökas.

Toxicitetstesterna visade mycket små effekter och indikerar att inga väsentliga grupper av ämnen som har utelämnats ur riktvärdesmodellen har någon signifikant effekt. Inte heller samverkans effekter av olika ämnen verkar förekomma i den utsträckning som skulle kunna ge negativa miljöeffekter. Tvärtom visar toxicitetstesterna att utspätt prov samt ett extrakt med en spädning av 4:1 har mycket små, ibland inga, effekter.

Slutsats

Det finns två slutsatser att dra av denna rapport. För det första är miljöriskerna med de ingående materialerna små och flera material kan användas utan miljörisk. För det andra finns en modell för att bedöma dessa material som fungerar bra.

Bentonitsand är väl lämpad för användning i en väg som inte anläggs inom ett känsligt område. Dessutom kan materialet användas som tätskikt i en deponi, där den låga hydrauliska konduktiviteten kommer till sin rätt. Bottenaskan är också väl lämpad för användning inom mindre skyddsvärda områden eller på deponier. Visserligen är sulfathalten något förhöjd jämfört med riktvärdesmodellen, men detta är marginellt och toxicitetstesterna visar inte på någon skadlig effekt ens av mycket koncentrerat lakvatten. Även resolsanden visade låga halter miljöskadliga ämnen med ett undantag, icke-cancerogena PAH.

DOC ligger för en av sanderna mycket högt jämfört med deponiförordningens kriterier. Dessa kriterier är dock avsedda för just deponier och kan inte utan vidare överföras på andra sammanhang. DOC är ett samlande begrepp som innefattar både mycket farliga och helt harmlösa substanser. Det innebär att det är svårt att inkorporera denna parameter i en modell för att bedöma miljöskadlighet. Om resolsandens DOC-innehåll skulle utgöra en risk för miljön hade toxicitetstesterna visat detta. I detta projekt finns inga resultat som indikerar att något särskilt riskabelt ämne skulle ingå i DOC. Dock skulle det vara av intresse rent principiellt att ta reda på exakt vad som ingår.

Riktvärdesmodellen fungerar väl för att förutsäga vilka miljöparametrar som med stor sannolikhet inte utgör någon miljörisk. Ingenting i toxicitetstesterna motsäger riktvärdesmodellens resultat, vilket visar att goda säkerhetsmarginaler tagits till när modellen konstruerats. Detta bekräftas av att modellen visar att även stenmjölen ligger på gränsen till godkänt för användning i skyddsvärd miljö. Modellen kan enkelt anpassas för andra material genom att sätta in utlakningsdata för dessa material i modellen.

Extraktionen i toxicitetstestet är gjord med en utspädning på 4 delar vatten per del prov. I riktvärdesmodellen räknas med en utspädning från lakvatten till recipient på 2000 gånger, vilket ändå är ett konservativt antagande då man jämför utspädningsfaktorer i olika modeller. Den marginella effekt som uppmättes på vissa lakvatten i toxicitetstestet torde därför vara helt betydelselös som indikator på vilka verkliga effekter som kan förväntas.

1 Bakgrund

I Sverige används idag nästan uteslutande naturmaterial vid väg- och anläggningsbyggande. Ökande krav på hushållning med ändliga naturresurser och minskning av avfallsmängder medför att det är angeläget att finna alternativa användningsområden för restmaterial. Bland annat har Sveriges Riksdag fastställt 15 nationella miljökvalitetsmål. I ett av dessa, God bebyggd miljö, finns målet att uttaget av naturgrus skall vara högst 12 miljoner ton per år och att andelen återanvänt material skall vara minst 15 % av ballastanvändningen år 2010 [1].

Målet med projekt AIS 32 "System för ökad användning av alternativa material i mark och anläggningsbyggande" är att skapa ett system för karakterisering av de tekniska och miljömässiga egenskaperna hos restmaterial samt hitta möjliga användningsområden. Därmed möjliggörs en enklare återanvändning av restmaterial inom mark- och anläggningssektorn.

De tekniska kraven varierar mellan olika användningsområden. Intentionen i detta projekt är att studera användning inom lättare väg- och anläggningsbyggnad, såsom exempelvis som fyllnadsmaterial, tätskikt på deponier, gång- och cykelvägar samt underbyggnad till vägar. Materialen har undersökts med avseende på geotekniska och miljömässiga egenskaper. En väsentlig del av projektet har varit studier av hur varierande hydraulisk konduktivitet (beroende på olika packningsgrad) är kopplad till funktions- och miljöegenskaper, något som är särskilt viktigt för tätskikt på deponier. Laboratorieförsök har utförts och de geotekniska egenskaperna har studerats i fältförsök. Rapporteringen från projektet sker i fyra olika rapporter, varav detta är en. De övriga är:

- "Inledande laboratorieförsök", Gustafsson, M. et al., Projekt AIS32, delrapport 1, Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för geoteknik, mars 2003 [2] vilken redovisar resultat från de inledande laboratorieförsöken om både tekniska egenskaper och miljöegenskaper.
- En rapport i form av ett examensarbete från fältförsöken i Katrineholm av M Olsson, "Geoteknisk karakterisering av restprodukter i fält med fokus på hydraulisk konduktivitet", Examensarbete 2003:8, Institutionen för Geoteknik, Chalmers, Göteborg. [5]
- En doktorsavhandling av Malin Gustafsson från Chalmers Geoteknik, "Hydraulic Conductivity of Saturated Sand-Bentonite Mixtures"[3].

Inom projektet studeras ett antal olika industriella restmaterial: olika typer av gjuterisander, en aska från massaindustrin samt stensmjöl från bergtäktsindustrin. De studerade materialen indelades i fyra grupper utifrån geotekniska egenskaper och ett representativt material från varje grupp utvaldes för vidare studier.

Projektets deltagare från industrin har påpekat att det väsentligaste för att materialen skall komma till användning är att man kan visa att sannolikheten för att oacceptabel miljöpåverkan skall uppstå är minimal. Det saknas absoluta gränsvärden eller liknande för att göra dessa bedömningar på ett otvetydigt och allmänt accepterat sätt. Denna rapport presenterar ett sätt att bedöma miljöpåverkan och validerar denna metod genom att jämföra med resultat från toxicitetstester av de ingående materialen. Dessutom går rapporten igenom de befintliga rikt- och gränsvärden som finns för närliggande områden, gör jämförelser mellan materialen och dessa värden samt diskuterar relevansen av dessa jämförelser.

2 Analyserade material

Materialen i projekt AIS-32 kommer från tre olika källor. Den största delen är gjuterisand. Dessutom ingår stenmjöl och restmaterial från massaindustrin.

Tabell 1 nedan visar vilka material som ingått i denna undersökning. I den senare delen av undersökningarna har tre av dessa material valts ut som representanter för sin materialgrupp. Dessa är bentonitsand 1, resolsand samt bottenaskan. Dessa material beskrivs närmare i följande kapitel. För en närmare beskrivning av alla materialen se rapport "Inledande laboratorieförsök i projekt AIS 32" [2].

Tabell 1. De i projektet ingående materialen

Typ av material	Beteckning	Sammansättning av prov
Gjuterisand bunden med bentonit	Bentonit-sand 1	bentonitsand 100 %
	Bentonit-sand 2	bentonitsand, 63 % sand/stoft från bläster, 35 % opågjuten kärnsand, 2 % (varav 4/5 resolbunden och 1/5 skalsand)
Gjuterisand bunden med kemiska bindemedel	Furansand 1	furansand 100 %
	Furansand 2	furansand 100 %
	Vattenglas-sand 1	vattenglassand 100 %
	Vattenglas-sand 2	vattenglassand, 60 % bentonitsand, 30 % opågjuten kärnsand, 10 % (vattenglas eller resol + CO ₂ -bunden)
	Resolsand	Resolsand, 100 %
Stenmjöl	Stenmjöl 1	Stenmjöl, 100 %
	Stenmjöl 2	Stenmjöl, 100 %
Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska, barkförbränning rosterpanna
Blandning av mesagrus/grönlutsslam/elfilterstoff	MGE	mesagrus grönlutsslam elfilterstoff

2.1 Provtagning och neddelning

En utförlig beskrivning av provtagning och neddelning av gjuterisand har redovisats i rapporten "Inledande laboratorieförsök, Gustafsson, M., et al." [2]. Vid neddelning skakas proverna ner från ett vibrerande bord till åtta kärl som står på en roterande skiva. Detta innebär en viss luftning av sanden, vilket kan leda till avgång av flyktiga ämnen. Detta leder i sin tur till att de koncentrationer av t ex bensen som detekteras i proverna kan vara betydligt lägre än de halter som ursprungligen skulle kunna finnas i provet. Förvaring av de neddelade proverna emellan analystillfällena har skett i slutna kärl. Vid hantering av gjuterisand som byggnadsmaterial hanteras dock materialet på ett sådant sätt att man kan förvänta sig motsvarande process, exempelvis vid tippning från lastbilsflak.

2.2 Gjuterisand

Gjuterier använder sand bunden med olika typer av bindemedel vid framställning av formar, som bildar gjutgodsets ytterkonturer, samt kärnor som skapar håligheter i godset. Bas-sanden är i huvudsak av kvarts-/fältspatstyp. I mindre omfattning används importerade sander av typen kvarts, olivin, kromit och zirkon.

Överskottssanden kan i princip uppdelas efter typen av bindemedel som används. Två huvudkategorier finns:

- Sand bunden med bentonit (lera).
- Sand bunden med kemiska bindemedel (organiska alt. oorganiska).

Både bentonitsand och kemiskt bunden sand recirkuleras oftast. En viss mängd ny sand måste tillsättas av produktionstekniska skäl. Avtappning av överskottssand är 5-10 % för bentonitsand. Formsand som bundits med kemiska bindemedel är i vissa fall svårare att recirkulera internt i gjuterierna. För dessa sander återcirkuleras normalt ca 50-85 %. Mindre gjuterier har ofta svårt att klara av den investering som krävs för en sandregenereringsutrustning varför deras sand endast används en gång.

Inom svensk gjuteriindustri genereras årligen cirka 100 - 125 000 ton överskottssand av vardera bentonitsand och kemiskt bunden sand.

2.2.1 Bentonitsand 1

En av de sander som valts ut för vidare analyser är Bentonitsand 1. Denna sand består av jungfrulig sand (Nysand Broby), bindemedel (Bentonit Ecosil D30S30, Bentonit Geko QS) samt stenkolssot. När gjutgodset skall ha håligheter använder man sk kärnor. Kärnsanden är till ca 80 % resolbunden. Resterna av kärnorna hamnar efter urslagning i den cirkulerande sanden, varför även lite rester av resolsandens beståndsdelar kan finnas i bentonitsanden.

Gjuteriet tillverkar produkter i järn och i projektets början fanns misstanken att rester från gjutgodset skulle kunna finnas kvar i sanden och orsaka högre halter av både järn och eventuella legeringsmetaller. Analyserna visar dock inget tecken på att rester av gjutgodset skulle finnas i sanden. Sanden innehåller ca 1,9 % järn, vilket ligger i mitten av värdena för materialen i projektet och är mindre än ett av stenmjölen. Gjuteriet har magnetisk avskiljning av gjutrester, vilket kan förklara att järnhalten inte var förhöjd.

Sanden faller på flera ställen i gjuteriet som sand eller filterstoff. Den provtagna mängden för laborieförsöken är en blandning av dessa restmaterial. Delmängderna är beräknade utifrån gjuteriets totala produktion av dessa restmaterial på så sätt att ett flöde som utgör x antal % av den totala mängden överskottssand blandades in i provet med en lika stor andel, x %. På så sätt erhöles ett prov som var *representativt för gjuteriets totala överskottssandsflöde*. Filterstoffet kommer från utsug på olika ställen i processen. Själva sanden suggs upp i liten grad p g a sin tyngd. Det innebär att filterstoffet innehåller en förhållandevis hög andel finkorniga partiklar, dvs bentonit och stenkolssot. Provet, som ju är en blandning av sand och filterstoff, kommer alltså att ha finare kornstorlekar och högre halter av bentonit och stenkolssot än den totala sandmängd som cirkulerar i gjuteriet.

För fältförsök har enbart sand som fallit i sin helhet ur processen använts, t ex från urslagningen. Denna sand är *representativ för hela den cirkulerande mängden*. Sanden som har använts till fältförsöken har alltså mindre bentonit, lägre kolhalt och grövre korn än den sand som analyserats kemiskt i denna rapport.

Denna skillnad mellan sandprovet som använts till laboratorieförsöken och fältförsöken kan ha en viss betydelse. Om man väljer att använda den sand som faller från t ex urslagningen, utan inblandning av filterstof, som alltså har samma egenskaper som den sand har som använts i fältförsöken, kan man förvänta sig högre hydraulisk konduktivitet och lägre halter av organiska ämnen såsom t ex PAH, eftersom andelen bentonit och stenkolsot är lägre än i den sand som analyserats på laboratoriet. Använder man däremot det totala flödet av överskottssand kan packningsegenskaperna skilja sig något från de i fältförsöket uppmätta.

2.2.2 Resolsand

Denna sand används vid handformning och återvinns inte. Gjuteriet gör produkter i järn. Sanden har dock en mycket låg järnhalt, betydligt under de två stenmjöl som ingår i projektet. Detta faktum indikerar att det finns mycket lite, om ens något, restmaterial från gjutmetallen i sanden. Sanden består av lös sand samt större aggregat, vilka krossades före neddelning för att få representativa prover.

2.3 Stenmjöl

Inom svensk bergmaterialindustri produceras varje år stora mängder krossprodukter. Olika storleksfraktioner fås fram genom krossning och siktning. Vid denna process bildas finkornigt material, s k 02 material. Användningen av 02 material är idag på många ställen mycket begränsad. Upplagen av finkorniga material, framförallt 0-2 material, kan därför bli avsevärda i vissa täkter. Då tillgången idag är större än efterfrågan på 02 material, finns ett stort intresse för att hitta nya användningsområden.

Stenmjöl 1 består främst av gråröd gnejsig granit samt lite amfibolit och pegmatit.

2.4 Restmaterial från massaindustrin

Massaindustrin ger upphov till flera restmaterial. I detta projekt har ingått bottenaska från barkpannan samt ett blandat material som består av elfilterstof från barkpannan, grönlutsslam samt mesagrus, i detta projekt kallad MGE-blandning (Mesagrus/Grönlutsslam/Elfiterstof).

I de senare försöken har bara bottenaskan undersökts. Visserligen är bottenaskan och MGE-blandningen olika till sin karaktär, men det bedömdes att askan är ett intressantare material att arbeta vidare med, inte minst ur miljösynpunkt. Barkpannan eldas med bark från massaveden vilket utgör i snitt två tredjedelar av energimängden. Dessutom stödeldas med olja, som står för den resterande tredjedelen av energin. Det är inte uteslutet att små mängder föroreningar kan komma från oljan, men oljan bildar mycket små askmängder, varför askan är i stort sett enbart barkaska. Bottenaskan är osorterad och innehåller bitar som består av förkolnat trä, sintrade klumpar i varierande storlek samt enstaka metallklumpar och större träbitar. Materialet är lätt och dammar mycket i torrt tillstånd. Askan släcks dock i vatten, varför det provtagna materialet är vått.

3 Jämförelsevärden och bedömningsmodeller

I detta kapitel kommer ett antal metoder att bedöma analysresultaten att redovisas. Den viktigaste av dessa metoder är den riktvärdesberäkningsmodell som gjorts inom projektets ram. Toxicitetstesterna som utförts på materialen kommer också att redovisas.

I brist på relevanta bedömningsgrunder tar man gärna till de jämförelseobjekt som finns, även om de inte är helt relevanta. I fallet markbyggnadsmaterial finns två exempel på närliggande, men inte helt igenom tillämpliga, jämförelser. Den första är EUs deponidirektiv [17] och speciellt beslut om kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid avfallsdeponier [18]. EUs beslut 2003/33/EG [18] implementeras i svensk lagstiftning genom Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10 om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall [22]. Dessutom har projektet tittat på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenad mark [14]. Eftersom de undersökta materialen troligen kommer att jämföras med dessa två, är det relevant att redan i denna rapport göra denna jämförelse samt utvärdera i vilken mån, och i så fall under vilka förutsättningar, dessa jämförelser går att göra på ett användbart sätt.

3.1 Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverket gav 1996 ut två rapporter som behandlar förorenad mark. Den ena, som utgivits på engelska, heter ”Development of generic guideline values – model and data for generic guideline values for contaminated soils in Sweden”. I denna rapport listas riktvärdena för förorenad mark för 36 ämnen eller ämnesgrupper. Riktvärdena finns för tre olika nivåer: känslig markanvändning, mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag och mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag. Dessutom beskrivs den modell som använts för att beräkna dessa värden. En rapport med liknande innehåll finns på svenska, ”Generella riktvärden för förorenad mark – beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning” [14].

3.1.1 Principer för beräkning av riktvärden

Riktvärdena är beräknade utifrån följande principer: Distribution av en förorening emellan jord och fast fas beräknas utifrån lakdata för fördelning mellan fast fas och vattenfas, data för fördelning mellan vattenfas och organisk fas för organiska ämnen samt fördelning mellan fast fas och atmosfären. Transport av ångor till inomhusluft, växtupptag samt kontaminering av yt- respektive grundvatten inkluderas i modellen. Dessa data kombineras med ett antal exponeringsvägar för människa såsom intag av förorenat vatten, inhalation av damm eller hudkontakt. Motsvarande bedömning har gjorts av de ekotoxikologiska effekterna i Nederländerna. Naturvårdsverket har valt att inte upprepa de beräkningarna utan att begagna sig av de nederländska värdena, men för säkerhets skull har dessa värden halverats. Riktvärdet är sedan det värde som är lägst utav de värden som kommer fram i den humantoxikologiska bedömningen och den ekotoxikologiska. Viss justering har gjorts för t ex ämnen som luktar och smakar starkt eller som finns i höga halter naturligt i miljön.

3.1.2 Användning av Naturvårdsverkets arbete i detta projekt

Naturvårdsverkets rapporter ([14], [15]) innehåller alltså både en uppsättning värden och en principiell modell för framräknande av dessa värden. I föreliggande projekt har en riktvärdesmodell utvecklats (beskrivs i kap 3.2). Denna är baserad på samma principer som Naturvårdsverket har använt för att räkna fram sina riktvärden. Riktvärdesmodellen är dock inte exakt likadan, bl a har antalet exponeringsvägar reducerats eftersom de enda som beräknas komma i kontakt med ett väg- och anläggningsbyggnadsmaterial är anläggningsarbetare, vilket bl a utesluter barn. Värdena för ekotoxikologiska effekter har också kompletterats med värden från Kanada och USA.

I brist på andra rikt- eller gränsvärden används ofta Naturvårdsverkets riktvärden utanför sitt egentliga användningsområde. Det beslöts därför, i likhet med vad som gäller för NFS 2004:10 [22], att denna jämförelse skulle göras och kommenteras.

3.1.3 Begränsningar i användbarhet för riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverket har förutsett att riktvärden för förorenad mark skulle kunna missbrukas. I deras rapport [14] står därför bland annat följande:

- De (riktvärdena) markerar en nivå som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter. Detta behöver dock inte innebära att en halt över riktvärdet medför dessa oönskade effekter
- De är inte (Naturvårdsverkets understrykning) en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena
- De gäller för jordprover som analyserats och i övrigt hanterats med metoder angivna för detta ändamål av Naturvårdsverket eller metoder av motsvarande kvalitet
- De beräknas med ett antagande om att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag.

Av dessa punkter är framför allt den sista av vikt. Tillgänglighetstester för metaller i detta projekt visar att allt ifrån enstaka procent till, i några få fall, nästan allt av den totala halten är tillgänglig för utlakning under mycket lång tid. Kobolt tillhör det som är tillgängligt till 40-90 %, medan ett typiskt värde för bly är ca 5 % och för kadmium ca 10 %. Dessa tester visar tillgängligheten på mycket långt sikt, en sk geologisk tidsrymd. Kolonn- respektive skaktester ger en bättre bild av vad som riskerar att lakas ut på några års sikt. Dessa tester visar ännu lägre tillgänglighet/lakbarhet. Antagandet att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag är därför inte tillämplig i detta fall.

En annan begränsning i användbarheten är att riktvärdena för förorenad mark förutsätter att materialet ligger ytligt och helt exponerat för spridning via vind med påföljande inandning samt för regnvatten med påföljande utlakning till grund- och ytvatten. I en vägkonstruktion eller på en deponi är materialet täckt av ett skikt som gör att materialet ligger still och inte blåser bort, t ex ner i närmaste vattendrag. Tätskikten bidrar också till att det mesta av nederbörden rinner av och inte passerar igenom materialet. Dessutom är naturligtvis odling av grönsaker och liknande inte aktuell inuti t ex en vägkropp.

3.1.3.1 Sammanfattningsvis:

- Riktvärdena för förorenad mark tar hänsyn till exponering av t ex barn som äter jord och intag av grönsaker odlade i jorden, något som inte är aktuellt för materialen i detta projekt
- Riktvärdena för förorenad mark förutsätter att 100 % av totalhalten är tillgänglig för spridning och upptag, något som överskattar tillgängligheten något för vissa ämnen och mycket grovt för andra ämnen.
- Riktvärdena för förorenad mark förutsätter att materialet ligger ytligt och utan något täcksikt, något som inte är aktuellt för väg- och anläggningsbyggnadsmaterial i detta projekt.

Nästa avsnitt presenterar en riktvärdesmodell som kan karaktäriseras som en anpassning och utveckling av Naturvårdsverkets modell, för att ge mer realistiska förhållande för detta projekt.

3.2 Riktvärdesberäkningsmodell - Beräkning av platsspecifika riktvärden för miljöstörande ämnen i bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska

Golder Associates har på uppdrag av projektet genomfört en beräkning av platsspecifika riktvärden för miljöstörande ämnen för tre av materialen, bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska, för tre olika scenarier. Denna modell bygger på samma principer som Naturvårdsverket har använt för beräkning av riktvärden för förorenad mark [14]. Hela denna rapport ligger som bilaga E i denna rapport. De platsspecifika riktvärdena utgörs av den totalhalt som kan tillåtas i respektive material i respektive scenario.

Syftet med att ta fram en sådan modell är att kunna avgöra huruvida ett material kan komma ifråga för återanvändning.

Att någorlunda snabbt och kostnadseffektivt kunna avgöra vad som är stort och litet med avseende på miljöegenskaper är mycket viktigt för materialinnehavaren. Modellen gör en bedömning av materialets miljöegenskaper genom att man ”matar in” totalhalter och utlakningsegenskaper och får ut en bedömning om materialet är acceptabelt i tre olika typmiljöer, scenarier. Randvillkoren som avgör händelseförloppet mellan materialet och recipienten bygger i stort sett på samma antaganden som Naturvårdsverket gör i sin rapport Generella riktlinjer för förorenad mark [14], men i vissa fall har mer konservativa antaganden gjorts. De objekt som skall skyddas är främst mänsklig hälsa och miljöskydd av ytvatten på kort och lång sikt samt dricksvatten. De krav som skall uppfyllas angående mänsklig hälsa är samma som kraven i Naturvårdsverkets rapport [14]. Specifika krav för miljöskydd av ytvatten saknas i Sverige varför kanadensiska riktlinjer har använts. Som dricksvattenkriterier har Svenska Livsmedelsverkets gränsvärden använts.

De tre scenarierna som nämndes inledningsvis är (se bilder i bilaga E för ytterligare beskrivning):

- Scenario 1: nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt skyddsvärd område. I området finns en enskild mindre grundvattentäkt med uttag för dricksvatten samt en recipient i vilken skyddsvärda akvatiska organismer återfinns.
- Scenario 2: nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt ej skyddsvärd område. I området finns enbart större ytvattendrag på långt avstånd med ett begränsat skyddsvärde.
- Scenario 3: nyttjande av materialen som barriärmaterial på deponi inom ett ur miljösynpunkt icke skyddsvärd område. I området finns förutsatts att det enbart finns ett större ytvattendrag med begränsat skyddsvärde.

Tre exponeringsvägar har inkluderats för beräkning av hälsoskydd på platsen (hud, damm, oralt). Randvillkoren bygger här på Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark [14].

För varje material, förorening och scenario har ett riktvärde räknats fram för maximal tillåten totalhalt av förorening i materialet. Den lägsta siffran som då framkommit har valts som riktvärde och dessa har samlats i tabeller. Resultatet av riktvärdesberäkningen är således en uppsättning riktvärden för den *totalhalt* av förorening som är acceptabel i materialet för att inte det framräknade riktvärdet i recipienten eller oacceptabel hälsopåverkan på människa, skall överskridas. Dessa riktvärden är materialberoende eftersom utlakningsdata tas med i modellen. Materialet kan tillåtas ha en hög totalhalt av föroreningen om den bara lakar ut marginellt. Tvärtom så kan bara en låg totalhalt tillåtas om föroreningen ”sköljs ut” vid den första vattengenomströmningen. Att relatera till totalhalten medför att man kan mäta denna istället för utlakningen (förutsatt att man känner till utlakningskaraktäristiken) då miljöpåverkan skall bedömas, vilket är en fördel eftersom totalhaltsanalyser både är lättare och billigare att utföra.

När man gör en modell är det av största vikt att man redovisar de antaganden som man gjort i modellen, eftersom dessa har stor betydelse för slutresultatet. Några antaganden är redan redovisade ovan och ytterligare viktiga antaganden är följande:

- Ingen fastläggning av förorening mellan källan och recipienten har räknats in, dvs allt som lakar ut från källan återfinns senare i recipienten. Inte heller avdunstning har beaktats i modellen.
- Ingen hänsyn tas i beräkningarna till eventuella samverkans effekter mellan föroreningarna.
- Ingen hänsyn tas till eventuell naturlig nedbrytning av föroreningarna.
- Generellt så har konservativa antaganden (”värsta fallet”) antagits vid val av indata till beräkningarna så att inte risken underskattas, t ex vid val av utspädningsfaktorer.

Detta sammantaget gör det sannolikt att modellen har ännu större säkerhetsmarginaler än de som redan är inbyggda, eftersom det är känt att flera av ämnena både bryts ned och avdunstar (t ex fenol och PAH) samt fastläggs i marken (t ex vissa metaller). Modellen tar ingen hänsyn till synergieffekter, dvs att två eller flera ämnen tillsammans har en större negativ verkan än summan av deras enskilda effekter. Detta kompenseras av att det utförts ett kompletterande toxicitetstest (se kapitel 3.3).

För mer detaljerad information om hur riktvärdesmodellen ser ut, se bilaga E.

3.2.1 Förutsättningar och begränsningar i modellen

Riktvärdesberäkningsmodellen i denna rapport har sammanfattningsvis visat sig stämma väl överens med andra bedömningsätt och har verifierats med toxicitetstester. Ingen modell är dock helt invändningsfri. I denna rapport har vi därför redovisat vilka antaganden som gjorts. Vi har också gått igenom möjliga invändningar och osäkerhetsfaktorer för att bedöma om de har relevans för modellens användbarhet. Att försöka släcka alla osäkerhetsfaktorer innebär att modelleringsarbetet blir mycket komplicerat. Vi har därför försökt få fram en modell som är så precis som möjligt med bibehållande av användbarheten så att den blir så enkel, överskådlig, lättanvänd och billig att den kan vara till verklig nytta.

3.2.1.1 Allmänna förutsättningar och begränsningar

En exakt modellering av verkligheten är naturligtvis inte realistisk. Det finns alltid möjligheter att göra andra antaganden och en viss osäkerhet i provtagning och analys får man räkna med. I denna modell har vi dock tagit hänsyn till detta för att få en så bra modell som möjligt.

Ett antal antaganden har gjorts om t ex utspädningsfaktorer och utlakningsförlopp. Det finns naturligtvis alltid möjlighet att göra andra antaganden. Generellt har dock det mest konservativa antagandet, dvs det som ger störst säkerhetsmarginal, gjorts i denna rapport.

Viss osäkerhet i analyser och provtagning förekommer också alltid. Värdena i denna rapport överensstämmer emellertid väl med tidigare analyser av gjuterisand och aska och kan anses vara representativa. De konservativa antaganden som gjorts innebär också så stora säkerhetsmarginaler så att effekterna av eventuell osäkerhet i analyserna inte påverkar slutresultatet.

På grund av de stora säkerhetsmarginalerna kan man dock *inte* läsa riktvärdena som en absolut gräns: under – godkänt, över – icke godkänt. Det är istället väsentligt att man vid bedömningar av materialens eventuella miljöpåverkan beaktar storleksordningar snarare än absoluta tal. Ett smärre överskridande innebär alltså inte att det nödvändigtvis föreligger någon miljörisk.

3.2.1.2 Bentonitsand för tät för kolontest

Utlakningen av metaller som ligger till grund för K_d -värden baseras på kolontester för resolsand och bottenaska. Ett K_d -värde är kvoten mellan ämnets koncentration i materialet och ämnets koncentration i lakvattnet. För bentonitsanden kunde inte något kolontest genomföras pga den extremt låga vattengenomsläppligheten. Detta är i linje med vad som rekommenderas i standarden prCEN/TS 14405 [11]. Denna anger under rubriken "Scope" att metoden har begränsningar för material med hydraulisk konduktivitet mellan 10^{-7} och 10^{-8} m/s och inte alls kan användas för hydrauliska konduktiviteter under 10^{-8} m/s. Därför är K_d -värden i tabellerna ovan för bentonitsanden istället baserad på skaktestet. Det innebär en risk för överskattning av utlakningen för samtliga ämnen för bentonitsanden, eftersom utlakning förutsätter vattentransport genom materialet, vilken är mycket låg genom bentonitsanden under verkliga förhållanden. Testerna av den hydrauliska konduktiviteten för bentonitsand bekräftar detta.

3.2.1.3 Furansand, vattenglassand och stenmjöl jämförs med riktvärden för resolsand

De material som inte valts ut för noggrannare undersökningar (furansand, vattenglassanderna samt stenmjölen) har jämförts med de platspecifika riktvärdena för resolsand. Att resolsanden valdes som jämförelse beror på dels på att aska är ett material som inte baseras på sand, dels på att bentonitsand skiljer sig från de andra materialen genom att bentonit är mycket finkornig och har en viss förmåga att adsorbera exempelvis metalljoner. Detta sammantaget gjorde att det bedömdes som om resolsandsvärdena var de mest relevanta för bedömning av furansanden, vattenglassanderna och stenmjölen. På dessa material har endast metallerna jämförts.

3.2.2 Utvidgning av modellens användningsområden

Riktvärdesberäkningsmodellens användbarhet är ingalunda begränsad till enbart gjuterisand och aska. Modellen är utvecklad på grundval av generella principer som gäller för alla material och materialblandningar som man avser att lägga i markkonstruktioner. Samma principer, men med andra randvillkor, har använts för att beräkna Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark [14]. De randvillkor som använts i denna rapport kan enkelt justeras för att modellen som sådan skall kunna användas för nya material. Exempelvis kan man enkelt byta K_d -värdena i modellen mot nya värden för andra material efter att ha lakat dessa i kolonn- eller skakförsök.

3.3 Toxicitetstester

En begränsning med alla jämförelser med fasta värden för enskilda ämnen, oavsett hur dessa bestämts, är att alla ämnen bedöms var för sig. På så sätt kan man inte ta hänsyn till eventuella samverkans effekter mellan två eller flera ämnen, trots att det finns många belegg för att sådana är vanliga. Dessutom kan man aldrig mäta alla kemikalier i en komplex blandning. Grupp-parametrar, t ex PAH, är en mätning av ett urval ämnen ur en stor grupp. Finns några PAH är chansen mycket stor att även andra skall finnas representerade i proverna. Detsamma gäller t ex fenolindex, PCB, BTEX m fl. Flera andra ämnen analyseras inte alls. Detta urval är helt rimligt med tanke på alla tusentals kemikalier som finns.

Ett toxicitetstest mäter inte förekomsten av någon enskild kemikalie, utan är ett mått på den totala påverkan ett komplext medium har på levande organismer. Detta innebär att samverkans effekter, både synergieffekter, dvs att olika ämnen förstärker varandras effekt, och antagonistiska effekter, dvs att olika ämnen minskar eller helt tar ut effekten av ett eller flera ämnen, ger utslag i testet. Man får också ett mått på tillgängligheten. Detta är väsentligt för många ämnen. Exempelvis innehåller mineraliska material metaller som detekteras vid en totalhaltsanalys där hela provet löses upp. I många fall är endast en bråkdel av dessa biotillgängliga och materialet uppvisar ingen toxicitet trots höga totalhalter.

3.3.1 Testmaterial och organismer

Sammanlagt 11 olika tester med 9 olika organismtyper genomfördes inom projektets ram. Testorganismerna spänner från encelliga varelser till fiskar och högre växter. Tre material testades, bentonitsand 1, resolsand och bottenaska. Dessa material testades som de var i vissa tester, t ex rotförlängning av sallad som får växa i materialen. I andra tester användes ett extrakt av materialen. Två organismtyper utsattes för både hela materialet och extraktet i olika test.

En fullständig lista över vilka organismer som ingick i testbatteriet finns i bilaga C. Där finns också en noggrannare beskrivning av hur testerna tolkas och vad resultaten kan användas till.

3.3.2 Exponering i toxicitetstestet vs i riktvärdesmodellen

Det förtjänar att påpekas att testorganismernas exponering i toxicitetstesterna vida överstiger den exponering som beräknas ske om materialen används så som föreslagits.

I tester för den fasta fasen låter man sedimentlevande organismer vistas i rent provmaterial. Salladen får också växa direkt i materialet. Det rena materialet skulle, vid användning enligt förslag i detta projekt, användas som tätskikt på en deponi eller som t ex förstärkningslager i en väg. Skulle ren bentonitlera (i fallet tätskikt) eller vanligt krossat berg (i fallet väg) användas, förväntas den biologiska aktiviteten inuti dessa skikt vara försumbar. Det gör tester på rena material mindre relevanta.

Extraktionen i toxicitetstestet är gjord med en utspädning på 4 delar vatten per del prov. I riktvärdesmodellen räknas med en utspädning från lakvatten till recipient på 2000 gånger. *Den marginella effekt som uppmättes på vissa lakvatten i toxicitetstestet torde därför vara helt betydelselös som indikator på vilka verkliga effekter som kan förväntas.* Skulle lakvattnet från ett material, använt såsom rekommenderat, ha några som helst akuttoxiska effekter borde en 500 gånger starkare koncentration ge ett mycket kraftigt utslag på så gott som samtliga organismer.

Detta innebär att toxicitetstesterna skall ses som ett sätt att validera beräkningsmodellen. De är inte någon indikation på de verkliga effekter som skulle erhållas om man använder materialen såsom rekommenderat. Däremot är testerna mer relevanta om man exempelvis avser att odla något direkt i materialen. Det användningsområdet har dock inte varit aktuellt i detta projekt.

3.4 Jämförelser med naturmaterial

Att jämföra med naturmaterial har en uppenbar fördel. Det är enkelt, samt att man vet att naturmaterial (oftast) inte har någon signifikant negativ miljöpåverkan. Om man kan visa att man har ett material med i stort sett samma miljöegenskaper som majoriteten av naturmaterialen så kan man med hög trovärdighet uttala sig om miljöegenskaperna hos aktuellt material. Nackdelen är att det inte finns så mycket data att jämföra med eftersom det inte tidigare har funnits något behov av att undersöka detta. I stort sett finns den enbart en publikation, som ofta är refererad, licentiatrapporten av Tossavainen [25]. Den publikationen innehåller dock enbart tillgänglighetstester på ett urval av naturmaterial. Dessas är mycket intressanta, men då man skall bedöma miljöegenskaperna hos alternativa material vore det mer relevant att studera lakegenskaper från kolonntest och skaktest. Detta är bakgrunden till att SP har sökt och fått pengar beviljade för att genomföra ett projekt som handlar om skaktest och kolonntest av naturliga material. Inom kort kommer således ett större antal lakdata för naturliga material, ett 25-tal bergkrossprover samt 15 moränprover, att finnas tillgängliga, vilket generellt kommer att underlätta bedömningen av alternativa material.

I föreliggande projekt ingår två stenmjöl. Dessa har analyserats med avseende på totalhalter och tillgänglighet av metaller. Givetvis har gjuterisanderna och askan också jämförts med de i projektet inkluderade stenmjölen.

Det finns ingen anledning att tro att naturmaterialen innehåller några signifikanta mängder organiska ämnen, varför inga sådana har analyserats på stenmjölen. Inte heller har några ansträngningar gjorts för att leta upp referensdata för organiska parametrar i naturliga väg- och anläggningsbyggnadsmaterial, dels för att de inte förväntas innehålla dessa ämnen och dels för att data på dessa är ännu mer sällsynta än de fåtal mätdata som finns på oorganiska ämnen.

3.5 Regler angående deponering av avfall

EU har utfärdat ett deponidirektiv, Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall [17] som styr hur deponier skall konstrueras och vilka avfall som får läggas på vilken deponi. Detta direktiv är implementerat i svensk lagstiftning genom Förordningen (2001:512) om deponering av avfall [21]. Från och med år 2008 skall samtliga i drift varande deponier uppfylla kraven i detta regelverk, annars måste de stängas, eller åtminstone ha en plan för stängning inom en nära framtid. Deponierna indelas i tre klasser, deponier för inert avfall, för icke-farligt avfall och för farligt avfall. EU har dessutom tagit ett beslut med anledning av direktivet som nämns ovan, Rådets beslut av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier, i enlighet med artikel 16i och bilaga II, till direktiv 1999/31/EG [18].

Detta beslut har implementerats i svensk lagstiftning genom Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall och kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10) [22]. Dessa föreskrifter träder i kraft den 1 januari 2005 avseende 1-20 §§ och 36-45 §§, och i övrigt den 16 juli 2004.

3.5.1 Krav på avfallsklasser

Avfallsklasserna definieras med hjälp av kemiska analyser av avfallet. Avfallet är antingen farligt eller icke-farligt i de 20 avfallskategorierna som finns i avfallsförordningens (2001:1063) bilaga 2. I bilaga 3 beskrivs de hälso- och miljöfarliga egenskaperna som avgör om avfallet skall klassificeras som farligt. För de hälsofarliga ämnena finns klara gränsvärden. För de miljöfarliga egenskaperna saknas dock gränsvärden.

I Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och mottagande av avfall vid anläggningar för deponering av avfall NFS 2004:10 [22] finns kriterierna för vilka mängder som får lakas ut från avfall för att avfallet skall kunna hänföras till de olika deponiklasserna. Det finns kriterier för deponier för inert avfall, farligt avfall samt för samdeponering av icke-farligt avfall och farligt avfall på en deponi för icke-farligt avfall. Här krävs analys av samma metaller som för förorenad mark [14] förutom vanadin, plus barium, molybden, antimon och selen. Dessutom skall klorid, fluorid, sulfat, fenolindex och DOC (dissolved organic carbon, lösta organiska ämnen) mätas i lakvattnet. Förutom lakvärden av nämnda ämnen skall några totalhalter redovisas - den totala halten av mineralolja, BTEX (enkla aromatiska kolväten, samma som i NV rapport 4638 [14]), PAH, PCB och TOC.

Det finns dock vissa material som anses rena per definition och som inte behöver genomgå det omfattande analysprogrammet som definieras i de ovan nämnda publikationerna, exempelvis sten, glas, tegel och några andra material från främst byggsektorn som betraktas som inerta.

3.5.2 Deponikriteriernas betydelse för projektet

Jämförelser mellan projektets material och deponibestämmelserna tjänar två syften. Dels finns ett antal analyser som måste utföras om man vill lägga sitt material på en deponi för inert material. Om man vill analysera något som riskerar att hamna på en deponi för inert material är det då klokt att så långt som möjligt analysera samma parametrar med samma metoder. Detta för att undvika att analyser måste göras om i onödan för det fall att man kommer fram till att materialet måste deponeras.

Det andra skälet är att dessa jämförelser säkerligen kommer att göras av andra. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och mottagande av avfall vid anläggningar för deponering av avfall NFS 2004:10 [22], innehåller tabeller med bestämda värden på hur mycket som får lakas ut för material som skall läggas på inert respektive farligt avfall-deponier. Det är frestande att använda dessa värden även utanför deponimiljön, t ex vid bedömning av vägbyggnadsmaterial, trots att värdena inte är avsedda för detta och att konstruktionerna på en deponi och en väg skiljer sig åt. Av detta skäl beslutades in om projektet att denna jämförelse skulle göras och att den också skall värderas.

3.5.2.1 Förutsättningar för en relevant jämförelse

Deponidirektivet [17] samt de tillhörande dokumenten ([18] och [22]) innehåller alltså krav på deponiernas utformning samt krav på det avfall som skall ligga på de olika typerna av deponier. Bl a anges värden för maximal utlakning för avfallet för att placera det på olika typer av deponier, t ex deponi för inert avfall. En av dessa förutsättningar är att materialet skall kunna ligga helt oskyddat, eftersom en deponi för inert material inte behöver täckas under driftfasen, utan endast skall sluttäckas vid avslutad drift. En annan förutsättning är att dicksvatten skall kunna tas ut 20 meter nedströms från en inert deponi. Höga halter fluorid kan verka tandskadande, och detta orsakar ett gränsvärde på fluorid som är relativt lågt jämfört med de värden fluorid som kan anses vara miljöfarliga.

Man önskar undvika sättningar och metangasbildning pga nedbrytning av organiskt material. Detta är skälet till varför ett krav på totalt organiskt kol finns med. Dock är analysmetoden för organiskt kol utformad så att även rent kol i form av t ex grafit kommer med i analysen.

Gränserna för TOC och DOC är ett kapitel för sig och inte helt lätt att tolka. Av denna anledning har vi valt att lägga mer information om detta i de kapitel där de är mest relevanta. Se vidare kapitel 4.2.3.1 angående TOC, totalt organiskt kol (Total Organic Carbon), samt kapitel 4.3.3.1 angående DOC, lösligt organiskt kol (Dissolved Organic Carbon) samt kapitel 4.5.5.1 (båda).

I denna rapport föreslås att materialen skall kunna användas i vägkonstruktioner eller liknande, samt som deponitäckning, t ex som tätskikt, men inte som det ytligaste skiktet. Förutsättningarna för dessa användningsområden skiljer sig sammanfattningsvis från deponering av inert material under pågående drift på följande sätt:

- Materialet som används i en väg eller som t ex tätskikt är täckt och alltså inte utsatt för väder och vind.
- Flera av materialen är relativt täta, när det gäller bentonitsanderna, mycket täta, vilket begränsar utlakningen till ett minimum då inga nämnvärda vattenmängder beräknas passera materialen.
- Inget dricksvatten beräknas tas ut från scenario 2 och 3 i riktvärdesmodellen, vilket minskar behovet av säkerhetsmarginaler för bl a fluor och fenoler.
- Dessutom är den överväldigande delen av det som i analysen av bentonitsand detekteras som organiskt kol i själva verket oorganiskt kol i form av grafit eller sot och är alltså inte föremål för nedbrytning i samma utsträckning som verkligt organiskt kol.

I korthet kan alltså fastslås att i de fall att materialen klarar kriterierna för inert avfall så kan man anse att det är relativt riskfritt att lägga samma material som t ex förstärkningslager i en asfalterad väg. Däremot är materialet inte automatiskt olämpligt ifall dessa värden överskrids, eftersom förutsättningarna i t ex en väg gör att högre halter kan tillåtas.

4 Resultat

Kapitlet sammanfattar de analysresultat av både oorganiska och organiska analyser som genomförts i projektet, Resultaten redovisas för varje material specifikt. Jämförelser av resultaten görs också mot olika typer av referenser som beskrivs i bilaga A.

Enbart de viktigaste analysresultaten är redovisade här. En mer detaljerad resultatredovisning återfinns i bilaga B.

Omfattningen av analyserna är olika för de undersökta materialen. De inledande analyserna är utförda på alla i projektet ingående material. Kolonn- och skaktest är utfört på tre av materialen; Bentonitsand 1, Resolsand och Bottenaska. I de inledande försöken finns det jämförelsematerial i form av data från naturliga material, vilket inte finns för skak- och kolonnstest där andra jämförelsegrunder har använts.

För att slutsatserna i detta projekt skall vara generellt giltiga krävs att ingående material är representativt. En jämförelse har därför gjorts med tidigare analyser av gjuterisand, vilken redovisas utförligare i kap 4.7. Denna jämförelse visar att analysresultaten från gjuterisanderna ligger väl inom ramen för det förväntade och att gjuterisandsproverna är att betrakta som representativa. Detsamma gäller för bottenaskan (kap 4.8).

4.1 Generella resultat

Detta avsnitt innehåller generella resultat för de analyser som gjordes på alla materialen. Efter detta avsnitt redovisas specifika resultat från de detaljerade analyserna.

4.1.1 Analys av oorganiska ämnen

Totalhaltsanalyser och tillgänglighetstest av oorganiska föroreningar visade att det inte var någon avsevärd skillnad mellan gjuterisanderna och naturlig sand, se bilaga B Metallinnehållet var i samma storleksordning som för naturmaterial (80 % av analysvärdena låg inom spannet för naturmaterial och de övriga 20 % obetydligt över).

Förutom metaller studerades för oorganiska föreningar även klorider och sulfater. I det tillgänglighetstestet NT ENVIR 003 lakades både klorider och sulfater ut i större utsträckning än för stensmjölen, men det oxiderande tillgänglighetstestet visade samma resultat för stensmjölen och gjuterisanderna. pH var i samma storleksordning för stensmjölen och gjuterisanderna. Den elektriska konduktiviteten var genomgående högre i gjuterisanderna än i stensmjölen.

4.1.2 Analys av organiska ämnen

4.1.2.1 TOF-SIMS

Angående organiska föreningar så kunde fragment av mineralolja och bindemedel påträffas i en del av gjuterisanderna i låga eller mycket låga halter. TOF-SIMS är en metod som identifierar fragment och hela molekyler utifrån deras massa. Resultatet från tre gjuterisander, Bentonitsand 2, Resolsand och Vattenglassand 2 visar en rad fragment med sammansättningen $(C_5H_8)_n$, där n varierar. Detta kan tolkas som isopren-föreningar. Ett exempel på polyisopren är vanligt naturgummi. Även vissa eteriska oljor, terpener, såsom t ex limonen (citronolja) och pinen (från tall) är isoprenstrukturer. Dessa är dock mindre än de fragment som hittades i gjuterisanderna, varför bindemedlet är en troligare källa till dessa föreningar. TOF-SIMS-analysen visade också på mättade kolväten mellan 400 och 1900 g/mol, vilket troligtvis är mineralolja. Dessa kolväten fanns i samtliga prover, men mest uttalat i Bentonitsand 2, Vattenglassand 1 och Furansanden. TOF-SIMS är ingen kvantitativ analys, varför endast en grov bedömning av mängderna är möjlig. En kompletterande analys av två sander, Bentonitsand 1 samt Resolsand, av mineralolja med hjälp av heptanextraktion och GC-MS redovisade under de 500 mg/kg som tillåts för material som skall deponeras på deponi för inert material enligt NFS2004:10 [22].

4.1.2.2 Polyaromatiska kolväten, PAH

Analysen av PAH utfördes i två omgångar. Först analyserades alla gjuterisanderna genom extraktion med metylenklorid. Summa 6 cancerogena PAH samt 9 icke-cancerogena PAH analyserades. Dessa analyser gav värden över detektionsgränsen (0,3 mg/kg) för enbart två av gjuterisanderna, Resolsanden, 6,7 mg/kg, och Vattenglassand 1 1,0 mg/kg. En förnyad analys på Resolsand och Bentonitsand 1 utfördes cirka ett år senare, men med heptanextraktion och en känsligare detektionsmetod (detectionsgräns 0,05 mg/kg). Endast 6 PAH (Fluoranthene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(a)pyrene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Benzo(ghi)perylene) analyserades denna gång. Ingen av sanderna uppvisade då koncentrationer över detektionsgränsen <0,05 mg/kg, vilket tyder på en viss nedbrytning och/eller avdunstning under lagringstiden. Sanden förvarades i slutna kärl under hela lagringstiden.

4.1.2.3 Fenolindex

På tre sander mättes fenolindex. Detta är en metod att analysera fenol och fenolföreningar i lakvattnet från kolonn- och lakförsöken. Fenoler är något som finns överallt. De bildas naturligt av levande varelser och finns i små mängder i vatten och luft. Detta innebär att vad man än analyserar så är risken stor att det skall finnas detekterbara mängder fenoler.

För att kompensera denna bakgrundhalt analyseras även ett blankprov. Vid skaktest av både bottenaska och bentonitsand blev resultaten för L/S 10 strax under resultatet av blankproverna. Det innebär att man med stor säkerhet kan anta att alla fenoler lakas ut redan i den första omgången lakvätska. Liknande resultat erhöles för kolonnstestet av bottenaska.

Halten i blankproverna är visserligen låg, men ändå över den halt som kan tillåtas för att scenario 1 skall klaras. Det innebär att inget material, inte ens ett helt fenolfritt sådant, skulle klara scenario 1 pga bidraget från bakgrundshalten i luft och destillerat vatten. Detta illustrerar tydligt hur komplicerat det kan bli när de tillåtna halterna av vitt spridda ämnen sänks tillräckligt mycket.

Endast resolsanden uppvisade värden som överskred detektionsgränsen i samtliga fraktioner. För skaktest är halterna vid L/S 2 ca 100 gånger blankvärdet (5,2 mg/l) och för L/S 10 ca 10 gånger blankvärdet (0,33 resp 0,59 mg/l, dubbelproverna skiljer sig något från varandra). Detta innebär att fenolindexvärdena med säkerhet är högre än bakgrundshalten för resolsanden. Även här lakas fenolerna alltså ut snabbt, men här är halterna tillräckligt höga för att inte allt skall hinna lakas ut i den första omgången lakvatten. Kolonntestet visar även här att det mesta hamnar i den första fraktionen, L/S 0,1. Denna halt är sedan 50 gånger lägre i L/S 10.

4.1.2.4 Övriga organiska analyser

För två av sanderna, Bentonitsand 1 och Resolsand, gjordes ytterligare organiska analyser enligt de krav som anges i NFS 2004:10 [22] (DOC, TOC, PCB, BTEX och mineralolja analyserades). Inga halter överskred gränserna enligt NFS 2004:10 [22] för material som skall deponeras på inert deponi med några undantag. Dessa är redovisade under respektive sand nedan.

Gjuterisand kan innehålla en del bensen och andra flyktiga organiska föreningar, s k VOC (Volatile Organic Carbon). Dessa föreningar tenderar att avdunsta då de kommer i kontakt med luft, vilket medför att det kan vara svårt att detektera dem i ett neddelat prov. Neddelningsprocessen innebär att materialet skakas fram över ett skakbord och faller ned i en roterande tallrik innehållande åtta olika fack – en process som innebär ordentlig luftning av materialet. I detta projekt har varken bensen eller de benderivat som analyseras i BTEX-analysen detekterats. Antingen finns det inga sådana föreningar i sanderna eller också har de försvunnit i hanteringen av provet. Om VOC-föreningar detekteras i gjuterisanden på gjuteriet kan således ökad luftning vara ett sätt att minska halterna i sanden. Ett projekt har just (sommaren 2004) sjuvätsats i gjuteriföreningens regi för att utröna hur halterna av organiska ämnen förändras under hantering och lagring.

4.2 Resultat för Bentonitsand 1

4.2.1 Resultat från laboratoriet

4.2.1.1 Metaller

Metallinnehåll och dess tillgänglighet framgår med flera andra analysresultat av Bilaga B. Som framgår av Bilaga B så är metallinnehållet för Bentonitsand 1 för de allra flesta metaller inom spannet för de naturmaterial med vilken jämförelsen är gjord. Enbart blyhalten ligger marginellt över den högsta halten för naturmaterialen. Samma beskrivning kan gälla för tillgänglighetstesten – enbart kobolt har marginellt tillgänglighet (i absoluta tal) än naturmaterialen, men på en låg nivå generellt.

Analys av klorider, sulfater, pH och konduktivitet (Bilaga B) visade att Bentonitsand 1 hade högre klorid- och sulfathalt från tillgänglighetstestet än stensmjölen, vilka här utgör en bra jämförelse. Alla analyserade gjuterisander hade för övrigt högre klorid- och sulfathalter än stensmjölen. Det oxiderade tillgänglighetstestet visar på ett liknande resultat. pH för Bentonitsand 1 låg över stensmjölen men under den bottenaska som finns med i projektet. Konduktiviteten var högre än för stensmjölen men långt under värdet för bottenaskan.

4.2.1.2 Organiska ämnen

PAH-analysen gav ett värde <0,3 mg/kg både för gruppen cancerogena PAH och för gruppen övriga PAH. Anledningen till att man valt att redovisa att PAH ligger under 0,3 mg/kg beror på att det är det gräns som Naturvårdsverket satt för känslig markanvändning (KM) i sin rapport om förorenad mark [14] enligt T Synnerdahl [19].

En förnyad analys på PAH med högre känslighet gjordes i slutet av projektet som visade <0,05 mg/kg för en summa av sex stycken PAH

PCB analyserades och resultatet visade att summan av sju olika PCB-er var <1,0 mg/kg PCB i Bentonitsand 1. Anledningen till att jämföra med nivån 1,0 mg/kg beror på att kravet för att kunna deponera på inert deponi enligt NFS2004:10 [22] ligger på den nivån.

BTEX och mineralolja analyserades med resultatet att varken BTEX eller mineralolja kunde detekteras i Bentonitsand 1 vid detektionsgränser på 6 mg/kg respektive 500 mg/kg.

Fenolindex visade 0,2 mg/kg för L/S 2 i skaktestet. För följande fraktion var fenolindex lägre än i blankprovet. Inga ytterligare fenoler lakades alltså ut och fenolindex för L/S 10 blir alltså också 0,2 mg/kg.

4.2.2 Jämförelse med beräknade riktvärden och bentonitsand

För att beräkna ett riktvärde för ett ämne behövs information om utlakningen i form av ett K_d -värde (kvoten mellan ämnets koncentration i materialet och ämnets koncentration i lakvattnet). Detta K_d -värde är för Bentonitsand 1 baserat på skakförsök istället för kolonnförsök eftersom den svällande egenskapen hos bentonitsand medförde att kolonnförsöket inte gick att genomföra. Detta medför att lakningen i fält troligen blir mindre än vad som sker i laboratoriet ett skakförsök, dvs K_d -värdet är lägre i riktvärdesmodellen än i verkligheten. Det betyder i sin tur att det faktum att riktvärdesmodellen visade att fenol och fluorid i det mest känsliga scenariot (scenario 1) överskreds med en faktor 10 för bentonitsand 1, inte nödvändigtvis behöver medföra några allvarliga konsekvenser. Scenario 2 och scenario 3 visade god marginal mot beräknade riktvärden för fenol och fluorid, trots ovan nämnda skattning av K_d -värde.

4.2.3 Jämförelser med NFS 2004:10

För bentonitsanden kan en jämförelse också göras mot kriterierna för material som skall deponeras på deponi för inert material. Denna jämförelse är dock baserad på skaktest eftersom kolonnstest ej gick att genomföra på bentonitsand. Bentonitsand 1 klarade NFS 2004:10 [22] för material som skall deponeras på inert deponi med undantag av gränsvärdet för fluorid i skaktestet, samt att bentonitsanden klarade ej gränsvärdet för TOC för inert deponi. Fluorid hade värdet 70 respektive 153 mg/kg där gränsvärdet ligger på 4 respektive 10 för L/S=2 respektive L/S=10.

4.2.3.1 TOC

TOC-innehållet i Bentonitsand 1 uppmättes till 9,2 vikts-%. Bentonitsand innehåller förutom bentonit (7-8 %) och sand även en del stenkolsot och grafit (ca 5 %). Blandningen som cirkulerar innehåller dessutom något som definieras som "slam" i en mängd av ca 12 %. Detta slam består av damm från råsanden och tillkomna bentonit- och sotrester. Eftersom en stor del av provet består av filterstoff med betydligt högre halter av bentonit och medföljande stenkolsot är 9,2 % ett rimligt resultat.

Analysmetoden för TOC går till så att man först tillsätter saltsyra. Detta transformerar karbonat och vätekarbonat till kolsyra, varefter denna drivs av som koldioxid. De kolformer som drivs av på detta vis kallas oorganiskt kol, TIC. För de flesta typer av prover är detta en god approximation.

Bentonitsanden innehåller tillsats av bl a stenkolssot och grafit. Dessa kolformer innehåller mycket lite väte och skall alltså egentligen inte räknas in i det som kallas organiskt kol. Dock kommer detta kol med i analysen. Resultatet blir en hög halt TOC, trots att den övervägande delen av kolet inte i strikt mening är organiskt.

Hög halt av organiskt kol är ej önskvärt vare sig i en deponi eller i en konstruktion, eftersom detta på sikt bryts ned och avgår som koldioxid eller metangas, beroende på närvaro av syre. Detta ger förutom ett bidrag till den globala uppvärmningen (speciellt metangas) upphov till oönskade volymförändringar och sättningar i deponin eller konstruktionen. Det är dock framför allt det egentligt organiska kolet i form av kolväten, med eller utan andra ämnen såsom kväve och syre, som bryts ned. Rent kol i form av sot eller grafit är mycket stabilt mot organisk nedbrytning.

Se även kap 4.5.5.3 för ytterligare information kring TOC.

4.2.4 Resultat av toxicitetstester av bentonitsand

Bentonitsanden i sig uppvisar inte någon toxicitet för organismerna, men en viss påverkan kan ses från extraktet på några organismer. Både bakterieluminiscenstestet och alg tillväxten visar påverkan. Detta kan bero på fysikaliska effekter snarare än kemiska, eftersom bentonitsandens finkornigaste partiklar inte sedimenterar utan svävar runt i lösningen och stör den optiska mätningen. Denna finfraktion kan också slamma igen olika organismers livsnödvändiga processer, vilket kan förklara att mygglarverna och den sedimentlevande masken påverkades, men inte vattenlopporna eller salladen.

Det finns dock en möjlighet att det finns något toxiskt ämne i låg koncentration som är hårt bundet till sandpartiklarna men av någon anledning löses upp vid extraktionen.

Bentonitsanden och dess extrakt visar ingen negativ påverkan alls i sammanlagt 7 tester, en marginell påverkan i 4 tester och ett tydligt utslag på 1 testorganism. Den sedimentlevande masken påverkas negativt av extraktet, men inte av materialet i sin helhet.

Totalbilden är dock att bentonitsanden inte är särskilt toxisk. Vid en sammanvägd bedömning av alla resultaten blir totalresultatet att sanden är marginellt toxisk. Detta kan uttryckas på en skala från 1-5 där 1 betyder toxisk och 5 betyder att ingen påverkan alls finns. På denna skala får bentonitsand betyget 4.

Som beskrivs i kapitel 3.3.2 är toxicitetstesterna gjorda på rent material respektive en utspädning på fyra delar vatten på en del provmaterial. Detta innebär att den lilla effekt man kan se inte kommer att ge någon reell miljöpåverkan vid användning på de sätt som rekommenderas i denna rapport.

4.2.5 Sammanfattande bedömning av bentonitsandsresultaten

Den sammantagna bedömningen av alla analyser i laboratoriet visade att det gick att detektera en del föroreningar ur Bentonitsand 1, men att dessa hade låga nivåer. Fenol och fluorid låg något högt för att sanden skulle användas i scenario 1 i riktvärdesmodellen samt att fluorid och TOC låg över gränsvärdena för material som är tillåtna att deponeras på deponi för inert material (då analys gjordes med skaktest). TOC-analysen överskattar dock innehållet av organiskt material enligt beskrivning ovan (kap 4.2.3.1).

Vad gäller fenolindex skall då påpekas att halterna i lakvattnet för den starkaste koncentrationen (L/S 2) endast är tre gånger högre än halterna i blankprovet. Detta resonemang utvecklas i kapitel 4.1.2.3.

Bentonitsand har dock en viktig egenskap som visade sig i kolonnförsöken – den svällande egenskapen som medförde att inget vatten kunde tränga igenom kolonnen under rimlig tid. Liknande effekt kommer att erhållas i fält under rätt betingelser, dvs att vattentransporten med föroreningar kommer att bli extremt låg. En låg vattentransport kan dock enbart erhållas om bentonitsanden packas rätt och att svällningsegenskapen medför en tätning och ej en volymökning. Okontrollerad bortsköljning av sanden (som kommer att leda till igenslammade recipienter) måste förhindras, vilket bl a indikerades i toxtesterna.

Den sammantagna bedömningen av Bentonitsand 1 är sålunda att sandens låga halt av föroreningar och sandens fysiska beskaffenhet ej kommer att påverka recipienten förutsatt att sanden hanteras på korrekt sätt geotekniskt.

4.3 Resultat för Resolsand

4.3.1 Resultat från laboratoriet

4.3.1.1 Metaller

Metallinnehåll och dess tillgänglighet framgår med flera andra analysresultat av Bilaga B. Som framgår av Bilaga B så är metallinnehållet för Resolsanden inom intervallet för naturmaterial för alla de analyserade metallerna. För kobolt gäller detta dock bara den andra av två analyser, den första gav en totalhalt på 48 mg/kg, den andra 21 mg/kg, vilket beror på att kobolthalten kan variera mellan olika prov. Värdena på kobolt är dock i samma storleksordning som för naturmaterialen.

Metallernas tillgänglighet (absoluta tal) överstiger tillgängligheten för metaller från naturmaterial endast i tre fall; kobolt, krom och koppar. Om man jämför dessa värden med Naturvårdsverkets värden för KM (känslig markanvändning) [14] så ligger de dock mycket långt från dessa värden, utom för kobolt. Koboltlakningen var 32 mg/kg för Resolsanden medan Naturvårdsverkets riktlinjer för känslig markanvändning ligger på 30 mg/kg. I Naturvårdsverkets rapport förutsätts dock att de angivna totalhalterna vara 100 % tillgängliga, vilket inte är fallet för resolsanden där 32 mg/kg uppnåddes med en mycket stark extraktionsmetod (se Bilaga C om analysmetoder).

Angående klorider, sulfater, pH och konduktivitet så ligger resolsanden i samma storleksordning som motsvarande parametrar för naturmaterialen.

4.3.2 Jämförelse med beräknade riktvärden

För Resolsanden till skillnad mot Bentonitsand 1 så kunde resultatet från kolonntestet användas som indata då riktvärdet beräknades. De allra flesta resultat, bl a samtliga metaller, låg under de framräknade riktvärdena. För scenario 1 så överskreds de framräknade riktvärdena för fenoler, PAH (övriga) och PAH (cancerframkallande), samt för fluorid. I scenario 2 så överskreds riktvärdena enbart av PAH (övriga). För scenario 3 så blev det samma resultat som för scenario 2.

4.3.3 Jämförelse med NFS 2004:10

En jämförelse med NFS 2004:10 [22] kan göras för Resolsand (se bilaga B). Resolsanden klarade EUs gränsvärden för material som skall deponeras på inert deponi med några undantag. Gränsvärdet överskreds för nickel i kolonntestet men inte i skaktestet. Analysresultatet skiljer sig mycket mellan skak- och kolonntest och bör verifieras med ytterligare ett kolonntest innan slutsatser dras. Resolsanden klarade ej gränsvärdena för inert deponi för fenolindex, DOC och fluorid för både skak- och kolonntest. Resolsanden klarar alla krav för icke-farligt avfall med undantag för DOC.

4.3.3.1 DOC från Resolsanden

DOC från resolsanden uppgick till 840 mg/kg för L/S = 2 och 1625 mg/kg för L/S = 10. Förslaget till mottagningskriterier för DOC, enligt EUs beslut 2003/33/EG [18] och Sveriges implementering [22] av detta beslut, om deponering framgår av Tabell 2 nedan.

Tabell 2. Krav på DOC i EUs beslut 2003/33/EG [18] och i den svenska implementeringen NFS 2004:10 [22] angående material som skall deponeras.

Deponiklass	Deponi för inert avfall	Deponi för icke-farligt och farligt avfall som deponeras tillsammans	Deponi för farligt avfall
DOC, L/S=10	500	800	1000
DOC, L/S=10 vid pH mellan 7,5 – 8,0	500	800	1000

Som framgår av Tabell 2 så skall DOC-värdet jämföras vid L/S=10. Om värdet överskrids finns det en alternativ möjlighet att testa materialet vid pH mellan 7,5 och 8,0. I det första fallet så justeras ej pH i kolonnförsöken. För resolsanden bör alltså DOC testas vid pH 7,5 – 8,0 för att se om utlakningen av DOC minskar. Om detta ej kan påvisas så uppfyller ej resolsanden kraven för deponiklassen för farligt avfall, vilket gör att åtgärder för att sänka DOC måste vidtagas för att deponering skall kunna komma ifråga. Även om resolsanden inte uppfyller kraven på DOC för deponi för farligt avfall så innebär det inte att resolsanden är farlig med avseende på giftighet utan snarare att man vill undvika läckage av organiskt kol som kan leda till för hög syreförbrukning i recipienten.

Det faktum att resolsanden ej klarar kravet för kategorin material som skall deponeras på inert deponi, bör kommenteras. En jämförelse kan göras med vattenglassand, som också kan ha höga DOC-halter. I vattenglassand, som innehåller ca 3,5 % vattenglas, tillsätts en härdare i mängder om ca en tiondel av vattenglasen. Halten av härdare blir då ca 0,35 % i ej pågjuten sand och lägre i pågjuten sand pga termisk nedbrytning. Denna härdare består av glyceroldiacetat samt glyceroltriacetat. Dessa ämnen kan anses vara harmlösa ur miljö- och hälsosynpunkt. Glyceroldiacetat används som ingrediens i hudvårdsprodukter. Inga negativa effekter har funnits i djurförsök enligt Intergovernmental Forum on Chemical Safety (IFCS), ett sökverktyg som innehåller vetenskapliga artiklar från peer reviewed tidskrifter (<http://www.inchem.org/>). Glyceroltriacetat är en godkänd livsmedelstillsats (E 1518). Detta betyder att även om DOC är för högt i en gjuterisand så behöver det inte betyda någon risk för hälsa eller miljö, utan det är snarare så att man vill undvika syrekrävande lakvatten från deponin till recipienten.

Även resolsand innehåller estrar, varför ett liknande resonemang kan föras även om resolsanden. Det finns lösliga organiska ämnen som är starkt toxiska, men flera andra av dessa ämnen är helt harmlösa. Identifiering av de enskilda ämnena är därför av intresse, men är ett större arbete som av ekonomiska skäl inte inrymts i detta projekt. Både tillsatta organiska ämnen samt deras reaktionsprodukter bidrar till DOC-värdet.

Om några miljö- eller hälsoskadliga ämnen ingår borde detta dock ha givit utslag i toxicitetstesterna. Visserligen testar dessa endast akuttoxiska effekter, men å andra sidan i en koncentration som vida överstiger den som kan förekomma om man lägger ut resolsanden i en konstruktion. De flesta toxicitetstesterna visade att extraktet, vari DOC torde återfinnas, är ogiftigt, med få undantag. Se vidare kap 4.3.4 nedan.

4.3.3.2 Fluorid

Halten av fluorid överskrider av resolsanden och bentonitsanden med en faktor 15 för att klassas som sådant material som kan läggas på deponi för inert avfall. Kraven på fluorid är relativt hårda i EUs beslut 2003/33/EG om kriterier för mottagning av avfall [18] och därmed i NFS 2004:10 [22] för att skydda det hypotetiska dricksvattnet nedströms deponin [27] mot för höga fluoridhalter vilket kan vara skadligt för tandhälsan. Fluorid ligger runt 150 mg/kg för de båda sanderna vilket också är gränsvärdet för sådant avfall som kan läggas på deponi för icke-farligt avfall. Lakningskaraktäristiken visar att fluorid lakar ut relativt snabbt.

4.3.4 Resultat av toxicitetstester av resolsand

Lakextraktet från resolsanden är inte speciellt toxiskt för ett flertal organismer medan sanden påverkar flertalet organismer. Detta kan också bero på fysikaliska effekter – att livsbetingelserna i sanden helt enkelt inte passar för de testade organismerna. En sådan effekt kan t ex vara att den höga konduktiviteten påverkar organismerna. Noggranna undersökningar krävs dock för att med säkerhet visa detta.

Totalt sett visar resolsanden eller dess extrakt ingen signifikant påverkan i 6 tester, marginell påverkan i 5 organismer och en tydlig negativ påverkan i ett test. Extraktet är helt ogiftigt för 6 organismer och marginellt giftigt för dagmask och fisk. Själva sanden däremot är marginellt giftig för 2 arter (sallad och fjädermygga) samt giftig för dagmask.

Eftersom det knappast är rimligt att tro att någon skyddsvärd organism skulle finnas inuti t ex en vägkropp är toxiciteten för extraktet av större intresse än för materialet i sig. Som beskrivits innan (kapitel 3.3.2) så är extrakten en spädning på 4 gånger, vilket vida överstiger den koncentration som är rimlig att anta vid den föreslagna användningen. Inte ens i denna starka koncentration syns mer än marginella effekter.

En sammanvägning av den totala toxiciteten, det s k hälsoindex (Tabell 6.2 i bilaga E) visar en toxicitet på 4 på en 5-gradig skala, dvs marginell toxicitet.

4.3.5 Bedömning av resultaten för resolsand

Den sammanvägda bedömningen av alla analyser visar att några föroreningar överskred riktvärdena för scenario 1 i riktvärdesmodellen. Eftersom detta scenario innebär mycket höga krav är det mer realistiskt att använda de studerade materialen i denna rapport i scenario 2 och scenario 3. För scenario 2 och 3 var det bara PAH (övriga) som överskreds. Om man avser att deponera materialet på en deponi för inert material måste innehållet av fenoler, DOC och fluorid sänkas med hjälp av någon åtgärd.

DOC betyder lösligt organiskt kol (Dissolved Organic Carbon). Det innebär att extraktet bör innehålla den överväldigande delen av de ämnen som ingår i begreppet DOC. Eftersom extraktet inte visar några större effekter kan slutsatsen dras att DOC till största delen består av harmlösa ämnen utan akut toxicitet.

Sammantaget visar det att då materialet hamnar under ett täckande skikt med hög täthet, exempelvis en vägbeläggning av asfalt (scenario 2 och 3) så elimineras i stort sett alla risker – enbart PAH (övriga) låg över det beräknade riktvärdet.

Gränsvärdena för material som skall läggas på inert deponi är framräknade med hänsyn taget till att materialet kommer att ligga helt öppet under mycket lång tid (sluttäckning krävs ej för denna deponiklass). Användning av Resolsand bör således ske genom att använda materialet som någon form av underbyggnadsmaterial som täcks av annat/andra material. Vid denna användning är riskerna för de omgivande recipienterna försumbara.

4.3.6 Nedbrytning, fastläggning, andra åtgärder

4.3.6.1 PAH

De icke-cancerogena PAH-erna har ca dubbelt så höga värden vid jämförelse med scenario 2 och 3 i riktvärdesmodellen. Det mesta av mängden är naftalen, 5.0 mg/kg av det totala 6,7 mg/kg. Naftalen är en relativt flyktig PAH, och kan förväntas avgå till luft (vilket också skedde spontant under projektets gång) om materialet luftas. Hög temperatur, exponering för solsken och omblandning ökar hastigheten med vilken naftalenhalten minskar.

Samtliga PAH är relativt dåligt lakbara i vatten. Naftalen har t ex en löslighet på 30 mg/l i rumstemperatur, en siffra som sjunker med temperaturen. Det innebär att om vattengenomströmningen minskar, t ex för att man lägger resolsanden under tätskikten i en deponi, så minskar också utlakningen. Även återabsorption på material som ligger ”nedströms” är mycket trolig, något som inte tagits hänsyn till i modellen.

Ju längre PAH ligger i jorden, desto större chans till nedbrytning. Denna nedbrytning sker mycket olika fort beroende på temperatur, lufttillförsel och lokal mikroflora och är svårt att bedöma generellt. Som exempel kan nämnas att benso(k)fluoranthen har en halveringstid på emellan 2,5 och knappt 6 år i jord, medan naftalen tar mellan 17 och 48 dagar på sig för samma minskning. I ytvatten går det betydligt fortare, 4-500 timmar respektive 12-500 timmar, liksom i luft [29]. Därför har inte heller nedbrytning tagits med i modellen.

4.3.6.2 Fenol

Fenoler i hög halt kan förekomma i gjuterisander, även om fenol inte var över riktvärdena i denna analys förutom i scenario 1. Fenol är dock ett ämne som är relativt lätt nedbrytbart [6]. Såväl fotokemisk som biologisk nedbrytning i luft, vatten och mark har rapporterats, och denna nedbrytning är förhållandevis snabb i alla fallen. Dessutom är fenoler också relativt flyktiga och avgår gärna till luft. WHO har 1994 publicerat en skrift, Phenol health and safety guide [6], där man konstaterar att fenol inte är persistent i luft, havs- eller ytvatten, jord eller slam. I denna skrift sägs också att biologisk nedbrytning i aeroba, dvs syrerika, miljöer sker snabbt, men att även anaerob (syrefri) nedbrytning till metan och koldioxid förekommer. Andra data anger halveringstiden i jord till mellan 1 och 10 dagar, i luft till mindre än ett dygn, i ytvatten mellan 5 och 55 timmar och i grundvatten 12-ca 170 timmar [29].

4.3.6.3 Fluorid

Fluorid lakade ut i relativt stor mängd från resolsanden och bentonitsanden. För att minska utlakningen av fluorid kan t ex någon form av geokemisk modifiering övervägas för att utvärdera olika alternativ, med målet att binda upp den lösliga fluoriden. Fluorid binder t ex starkt till kalcium och bildar svårslöslig CaF₂, varför inblandning av kalk i någon form och någon proportion kan vara en möjlighet.

4.4 Resultat för Stenmjöl

4.4.1 Resultat från laboratoriet

Eftersom stenmjölet per definition är ett naturmaterial så borde alla metallhalter ligga inom intervallet för naturmaterialen [25]. Så var också fallet med undantag för kobolt och bly som låg strax över värdena hos de naturmaterial som användes som referens. Detta visar att intervallet av metallinnehåll för naturmaterial är ganska stort, samt att ett större urval av naturliga material gör att intervallet för metallinnehåll blir större.

4.4.2 Jämförelse med beräknade riktvärden

För stenmjölen gjordes tyvärr inga lakförsök på grund av begränsade resurser. Totalhalterna i stenmjölen har dock jämförts med de totalhalter som räknats fram i riktvärdesmodellen för resolsand eftersom dess utlakningsförlopp antas likna stenmjölets urlakningsförlopp. Resultatet blir att två av totalhalterna hos stenmjölen (kobolt och vanadin) överstiger riktvärdet för scenario 1. Att stenmjölen ger detta utslag i riktvärdesmodellen beror snarare på att modellen har konservativa (försiktiga) antaganden (ang utspädning mm) än att stenmjöl skulle vara riskabelt att använda som ett konstruktionsmaterial.

4.4.3 Bedömning av resultaten

Eftersom stenmjölen hade metallhalter i nivå med naturmaterialen [25] och med största sannolikhet saknar signifikanta halter av organiska föroreningar så finns inga invändningar mot att använda materialen.

De erhållna resultaten på stenmjölen kan skilja sig något från de resultat som erhålls om man analyserar de grövre fraktioner som framställts i samband med att stenmjölet erhållits. Om det berg som krossas t ex består av två olika bergarter så är det troligt att stenmjölet innehåller mer eller mindre av den ena än den andra bergarten pga olika nedkrossningsbenägenhet. Detta kan medföra att den kemiska sammansättningen av stenmjölet inte representativ för hela materialet som krossas. Detta faktum är av mindre betydelse i detta sammanhang, eftersom de uppmätta metallhalterna är så låga.

4.5 Resultat för Bottenaska

4.5.1 Resultat från laboratoriet

Totalhaltsanalysen av bottenaskan visade att halten av metaller var i samma storleksordning som för stenmjöl och de naturmaterial som används som jämförelse [25]. Enbart Zn har ett högre värde än naturmaterialen. Tillgänglighetsanalysen visar låg tillgänglighet av metaller med undantag för Co som lakar ut till 50 %.

Bottenaskan visade mycket högre sulfathalter än stenmjölen, samt uppvisade följdriktigt också den högsta elektriska konduktiviteten bland de undersökta materialen. Konduktivitet, eller elektrisk ledningsförmåga, är ett mått på mängden salter i en vattenlösning. Vanliga ämnen som bidrar till konduktiviteten är sulfat, klorid, nitrat, natrium och kalium.

Analyserna av organiska föroreningar i bottenaska visade som förväntat inga anmärkningsvärda resultat, eftersom de flesta organiska föroreningar borde ha förstörts i förbränningsprocessen.

4.5.2 Jämförelse med beräknade riktvärden

I scenario 1 så ligger fenol över riktvärdet med en faktor 20. Även sulfat ligger över riktvärdet med en faktor 4. För scenario 2 och 3 så kvarstår bara sulfat som problematiskt för bottenaskan, där riktvärdet är samma som i scenario 1. För mer information angående fenol, se kap 4.3.6.2.

4.5.3 Jämförelse med NFS 2004:10

En jämförelse med EUs beslut 2003/33/EG [18] och NFS 2004:10 [22] för material som skall deponeras på deponi för inert material visar att kraven för molybden överskrids i både skak- och kolonntest, kraven för sulfat överskrids i både skak- och kolonntest, kraven på totalhalt för TOC överskrids för alla deponiklasserna inklusive deponi för farligt avfall.

4.5.4 Resultat av toxicitetstester av bottenaskan

I toxicitetstesten av bottenaskan kunde påverkan från lakextraktet ej påvisas medan en påverkan från själva askan kunde påvisas. För en organism, den bottenlevande masken, konstaterades en betydande toxicitet, medan fjädermyggs-larverna uppvisade en mindre påverkan. Däremot konstaterades inga skillnader mellan rotförlängningstestet jämfört med kontrollen. En teori som skulle kunna förklara resultaten är att det höga innehållet av sulfatjoner utgör en miljö som är ogästvänlig för organismer p g a för hög jonstyrka.

Den totalt sammanvägda toxiciteten, det s k hälsoindex, visar dock att askan inte är toxisk. Den bedöms få betyget 5 på en 5-gradig skala, dvs ej toxisk.

Bedömningen av miljöfarligheten blir likadan som för resolsanden – eftersom extraktet inte ens i denna höga koncentration är toxiskt är risken för negativ påverkan av den betydligt mer utspädda lakvätskan från en konstruktion försumbar.

4.5.5 Bedömning av resultaten för bottenaskan

Bottenaskan bedöms vara lämplig i scenario 2 och 3. Den enda beståndsdel som överskred riktvärdesmodellens värden i dessa två scenarier var sulfat. Sulfaten låg på knappt dubbla värdet jämfört med riktvärdesmodellen, vilket är att anse som ett måttligt överskridande som ligger inom osäkerhetsmarginalen för modellen. Totalt sett för bottenaskan var det föroreningarna molybden, fenol, sulfat och TOC som var över någon form av rikt- eller gränsvärde.

Sulfat överskreds med en faktor sex jämfört med material som skall deponeras på deponi för inert material. Även riktvärdesmodellen visade liknande resultat för scenario 2 och scenario 3, fast med en lägre faktor (knappt två). Förslag till åtgärder för att sänka sulfathalten beskrivs i avsnittet om nedbrytning, fastläggning och andra åtgärder (4.5.6.1).

Fenolindex överskred riktvärdet för scenario 1 i riktvärdesmodellen med en faktor fem. Eftersom scenario 1 inte är lämpligt för något av materialen innebär detta inte något problem. För scenario 2 och 3 är fenol långt under riktvärdet.

För molybden låg värdena 10-20 % över gränsvärdena för avfall som skall deponeras på deponi för inert material enligt NFS2004:10 [22].

4.5.5.1 TOC

Bottenaskan hade ca 10 % TOC-innehåll. För bottenaskan utgörs detta förmodligen oförbränt material, som till stor del består av organiskt kol, som bidrar till TOC. Kraven i EUs beslut 2003/33/EG [18] och därmed i NFS 2004:10 [22] framgår av Tabell 3 inklusive noteringar under tabellen. Av tabellen framgår att kravet för material som skall deponeras på deponi för inert material är högst 3 % TOC.

Tabell 3. Krav på TOC i EUs beslut 2003/33/EG [18] och i NFS 2004:10 [22] angående material som skall deponeras.

Deponiklass	Inert deponi, %	Deponi för icke-farligt avfall, %	Deponi för icke-farligt och farligt avfall som deponeras tillsammans, %	Deponi för farligt avfall, %
TOC, L/S=10	3 (6) ¹	5 – (15) ²	5 ³	6 ⁴

¹Värdet får höjas till maximalt 6 % om DOC inte överskrider 500 mg/kg där L/S=10 antingen vid materialets eget pH eller vid ett pH-värde mellan 7,5-8,0.

²Värdet får höjas till maximalt 15 %.

³Värdet får höjas (dock oklart hur mycket) om DOC inte överskrider 800 mg/kg där L/S=10 antingen vid materialets eget pH eller vid ett pH-värde mellan 7,5-8,0.

⁴Värdet får höjas om DOC inte överskrider 1000 mg/kg där L/S=10 antingen vid materialets eget pH eller vid ett pH-värde mellan 7,5-8,0. Här kan man istället mäta LOI, som då skall underskrida 10 %.

Vid bedömningen av TOC är det således viktigt att känna till DOC. Principen är att om kolet inte lakas ut så lätt så kan en högre halt av totalt kol accepteras. DOC-halten för bottenaska framgår av bilaga B och är för bottenaskan ca 50 mg/kg, vilket således är långt under de 500 mg/kg som stipuleras i tabellen ovan.

4.5.6 Nedbrytning, fastläggning och andra åtgärder

4.5.6.1 Sulfat

Sulfat är en mycket vattenlöslig jon, vilket bl a tydligt syns på lakförloppet. En tvättning av materialet t ex genom bevattning, eller bara utomhuslagring, skulle troligen sänka sulfathalterna i bottenaskan tillräckligt för att sulfathalterna skulle gå under värdet i riktvärdesmodellen. Bottenaskan är redan idag våt vid uttaget eftersom den släcks med vatten, både för att kyla den och för att binda eventuellt damm. Här kan man säkert experimentera med vatten/ask-proportioner för att åtgärda sulfaterna.

Sulfatkoncentrationen måste också ställas i relation till omgivningen. Sulfat är inte något miljögift utan tvärtom ett växtnäringsämne. Dess verkan beror på att den totala jonstyrkan ökar till en för vattenlevande organismer skadlig nivå. Den eventuella påverkan av en ökad jonstyrka måste då jämföras med påverkan från t ex saltning av vägar eller salta vindar i kustnära områden. Samma resonemang kan föras i de fall som andra relativt giftiga joner, som exempelvis klorid, finns i för hög utsträckning.

4.5.6.2 TOC

Av de material som undersöktes noggrant så framkom att bottenaskan och bentonitsanden låg i överkant med avseende på TOC. För att sänka TOC i bottenaskan är det naturligt att föreslå en satsning på ökad utbränning för att sänka TOC. Längre uppehållstid i pannan, efterbränning eller någon annan åtgärd som ökar möjligheterna till utbränning borde kunna sänka TOC med flera procentenheter.

4.6 Resultat för Mesagrus/Grönlutsslam/Elfilterstoff

MGE-blandningen (Mesagrus/Grönlutsslam/Elfilterstoff) innehåller relativt höga halter av Cd och Zn jämfört med de naturliga materialen inklusive stenmjöl. Den förstnämnda, Cd, lakar också ut en stor andel (65 %), och Zn lakar ut ungefär en tredjedel av totalinnehållet. Materialet har också mycket hög urlakning av sulfat och hög elektrisk konduktivitet. Något skak- eller kolonntest är ej utfört på MGE-blandningen.

De organiska analyserna på MGE-blandningen var begränsade och inget anmärkningsvärt kunde påvisas.

Inga mer ingående tester gjordes på detta material, eftersom det bedömdes som mindre intressant för den aktuella tillämpningen.

4.7 Jämförelse mellan analysresultat i projektet och tidigare analyser av gjuterisand

En jämförelse med analysresultat från tidigare projekt görs i detta avsnitt för att se om resultaten i detta projekt överensstämmer med tidigare resultat. En sådan jämförelse är viktig för att kunna dra generella slutsatser om spridningen av analysresultat för gjuterisand, samt positionera erhållna resultat i detta projekt med tidigare projekt. De tidigare projekten som används som jämförelse är:

- Arbetsmetod för karakterisering av överskottssand från gjuterier (Ulf Nordgren och Peter Nayström) [9]. Rapporten ger en översikt över olika lakmetoder samt erhållna analysresultat, främst från ett projekt som benämnes G515.

- Kaskadcirkulering av restprodukter genom kompostering, delrapport 1, [10], Nayström P., Svenska Gjuteriföreningen, Orkas J., Tekniska Högskolan i Helsingfors, Lemkov J., Teknologisk Institut i Danmark, 031119, NIF (Nordisk Industrifond). Rapporten undersöker hur kompostering av gjuterisanden påverkar innehållet av organiska föroreningar i densamma.
- Technical and Environmental Requirements for surplus foundry sand utilization, Orkas J., [13], Tekniska Högskolan i Helsingfors, Espoo 2001, TTK-VAL-3/2001. Denna rapport har analysdata på gjuterisander från Tyskland, Danmark, Storbritannien och Sverige, där analysresultaten från Sverige kommer från rapporten av Nayström och Nordgren [9].

4.7.1 Metaller

En jämförelse av metaller visar att detta projekt har erhållit totalhalter av metaller som ligger på samma nivå eller i överkant jämfört med de tre referenserna ovan. Några stora skillnader förelåg dock ej.

4.7.2 Fenoler

Nayström [9] rapporterade destillerbara fenoler mellan $<2,5 - 68$ mg/kg samt ett värde på 100 mg/kg, för 10 olika gjuterisander. I rapporten om kompostering [10] så rapporteras värden mellan 4-80 mg/kg samt ett värde på 600 mg/kg. I Orkas rapport [13] mellan 1-400 mg/kg.

I denna rapport så mättes fenoler i samband med kolonn- och skakförsök. I rapporterna ovan har fenol inte analyserats via kolonn- och skakförsök utan med mer direkta metoder såsom destillation, vilket gör att värdena från rapporterna [9], [10] och [13] kan vara något höga vid jämförelse med denna rapport. Det högsta värdet uppmättes i detta projekt var 23 mg/kg vilket ligger inom intervallen som uppräknas ovan. Jämförelsen är förmodligen godtagbar eftersom fenolerna sitter ytligt på kornen och lösligheten är så pass god i vatten att nästan all fenol löser sig vid en $L/S = 10$, varav den absoluta majoriteten redan i de första två litrarna per kg (se kapitel 4.1.2.3).

4.7.3 PAH

I rapporten av Nayström [9] rapporteras för de flesta sander $<0,09$ för 15 st PAH-er och $<0,1$ för fyra andra PAH-er. En sand i rapporten har ca 5-6 mg/kg PAH. Rapporten om kompostering [10] rapporterar om upp till ca 10 mg/kg PAH. Slutligen rapporterar Orkas [13] PAH innehåll på upp till 10 mg/kg för de flesta sander utom två som hade 63 resp 206 mg/kg.

I detta projekt detekterades 6,7 mg/kg från en av sanderna och $<0,3$ mg/kg för de flesta andra sanderna. För sanden med PAH 6,7 mg/kg analyserades samma sand med $<0,05$ mg/kg ett år senare vilket tyder på en kraftig nedbrytning av PAH på denna tid. Följaktligen låg PAH-analyserna inom intervallet för referenserna och resultatet i detta projekt är helt i linje med de övriga projekten. Fallet är samma här som för fenolerna att någon sand hade betydligt högre värde än de andra.

4.7.4 TOC

I rapporten av Nayström [9] rapporteras TOC-halter mellan 0,01 % upp till 7,8 %. Rapporten om kompostering [10] rapporterar TOC-halter mellan 0,7 – 4,7 % samt två värden på 16 respektive 28 %. Rapporten av Orkas [13] redovisar ej TOC.

I detta projekt analyserades TOC på två gjuterisander och resultaten var runt 10 % vilket stämmer bra med referenserna, där majoriteten var lite lägre, men det fanns också värden som var betydligt över.

4.7.5 Slutsatser av jämförelsen med tidigare analyser

Alla analyserade föroreningar låg inom intervallet för de analysresultat som referensrapporterna redovisar, vilket tyder på att analysresultatet är representativt och är möjligt att bygga slutsatser på.

4.8 Jämförelse mellan analysresultat i projektet och tidigare analyser av bottenaskor

En jämförelse med analysresultat från andra tidigare projekt på bottenaskor görs i detta avsnitt för att se om resultaten i detta projekt överensstämmer med tidigare resultat. En sådan jämförelse är viktig för att kunna dra generella slutsatser om spridningen av analysresultat för bottenaskan, samt positionera erhållna resultat i detta projekt med tidigare projekt. Fem olika bottenaskor har granskats från ett projekt av Mácsik och Pousette [23] och resultatet av jämförelsen visas i Tabell 4 nedan.

Tabell 4. Jämförelser mellan bottenaskan i projektet och motsvarande undersökningar på fem andra bottenaskor [23]. I kolumnen "Bottenaskor 1-5" anges det högsta och minsta värdet för dessa bottenaskor. Enheten är mg/kg TS om ej annat anges. Kursiv markering innebär att värdet för detta projekts bottenaska ligger under intervallet för bottenaska 1-5.

	Totalhalter		Lakning – skaktest prEN 12457-3	
	Bottenaskan i projektet, mg/kg TS	Bottenaskor 1-5 mg/kg TS	Bottenaskan i projektet, mg/kg TS	Bottenaskor 1-5 mg/kg TS
As	3,5	4,1-8,6	0,03	-
Ba	-	885-3180	0,22	1,6 - 5,9
Cd	0,47	< 4,8	<0,003	-
Co	15	4,0- 14,6	Ej analys.	-
Cr	21	53-171	0,04	0,1 - 2,2
Cu	76	38-91	0,09	< 0,13
Hg	<0,02	< 0,10	Ej analys.	-
Mo	Ej analys.	< 7,6	1,08	Ej analys.
Ni	36	12-105	0,06	< 0,07
Pb	17	4,2-28,2	0,02	<0,8
S	Ej analys.	246-57800	Ej analys.	37 - 42810
Sr	Ej analys.	214-1030	Ej analys.	Ej analys.
V	37	22,5-97	Ej analys.	-
Zn	255	311-4350	0,01	< 64
Fluorid	Se lakningskol.	Ej analys.	1,0	Ej analys.
Klorid	Se lakningskol.	Ej analys.	300	Ej analys.
Sulfat	Se lakningskol.	Ej analys.	6600	Ej analys.
DOC	Se lakningskol.	Ej analys.	39	Ej analys.
TOC	12 %	Ej analys.	Se totalhaltkol.	Ej analys.
pH	10,2	11,6-13,4	Se totalhaltkol.	Se totalhaltkol.
Konduktivitet	2,63	0,63-16,4	2,63	0,63-16,4

Av tabellen framgår att i de flesta fall så ligger resultatet för olika ämnen för bottenaskan i projektet i intervallet för bottenaskorna 1-5. I några fall så ligger bottenaskans värde under intervallet för de andra askorna. Inte i ett enda fall så har bottenaskan ett värde över intervallet för bottenaska 1-5. Tyvärr så är analyserna inte helt jämförbara eftersom samma saker inte provats i de två analyserna. T ex så saknas de viktiga analyserna av fluorid, klorid, sulfat, DOC och TOC för bottenaska 1-5. Sammantaget så visar jämförelsen att analysvärdena på bottenaskan i projektet är i samma storleksordning som bottenaska1-5.

5 System för utvärdering av alternativa material

5.1 Bakgrund

De övergripande resultaten från detta projekt innebär att de testade materialen under vissa förutsättningar skulle kunna användas utan risk för miljön. Deponering av ett material är oftast ett dåligt alternativ, både miljömässigt och ekonomisk, jämfört med nyttiggörande av materialen. EUs avfallshierarki [32] anger också deponering som en sista utväg. Kan materialen istället användas sparas ofta både deponiutrymme, jungfruligt material, transporter och energi.

Såväl användning som deponering på anläggningar för inert avfall förutsätter att miljöeffekterna av en användning inte blir oacceptabla. För alla material som kan bli aktuella att deponera på en deponi för inert material behöver därför en lång rad analyser utföras enligt NFS 2004:10 [22]. Dessa analyser stämmer väl överens med det analyspaket som applicerats på materialen i detta projekt. Det kan rekommenderas att välja samma analyser för att eliminera risken för dubbelarbete om materialets slutdestination blir en annan än den tänkta.

5.2 Resultatsammanfattning

Detta projekt visar dock att flera parametrar som analyserats uppvisar så låga värden att materialen inte utgör någon risk alls i dessa avseenden. Den betyder att flera av analyserna inte borde behöva utföras i fortsättningen så länge man håller sig till de testade materialen. Modellen som tagits fram inom projektets ram innebär också att dyra lakförsök kan ersättas med de betydligt enklare och billigare analyserna av totalhalter.

Variationer i processen måste beaktas, men eftersom huvudprodukten för ett gjuteri, gjutgodset, är mycket känsligt för variationer i sandens sammansättning, temperatur etc är gjuterisand en produkt som kan betraktas som mycket konstant över tiden så länge samma process körs. Även stenmjöl från samma brott är relativt konstanta. Askor har en större variabilitet.

Det är naturligtvis också viktigt att bedöma funktionsparametrarna. Hydraulisk konduktivitet är en sådan viktig parameter, särskilt vid användning på deponier. Annat viktigt är kornstorlek, förekomst av stora klumpar, fukthalt mm som påverkar hanterbarheten.

Med utgångspunkt från resultaten föreslås därför att man utför följande analyspaket:

5.3 Analyspaket för bedömning av materialens eventuella användbarhet

Följande analysförslag bygger på resultaten i denna rapport och är något olika för de olika materialen för att minimera kostnaderna.

Resultaten av projektet visar att bentonitsand för användning i ej skyddsvärda områden och på deponier skulle kunna ske utan att några analyser görs om sanden är lik de material som ingått i projektet. För att vara säkra på detta kan man dock analysera vissa ämnen enligt tabellen nedan. Om totalhalterna inte överskrider värdena i denna rapport bör risken för miljöeffekter betraktas som mycket liten.

Motsvarande resonemang gäller för resolsanden och bottenaskan och analyser rekommenderas enligt Tabell 5 nedan.

Tabell 5. Analysbehov för bedömning av materialens användbarhet.
- = onödigt, X = rekommenderas, XX = rekommenderas starkt

Analys	Bentonitsand	Resol	Bottenaska
Metaller inkl As och Hg	-	-	X
PAH-16	X	X	-
Klorid, Fluorid, Sulfat	X	X	XX
Fenoler	X	X	X
TOC/DOC	X	XX	X

6 Slutsatser

De tre mest undersökta materialen är väl lämpade för användning i t ex vägbyggnad i mindre känsliga miljöer och som byggnadsmaterial på deponier, t ex tätskikt. Resultaten kan sägas vara giltiga för all gjuterisand av samma typ som de bedömda materialen eftersom dessa prover visat sig ha en hög grad av representativitet.

Slutsatsen är i korthet att den modell för riktvärdesberäkningar som tagits fram är väl lämpad för sitt ändamål. Material som klarar riktvärdena visar sig också klara sig bra i toxicitetstester.

Modellen verifieras med toxicitetstester. Det är projektets förhoppning att denna modell skall visa sig användbar för både tillverkare, användare och myndigheter. Dessutom har ett antal material bedömts både enligt denna modell samt enligt ett antal andra bedömningsgrunder.

6.1 Riktvärdesberäkningsmodellen

Riktvärdesmodellen anger ett antal värden som indikerar vilken nivå som kan anses riskfri för ett stort antal ämnen vid tre olika användningsområden. En jämförelse av verkliga analysresultat med dessa riktvärden visar då vilka miljöparametrar som eventuellt är så höga att en ökad miljörisk föreligger.

Denna modell visar hög överensstämmelse med NFS 2004:10 [22], vilket innebär att material som kan läggas på en deponi för inert avfall också bedöms som riskfritt i modellen. Jämför man naturliga material, nämligen två stenmjöl, med riktvärdena i modellen, får man fram att dessa klarar riktvärdena, men att de inte ligger långt under dessa. Detta indikerar att modellen är tillräckligt känslig och inte släpper igenom material som har väsentligt förhöjda metallhalter.

En modell som bygger på analys av kemiska ämnen kan aldrig bli fullständig, eftersom de kemiska ämnenas antal är oändligt. Olika ämnen kan dessutom samverka med varandra. För att verifiera att modellen trots detta är giltig har toxicitetstester med ett batteri av organismer genomförts på tre material. Dessa tester visar att toxiciteten är låg eller ingen hos material som klarar riktvärdena, trots att toxicitetstesterna utförs på sådant sätt att marginalerna är goda till den halt som påverkar en recipient.

De osäkerheter som finns i modellen har tagits upp till diskussion i denna rapport. En bedömning av dessas inverkan ger vid handen att modellen innehåller så stora säkerhetsmarginaler att dessa osäkerheter inte har någon väsentlig påverkan på utfallet när ett material jämförs med riktvärdena i modellen. Däremot innebär detta att värdena inte skall läsas som absoluta gränser utan som storleksordningar, och mindre överskridanden torde inte utgöra någon risk för miljön.

Detta sammantaget gör att modellen är väl lämpad för sitt ändamål. Om modellen används nås följande fördelar:

- En enhetlig bedömning för material såsom gjuterisand, askor och liknande material kan göras på ett enkelt och överskådligt sätt. Detta förenklar hanteringen hos myndigheterna, gör konkurrensen mellan olika material rättvisare och ökar förutsägbarheten av avsättningen för enskilda materialproducenter.
- Antalet analyser av t ex organiska ämnen och anjoner kan begränsas så att de parametrar som visat sig ha stora marginaler till riktvärdena inte fortsättningsvis behöver utföras på liknande material, vilket sparar tid och pengar.
- Dyra och tidskrävande laktester av metaller kan ersättas med de betydligt enklare totalhaltsanalyserna.

I rapporten finns ett förslag för varje material på vilka miljöparametrar som bör mätas och vilka som kan hoppas över p g a de stora marginalerna till riktvärdesmodellens värden.

Modellen är också så konstruerad att den enkelt kan justeras. En anpassning till nya material görs genom att lagningsdata för den aktuella materialtypen förs in, medan andra parametrar hålls konstanta. På så sätt kan alla material avsedda för samma ändamål, t ex för vägbyggnad genom icke känsliga markområden, jämföras.

6.2 Resultat för de ingående materialen

Ett tiotal material har analyserats på en rad olika parametrar, varav tre material typiska för var sin grupp av material undersökts extra noggrant. Detta har resulterat i tre uppsättningar av riktvärden i ovan nämnda modell, en för askor, en för bentonitsand och en för kemiskt bundna sander baserad på resultat från resolsanden.

6.2.1 Bentonitsand

Resultaten visar att bentonitsand ur miljösynpunkt lämpar sig väl för såväl tätskikt på deponier som i vägar genom icke känsliga markområden. Eftersom bentonitsand har mycket låg hydraulisk konduktivitet lämpar den sig extra väl som tätskikt där dess speciella egenskaper kommer bäst till sin rätt. Denna täthet innebär också att det i fältförsök med största sannolikhet kommer att visa sig att bentonitsanden inte emitterar vare sig fenoler eller fluorid p g a den mycket långsamma vattengenomströmningen.

6.2.2 Bottenaska

Bottenaskan kan också den användas till vägar genom mindre känsliga områden samt på deponier. Modellen visar att just den undersökta askan har en något förhöjd sulfathalt. Andra askor kan ha lägre sulfathalter. Dessa halter påverkas också av utomhuslagring, släckvattenmängd, bränsletyp etc. Sulfat är också mycket vattenlösligt och försvinner troligen snabbt. Med god kontroll över sulfathalterna bör askan alltså kunna användas utan någon påtaglig risk för miljön. Sulfat är dessutom ett ogiftigt ämne som främst påverkar omgivningen genom höjning av konduktiviteten, vilket innebär att en utspädning helt tar bort de skadliga effekterna.

6.2.3 Resolsand

Resolsanden i projektet innehöll icke-cancerogena PAH i halter en faktor två gånger riktvärdet för väg genom icke känslig miljö samt deponier. Med kännedom om PAH:s dåliga lakbarhet och det förhållandevis måttliga överskridandet bedöms det ändå vara möjligt att använda resolsanden till dessa ändamål. Andra kemiskt bundna sander kan ha lägre halter PAH, och kan då användas. I övrigt har innehållet i resolsanden mycket goda marginaler till riktvärdena i samtliga fall utom fenol, som ligger på ca halva riktvärdet.

6.2.4 Furansand, vattenglassand och stensmjöl

Furansand har inte undersökts med avseende på alla parametrar. Med ett lakförsök med efterföljande analys av metaller, fenoler och anjoner samt en PAH-analys borde även denna sand kunna bedömas enligt modellen. En bedömning av metallerna gentemot riktvärdena för resolsand visar att furansanden med avseende på metaller fritt kan användas på samma sätt som bentonitsanden. Detsamma gäller för vattenglassanden och stensmjölen. Noteras bör dock att för scenariot med dricksvattenuttag går enstaka metallhalter över riktvärdena för alla materialen, även stensmjölen.

7 Referenser

- [1] Proposition 2000/01:130 Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier, God bebyggd miljö (miljömål nr 15), www.miljomal.nu
- [2] Inledande laboratorieförsök, Gustafsson, M. et al., Projekt AIS32, delrapport 1, Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för geoteknik, mars 2003.
- [3] Sundsten, M. (2004), Doktorsavhandling, Hydraulic Conductivity of Saturated Sand-Bentonite Mixtures, Institutionen för Geoteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- [4] Sundsten, M. (2004). "Foundry green sand as landfill barrier - field test". Proceeding of NGM 2004.
<http://www.ngm2004.nu/addon/LinkedDocuments/003-G.pdf>
- [5] Olsson, M. (2003). Geoteknisk karakterisering av restprodukter i fält med fokus på hydraulisk konduktivitet, Examensarbete 2003:8, Institutionen för Geoteknik, Chalmers, Göteborg.
- [6] Phenol Health and Safety Guide, IPCS Inchem, Health and Safety Guide nr 88, Geneva 1994, www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg88_e.htm
- [7] Fenol i natur og industri, sid 13-16 i Støberiet nr 8 1991 (norsk facktidsskrift för gjuteribranschen)
- [8] Fenolföreningars inverkan på miljön – en litteraturöversikt, Statens Naturvårdsverk, SNV, PM 792, år 1976
- [9] Arbetsmetod för karaktärisering av överskottssand från gjuterier, Nordgren U., Nayström P., 990920, Svenska Gjuteriföreningen, Jönköping, 1999
- [10] Kaskadcirkulering av restprodukter genom kompostering, delrapport 1, Nayström P., Svenska Gjuteriföreningen, Orkas J., Tekniska Högskolan i Helsingfors, Lemkov J., Teknologisk Institut i Danmark, 031119, NIF (Nordisk Industrifond)
- [11] prCEN/TS 14405 Characterization of waste – Leaching behaviour test – Up-flow percolation test (under specified conditions), november 2003.
- [12] SS-EN 12457-3, Karaktärisering av avfall – Laktest – Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam – Del 3: Tvåstegs skaktest vid L/S = 2 l/kg och L/S = 8 l/kg för material med hög fastfashalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning)
- [13] Technical and Environmental Requirements for surplus foundry sand utilization, Orkas J., Tekniska Högskolan i Helsingfors, Espoo 2001, TKK-VAL-3/2001.
- [14] Generella riktvärden för förorenad mark, Naturvårdsverket rapport 4638, ISBN/ISSN 91-620-4638-1, år 1997.

- [15] Development of generic guideline values: model and data used for generic guidelines for contaminated soils in Sweden, Naturvårdsverket rapport 4639, Mark Elert, Cecilia Jones, Fredrika Norman
- [16] Bedömningsgrunder för förorenade massor, Renhållningsverksföreningen, RVF Utveckling 02:09, år 2002.
- [17] Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall (EGT L 182, 16.7.1999, s. 0001-0019, CELEX 31999L0031)
- [18] Rådets beslut 2003/33/EG av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG (EGT L 11, 16.1.2003, s. 0027-0049, CELEX 32003D0033)
- [19] Torbjörn Synnerdahl, AnalyCen, pers komm
- [20] Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10
- [21] SFS 2001:512, Förordning om deponering av avfall, Miljödepartementet, utfärdad 2001-06-07
- [22] NFS 2004:10, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, tryckt 20 juli 2004, ISSN 1403-8234
- [23] Pousette K., Mácsik J., Material- och miljöteknisk undersökning av grönlutsslam, mesa, kalkgrus, flyg- och bottenaska från AssiDomäns fem svenska bruk. Luleå Tekniska Universitet, Institutionen för Väg- och Vattenbyggnad, avdelningen för Geoteknik, förmodligen år 2000 (årtal saknas)
- [24] Blästermedlet Fajalit – Rening eller deponering? Peders, K. Examensarbete vid institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs Universitet, år 2000
- [25] Leaching Behaviour of Rock Materials and a Comparison with Slag Used in Road Construction, Tossavainen, M., 2000:23, Department of Chemical and Metallurgical Engineering, Division of Mineral Processing, Licentiate Thesis, Luleå University of Technology
- [26] Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder, nr 655, juni 2000, Miljøstyrelsen, www.mst.dk
- [27] Fällman, Ann-Marie, pers komm mars 2004
- [28] Pettersson R, Rogbeck J, Suér P, Pannsand som kringfyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar, Rapport Q4-220 inom Värmeforsks askprogram "Miljöriktig användning av askor". Rapportnummer 852 i Värmeforsks rapportserie, januari 2004.

- [29] Howard, P. H., Boethling, R. S., Jarvis, W. F., Meylan, W. M. och Michalenko, E. M, Handbook of Environmental Degradation Rates, andra upplagan, Lewis Publishers, 1991.
- [30] Ekvall, A., von Bahr, B och Savukoski, M, Riktlinjer för kvalitet hos jord och angränsande material – en sammanställning av rådande internationellt läge, SP Rapport 2003:04.
- [31] Linda Karlsson, AIControl, pers komm
- [32] Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/76/EG av den 4 december 2000 om förbränning av avfall, Europeiska gemenskapernas officiella tidning L332/91

Bilagor

- A Bilaga – Riktvärden för jämförelse av analysresultat**
- B Bilaga – Detaljerade analysresultat**
- C Bilaga – Beskrivning av analysmetoder**
- D Bilaga – Jämförelse med riktvärdesmodellen**
- E Golder Associates riktvärdesmodell**

A. Bilaga – Riktvärden för jämförelse av analysresultat

När man beslutar vad som skall analyseras i ett material finns det underlag av tre typer:

- Regelverk för det aktuella materialet och dess användning
- Regelverk för närliggande material och/eller användningsområden
- Materialspecifika parametrar som inte finns omnämnda i generella regelverk

Vad gäller gjuterisand, askor och stensmjöl till väg- och anläggningsbyggnad finns ingen nationell uppsättning gräns- eller riktvärden eller liknande. Däremot finns en del riktvärden för näraliggande tillämpningar och material som kan tjäna som utgångspunkt vid val av parametrar och också vid jämförelse av analysresultaten. De som använts som underlag i denna rapport är framför allt två publikationer: Generella riktvärden för förorenad mark på svensk [14] och engelsk [15] variant samt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall och kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10 [22]. Även RVFs bedömningsgrunder för förorenade massor [16] har använts i viss utsträckning.

A.1. Naturvårdsverket - Bedömningsgrunder för förorenad mark

I Generella riktvärden för förorenad mark [14] finns 36 ämnen eller ämnesgrupper omnämnda. Dessa är bl a 10 metaller, cyanider, fenoler, enkla och polycykliska aromatiska kolväten samt ett antal klorerade kolväten, inkluderande PCB och dioxiner.

Även om det är vanligt att jämföra med dessa riktvärden är det inte en helt lämplig uppsättning siffror att jämföra mot. Anledningen till detta är att värdena är avsedda för föroreningar i jord, samt att föroreningarna antas vara urlakbara till 100 % på kort tid. Det är inte heller aktuellt att odla i de tillämpningar som föreslås i denna rapport, medan hänsyn tas till odling i [14]. Det är också tydligt angivet i [14] att riktvärdena inte heller skall ses som en nivå som det är acceptabelt att förorena ”upp till” dvs de skall inte ses som gränsvärden. Riktvärdena kan dock fungera som en första indikator på vilken storleksordning av halter som förekommer i analysresultaten. Dessutom indikerar dessa rapporter vilka ämnen och ämnesgrupper som Naturvårdsverket anser väsentliga.

A.2. RVF – Bedömningsgrunder för förorenade massor

Bedömningsgrunder för förorenade massor [16] finns samma ämnen nämnda som i rapporten från Naturvårdsverket, plus några grupper av alifatiska kolväten och ett par organiska föreningar, t ex MCPA (ett bekämpningsmedel).

A.3. EUs beslut 2003/33/EG och NFS 2004:10

I EUs beslut 2003/33/EG [18] finns kriterier för vilka mängder som får lakas ut från avfall för att avfallet skall klassas kunna klassas för att läggas på deponier för inert, icke-farligt eller farligt avfall. Detta beslut har implementerats i Sverige av NFS 2004:10 [22]. Här krävs analys av samma metaller som för förorenad mark, utom vanadin, samt barium, molybden, antimon och selen. Dessutom skall klorid, fluorid, sulfat, fenolindex och DOC (dissolved organic carbon, lösta organiska ämnen) mätas i lakvattnet. Förutom lakvärden av nämnda ämnen skall några totalhalter redovisas - den totala halten av mineralolja, BTEX (enkla aromatiska kolväten, samma som i NV rapport 4638), PAH, PCB och TOC.

A.4. Andra länders riktlinjer

Flera andra länder har regelverk för förorenad mark, bl a de flesta västeuropeiska länder. De har lite olika principiell struktur och reglerar delvis olika ämnen. Metallerna är ofta samma och en "kärntrupp" av vanliga metaller såsom koppar, zink, kadmium, bly, kvicksilver, krom och nickel är alltid med, medan några har valt att även reglera selen, vanadin, kobolt, molybden och tallium. De organiska ämnena skiljer sig dock åt en hel del, både med avseende på vilka ämnen och vilka analysmetoder som specificeras.

De flesta som har reglerat olika ämnen i förorenad jord har valt att lägga tillåtna halter i nivå med de svenska eller högre. Några länder anger lägre värden. Exempelvis har Finland två nivåer, långsiktigt värde, som är mycket lågt, och övre riktvärde. Likaledes har Nederländerna sk målvärden (låga) och åtgärdsvärden (högre).

En genomgång av de flesta västeuropeiska länder samt några till med avseende på rikt- och gränsvärden för förorenad mark, slam och kompost finns i "Riktlinjer för kvalitet hos jord och angränsande material – en sammanställning av rådande internationellt läge" [30].

A.5. Andra vägbyggnadsmaterial

En mycket relevant jämförelsegrund för att bedöma alternativa material vore att jämföra med miljöegenskaperna hos naturligt material. I denna rapport jämförs totalhalter och tillgänglighet av metaller med naturliga material, se Bilaga B – detaljerade analysresultat. Eftersom ett av materialen i projektet, stenhjöl är ett naturligt görs även jämförelser av de andra materialen mot detta material.

Naturligtvis vore en jämförelse av lakdata med avseende på skaktest och kolonntest också vara värdefull. Dock finns inte några sådana analyser utförda ännu, varför en jämförelse inte är möjlig. Under år 2004-2005 skall dock SP att utföra en omfattande sådan studie för att få fram jämförelsedata från naturliga material, i detta fall naturgrus och krossat berg.

B. Bilaga – Detaljerade analysresultat

Flera olika analyser har genomförts inom projektets ram, bl a tre olika former av lakförsök. Tillgänglighetstest, då förutsättningarna för utlakning är optimal och försöket vill ge en bild av utlakad mängd på mycket lång sikt. Vidare har lakförsök i form av skak- och kolonnförsök utförts som ger en bild av lakningen på kortare sikt och under mer naturliga förhållanden. Resultaten av de olika kemiska analyserna presenteras nedan.

B.1. Totalhaltsanalyser av oorganiska ämnen

Totalhaltsanalyserna av oorganiska ämnen behövs för att bilda sig en uppfattning om materialet, inte minst som bakgrundsdata då tillgänglighetstest och laktester skall utföras och bedömas. Totalhaltsanalyserna utfördes på alla de ingående materialen.

För att få en uppfattning om storleksordningen på de presenterade siffrorna har jämförelser gjorts med naturliga material. Det finns ganska få publicerade studier där totalinnehåll och speciellt tillgänglighet har analyserats för naturliga material. En relativt ny och omfattande studie har genomförts av Tossavainen [25] ”Leaching Behaviour of Rock Materials and a Comparison with Slag Used in Road Construction”, som analyserade nio olika material, varav sju var krossat berg och två var naturligt grus. Materialen har valt så att de skall motsvara typiskt svenskt vägbyggnadsmaterial och kommer från tre olika provinser i Sverige.

Ytterligare en referensram utgörs av danska gränsvärden för användning av restprodukter som kommer från föreskrift ”Bekentgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder” [26]. Föreskriften anger gränsvärden för både totalhalter och utlakning från skakförsök EN12457-3 [12]. I detta avsnitt jämförs mot totalhalterna. Föreskriften klassar restprodukterna till en av tre klasser, där kraven är lägst för klass 1 och högst för klass 3. Tabell 6 nedan visar resultatet från alla de undersökta materialen.

Av tabellen nedan framgår att för ovanstående material så är de uppmätta totalhalterna inom spannet för naturmaterialen i de flesta fall. En femtedel av mätningarna visar totalhalter som överstiger totalhalten för naturmaterial. Att metallinnehållet i materialen är i samma storleksordning som för naturmaterialen är ett förväntat resultat (främst för gjuterisanderna) eftersom gjuterisanderna nästan enbart består av sand, som ju är ett naturligt material. Om urvalet av de naturliga jämförelsematerialen hade varit ännu större hade förmodligen ännu fler analysresultat hamnat inom spannet för naturmaterial. Notera t ex att två av analysresultaten för stensmjöl visar högre halter (Co och Pb) än för de naturliga materialen trots att stensmjöl är ett naturligt material, vilket tyder på att analyserna för naturmaterial inte är helt representativt för alla naturmaterial.

De flesta material har 2-3 mätvärden som överstiger halten för naturliga material i denna mätning. Mätvärdena ligger dock inte långt över de naturliga materialen, med några få undantag. Cd i MGE-blandningen (9,0 mg/kg) är betydligt över de naturliga materialens maximala mätvärde på 0,3 mg/kg. Samma gäller för zinkhalten, som också är ganska hög i bottenaskan. På bottenaskan gjordes två mätningar där totalhalten av Co visade ett mycket högt värde i den första mätningen. Mätningen är korrekt, men värdet är dock ej representativt eftersom det stora flertalet mätningar av Co enligt askproducenten brukar ligga <20 mg/kg, vilket också erhöles i kontrollmätningen.

De metaller (oberoende av vilket material som analyseras) som oftast ligger över halten för naturmaterial i denna mätning är Co och Pb.

För att kunna utföra en fullständig riskbedömning visade det sig att detektionsgränserna för några metaller var för höga. Nya analyser med lägre detektionsgränser genomfördes för några av materialen för samtliga metaller för att åtgärda detta. De nya värdena är införda i Tabell 6 nedan.

Sammantaget visar analyserna av totalhalter att de funna nivåerna på oorganiskt material är helt i nivå med naturmaterial, utom i några fall i MGE-blandningen och bottenaskan.

Tabell 6. Sammanställning över totalhaltsanalysen. Celler markerade med grått innebär att värdet ligger högre än det högsta värdet för något av naturmaterialen (Natur max) (I vissa fall då ett <-värde angetts har rutorna ej skuggats). D1, D2 och D3 är gränsvärden i Danmark. KM, MKM_{gv} och MKM är Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark [14]. Alla enheter är mg/kg.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	Sn	Hg
Totalhalter	Natur min	0,30	0	0	20	10	0	3	17	38	-	-
	Natur max	104	0,3	23	331	63	40	11	282	114	-	-
	D1	0-20	0-0,5	-	0-500 0-20	0-500	0-30	0-40	-	0-500	-	0-1
	D2	>20	>0,5	-	>500 >20	>500	>30	>40	-	>500	-	>1
	D3	>20	>0,5	-	>500 >20	>500	>30	>40	-	>500	-	>1
	KM	15	0,4	30	120	100	35	80	120	350	-	1
	MKM _{gv}	15	1	60	250	200	150	300	200	700	-	5
	MKM	40	12	250	250	200	200	300	200	700	-	7
	B1	2,4	0,2	13	14	18	12	19	28	54	<5	<0,02
	B2	4	0,26	6,5	57	130	46	5	8,1	27	1,3	<0,02
	F1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	F2	<20	<1,0	53	18	18	10	14	23	22	<5	<0,02
	V1	<20	1,6	67	200	17	160	15	75	51	<5	<0,02
	V2	<20	<1,0	69	8	10	5	5	5	13	<5	<0,02
	R	0,9	0,05	21	5,3	6,3	3,4	2	6,1	18	0,3	<0,02
	S1	1	0,05	15	22	34	15	4	44	61	0,2	<0,02
	S2	<20	<1,0	38	8	5	5	18	21	57	<5	<0,02
	B(1)	<20	<1,0	1150	100	88	61	30	51	540	<5	<0,02
B(2)	3,5	0,47	15	21	76	36	17	37	255	0,08	-	
MGE	<20	9,0	11	77	170	120	65	80	1700	<5	0,02	

B.2. Tillgänglighetstester

Tillgänglighetstestet utfördes i direkt anslutning till det ovan redovisade totalhaltsanalyserna på samma uppsättning oorganiska ämnen. Även här har en jämförelse gjorts mot resultatet av motsvarande test på naturmaterial på samma sätt som för totalhaltsanalysen. Tabell 7 visar analysresultatet.

Tabellen nedan visar att de flesta undersökta materialen uppvisar en tillgänglighet av oorganiska ämnen som är i samma storleksordning som naturmaterialen. Som förväntat så gäller detta främst gjuterisanderna. MGE-blandningen lakar ut mer än naturmaterialen för sju av nio undersökta metaller, bl a lakas 65% av Cd ut (för Sn och Hg saknas värden för den naturliga materialen).

Bland de oorganiska ämnena så är tillgängligheten av Co hög, både jämfört med naturmaterialen och procentuellt sett – nästan all Co som finns i materialen lakas ut. Pb är det ämne som verkar vara hårdast knutet till materialen – inget analysresultat var över 1,0 mg/kg.

Tabell 7. Sammanställning av resultat från tillgänglighetstest NT ENVIR 003. Celler markerade med grått innebär att värdet ligger högre än det högsta värdet på motsvarande test (NT ENVIR 003) för naturmaterialen, "Natur max". Alla enheter är mg/kg.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	Sn	Hg
Tillgänglighetstest	Natur min	0,08	0,01	0,02	0,1	0,16	0,4	0,03	0	2,4	-	-
	Natur max	3,29	0,04	0,5	0,33	0,76	2	1,82	0	8	-	-
	B1	<0,50	<0,10	7,3	<0,8	0,05	1,30	<1,0	<0,05	6,5	<0,4	<0,05
	B2	<0,50	0,15	15	<0,8	9,4	7,2	<1,0	<0,05	6,4	<0,4	<0,05
	F1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	F2	<0,50	<0,10	25	<0,80	3,90	2,70	<1,0	<0,05	2	<0,4	<0,05
	V1	<0,50	<0,10	39	<0,80	1,1	27	<1,0	0,19	10	<0,4	<0,05
	V2	<0,50	<0,10	62	<0,80	0,6	1,20	<1,0	0,09	7,2	<0,4	<0,05
	R	<0,50	<0,10	32	0,90	1,4	1,9	<1,0	<0,05	3,5	<0,4	<0,05
	S1	<0,50	<0,10	15	<0,80	0,50	0,60	<1,0	0,09	3,5	<0,4	<0,05
	S2	<0,50	<0,10	24	<0,80	0,85	1,8	<1,0	<0,05	2,4	<0,4	<0,05
	B	<0,50	0,22	508	<0,80	0,60	9,10	<1,0	2,0	154	<0,4	<0,05
	MGE	1,5	5,9	2,4	5,1	45	56	<1,0	1,8	533	1,0	<0,05

Även en analys av tillgänglighetstest under oxiderande förhållanden har genomförts. Resultatet från den visar att tre ämnen får ett annorlunda urlakningsbeteende, As, Cr och V. Dessa lakar ut en större andel av sitt totalinnehåll då lakningen sker under oxiderande förhållanden.

Tidigare konstaterades att totalhalterna var i samma storleksordning som för de flesta undersökta materialen. Frågan är då om den procentuella tillgängligheten skiljer sig avsevärt mellan de undersökta materialen och de naturliga materialen. Analyserna visar att för gjuterisanderna så lakar ungefär lika stor procentuell andel ut som för naturmaterialen. För bottenaskan så ligger de absoluta värdena lite högre än för naturmaterialen men den procentuella urlakningen är ungefär samma som de andra materialen. MGE-blandningen uppvisar en ganska hög procentuell urlakning av totalinnehållet av Cd, 65 % av totalhalten 9,0 mg/kg lakar ut i testen.

B.3. Klorider och sulfater, pH och konduktivitet

Analys av klorider, sulfat, pH och konduktivitet genomfördes i samband med de två tillgänglighetstesterna och redovisas i Tabell 8 nedan.

Klorider och sulfater har mätts på lakvätskan från tillgänglighetstesterna, medan pH och konduktivitet mätts genom i en blandning av materialet och vatten i proportionerna 1/10. Stenmjölen utgör här en bra referens.

Gjuterisanderna: Det oxiderande tillgänglighetstestet lakar genomgående ut mer klorider och sulfater än det vanliga tillgänglighetstestet. I det vanliga tillgänglighetstestet var det större skillnad mellan stenmjölen och gjuterisanderna, än i den oxiderade varianten där det inte kunde påvisas någon skillnad alls mellan stenmjölen och gjuterisanderna. pH var ganska lika mellan stenmjölen och gjuterisanderna. Konduktiviteten var genomgående högre i gjuterisanderna än i stenmjölen.

Bottenaska och MGE-blandning: För dessa material är sulfathalterna genomgående mycket högre än för stenmjölen, speciellt gäller detta MGE-blandningen. Detta medförde att den elektriska konduktiviteten också blev hög, dock högst för bottenaskan.

Tabell 8. Sammanställning av resultat från tillgänglighetstest NT ENVIR 003 och oxiderat tillgänglighetstest NT ENVIR 006 med avseende på klorider och sulfater. Även konduktivitet och pH i en 10-procentig lösning redovisas.

	Tillgänglighetstest		Oxiderat tillgänglighetstest		pH	Kond.
	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻		
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	[H ⁺]	μS/cm
B1	344	361	485	562	9,8	526
B2	131	56	327	79	9,4	297
F1	-	-	-	-	-	-
F2	99	205	123	1720	8,1	139
V1	178	12	132	194	9,9	812
V2	165	5	187	323	9,6	443
R	95	21	119	358	8,7	361
S1	39	2	131	534	8,6	52
S2	27	9	231	313	8,5	67
medel för siffror ovan	135	84	334	510	9	337
B	102	4470	197	4650	10,2	2634
MGE	276	10400	353	27600	10,8	1433

B.4. Kolonnförsök

Kolonnförsöken utfördes i enlighet med prCEN/TS14405 [11]. Detaljerad information om hur detta utförs finns i Bilaga C.6

Det fanns inte ekonomiskt utrymme att i projektet genomföra kolonnförsök på alla ingående material, utan försöken utfördes bara på de tre utvalda materialen, bentonitsanden, resolsanden och bottenaskan.

Det visade sig i ett tidigt skede av kolonnförsöken att för bentonitsanden gick inte försöket att genomföra enligt standarden, eftersom materialet blev för tätt och således inte släppte igenom något vatten. Materialet svällde dessutom i kolonnen och var mycket svårt att hantera. För att få fram en lakvätska behövdes så stora avsteg göras från standarden att det inte bedömdes vara meningsfullt att fullfölja analysen. Indata till fortsatta miljöanalyser angående bentonitsand fick därför tas från skaktestet på detta material. De återstående två materialen genomgick kolonnförsök enligt plan. Utförandet av kolonnförsöken syns i Figur 1.



Figur 1. Kolonnförsök för bentonitsand, resolsand och bottenaska

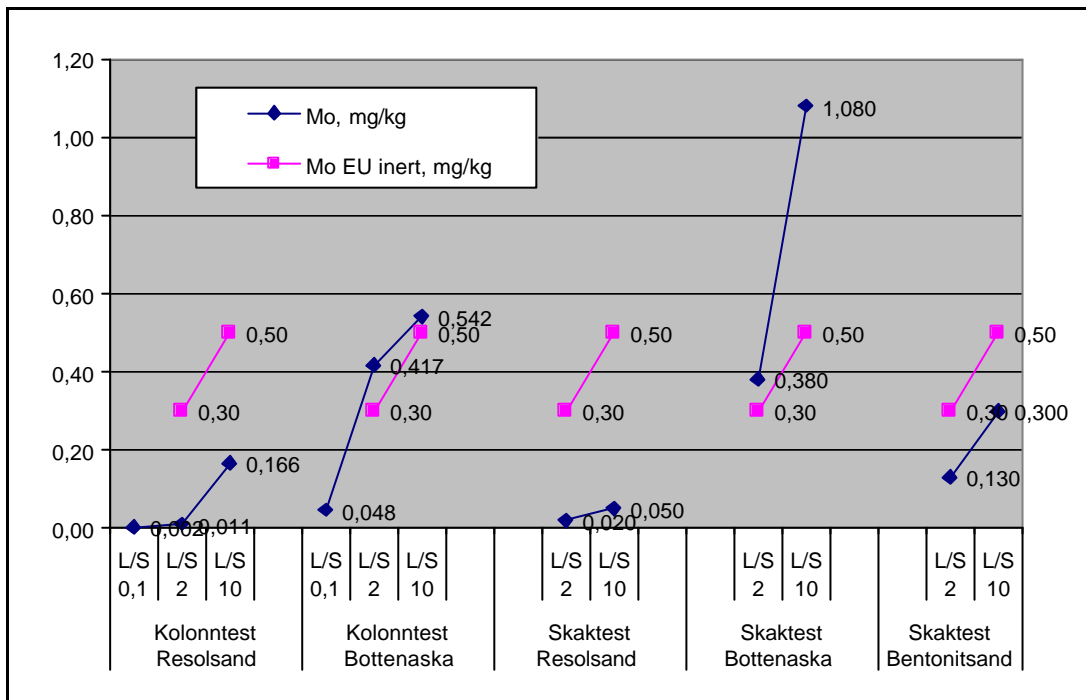
I detta projekt genomfördes kolonnförsöken vid tre olika L/S-kvoter, L/S = 0,1; 2 och 10, med samma uppsättning analyser på varje L/S-kvot, dvs metaller, fluorid, klorid, sulfat, DOC, fenolindex samt pH och konduktivitet.

Eftersom kolonntestet utfördes enligt prCEN/TS14405 [11] så är lämpligt att jämföra värdena med NFS2004:10 [22]. En jämförelse av metaller med gränsen för inert material ger att alla material klarar kraven utom i några fall:

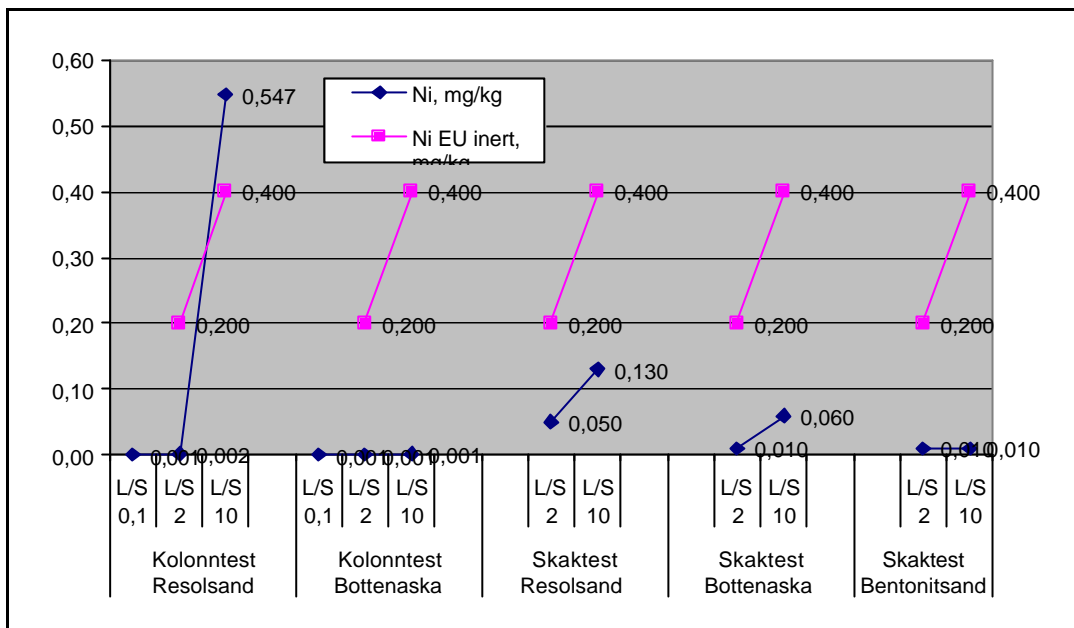
- bottenaskan klarar ej kraven för molybden, varken för L/S-kvot 2 eller 10 (se Figur 2). Motsvarande skaktest för bottenaskan ger samma resultat.
- resolsanden klarar ej kravet för nickel i kolonntesten för L/S = 10 (se Figur 3). I skaktestet klaras dock gränsvärdena för alla L/S-kvoter.

Motsvarande jämförelse för organiska föroreningar visar att:

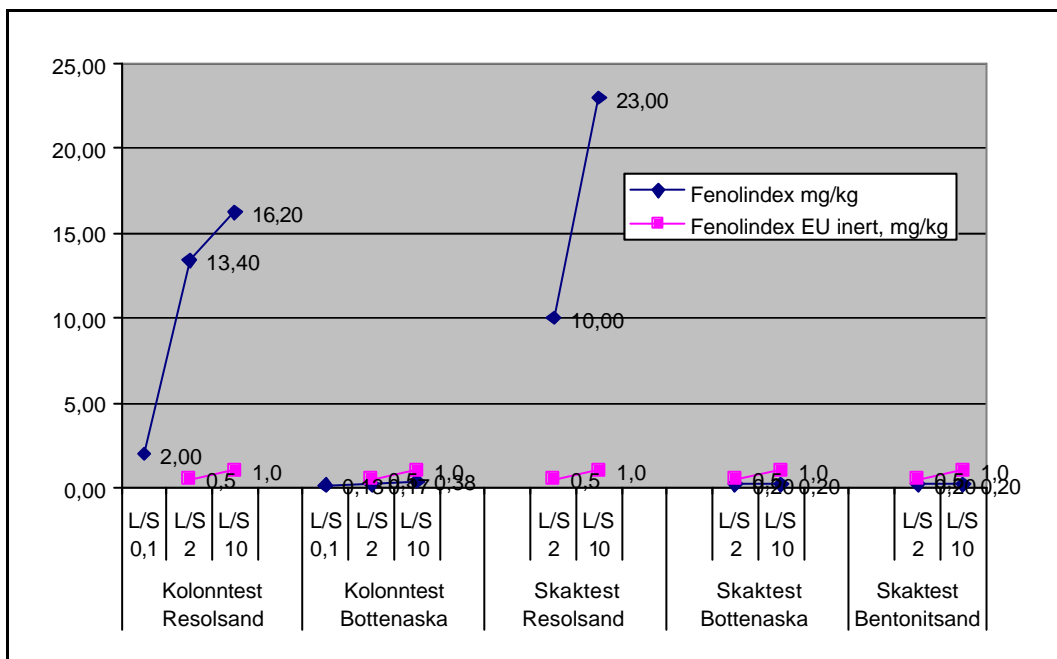
- fenolindex ligger långt över gränsvärdet för inert deponi för resolsanden, vilket gäller för både skak- och kolonntest (se Figur 4).
- DOC överskrider av resolsanden för både skak- och kolonntest (se Figur 5).
- sulfat överskrider gränsen för bottenaskan för både skak- och kolonntest (se Figur 6).
- fluorid överskrider gränsen för kolonn- och skaktest för resolsand, och skaktest för bentonitsand (se Figur 7).



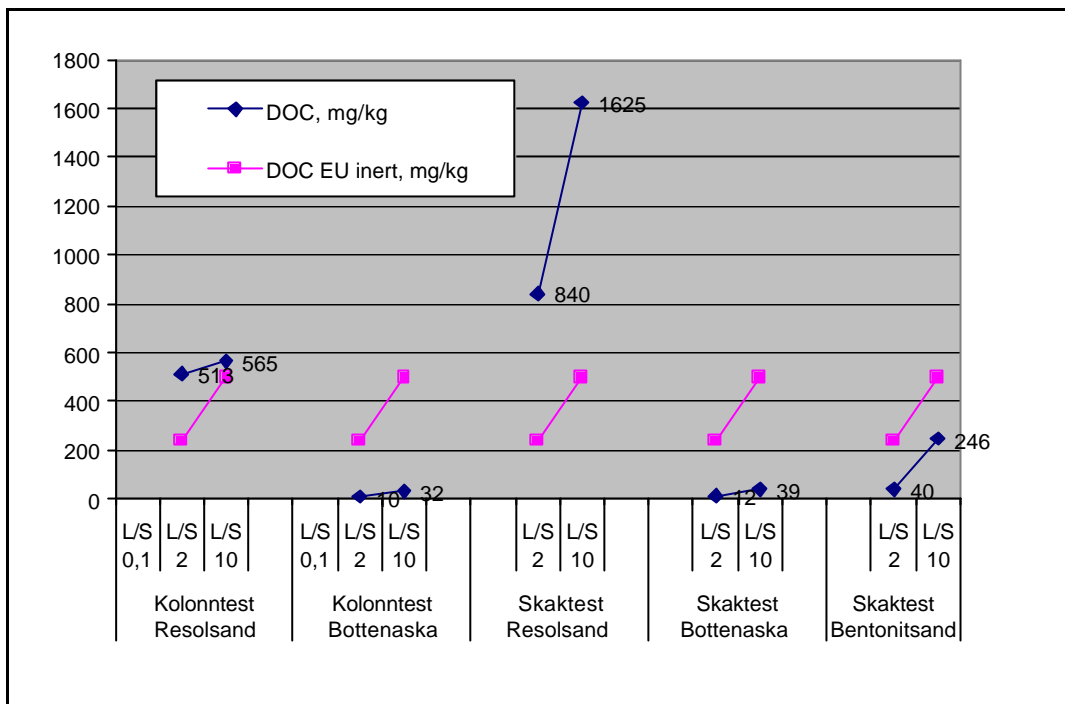
Figur 2. Molybden i bottenaskan och resolsanden



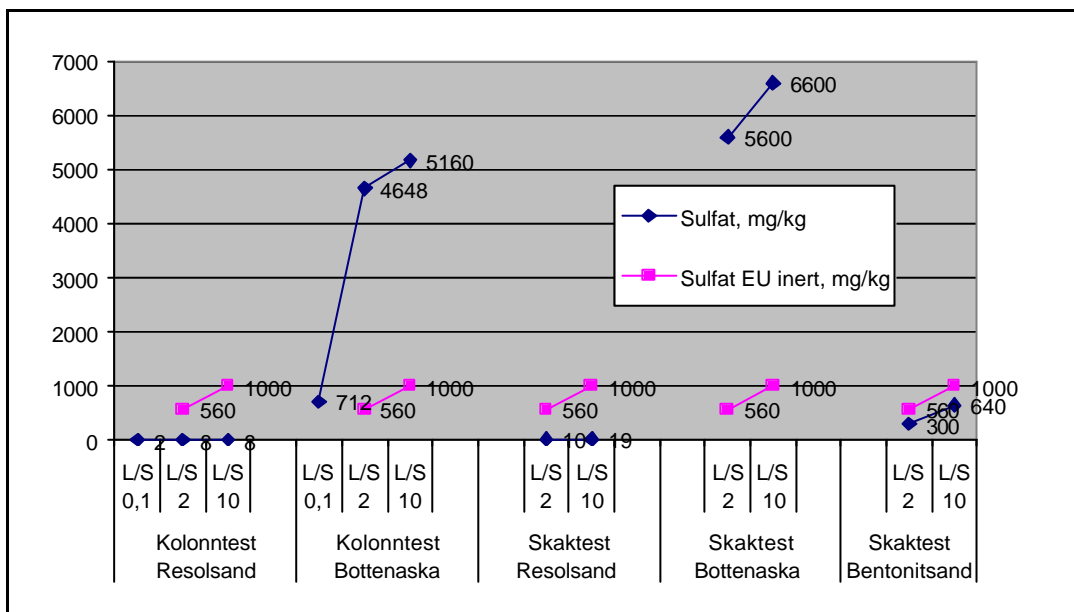
Figur 3. Nickel i bottenaskan och resolsanden



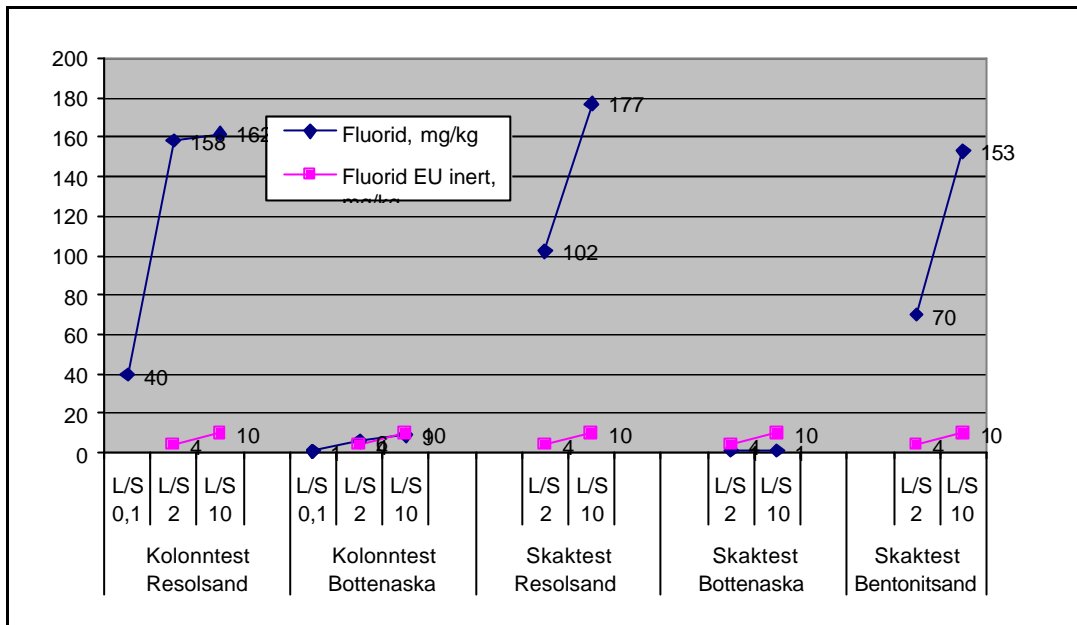
Figur 4. Fenoler i bottenaskan och resolsanden



Figur 5. DOC i bottenaskan och resolsanden



Figur 6. Sulfat i bottenaskan och resolsanden



Figur 7. Fluorid i bottenaskan och resolsanden

Sammantaget visade kolonnförsöken för de undersökta materialen bottenaska och resolsand att bara två metaller överskred gränsvärdena för inert deponi med ganska små marginaler. Däremot överskred resolsanden gränsvärdet med stor marginal (jämfört med kriterierna för inert deponi) för fenolindex, DOC och fluorid. Bottenaskan överskred kraftigt gränsvärdet för sulfat.

B.5. Skakförsök

Till skillnad från kolonnförsöken så utfördes skaktesterna på alla tre materialen, enligt standard EN12457-3 [12], vilket innebär att två L/S-kvoter tas fram, L/S-kvot 2 och L/S-kvot 10. Hur försöken går till framgår av Bilaga C.7 och av Figur 8.



Figur 8. Skaktestmaskin. Proverna i plastburkar spänns fast i lådan som roterar på föreskrivet sätt enligt standard EN12457-3.

Resultaten för skakförsöken har redan redovisats i samband med kolonn testen ovan, men en sammanfattning av resultaten utifrån skakförsöken visade att:

- Skaktesten har en tendens att visa samma eller högre värden än kolonn testen, speciellt för $L/S = 10$, men oftast också för $L/S = 2$.
- Enda påtagliga undantaget från detta är Ni från resolsanden för $L/S = 10$, som ligger långt över motsvarande L/S-kvot vid skaktestet.

B.6. Fenolindex

Fenolindex mättes på lakväsken från skak- respektive kolonnförsöken. Resultaten redovisas i figur 4 ovan.

Fenoler är något som finns överallt. De bildas naturligt av levande varelser och finns i små mängder i vatten och luft. Detta innebär att vad man än analyserar så är risken stor att det skall finnas detekterbara mängder fenoler.

För att kompensera denna bakgrundhalt analyseras vanligen även ett blankprov, dvs endast lösningsmedlet, utan provtillsats. Dubbelprover av blanken för fenolindex analyserades vid skaktestet för både L/S 2 och L/S 10, dvs totalt 4 prover. Resultaten låg väl samlade och hade ett medelvärde på 0,63 mg/l. Vid skaktest av både bottenaska och bentonitsand blev resultaten för L/S 10 strax under resultatet av blankproverna. Det innebär att man med stor säkerhet kan anta att alla fenoler lakas ut redan i den första omgången lakväska. Vad gäller kolonntester visar analysen av bottenaskan liknande resultat: L/S 2 och 10 visar samma resultat, 0,87 resp 0,85 mg/l. Dessa värden är endast 37 % över blankprovets värde, dvs i princip lika med bakgrundshalten. Detta innebär att bottenaskans totala fenolemission praktiskt taget helt och hållet härrör från de första 0,1 litrarna/kg. Det är sannolikt att fenolutlakningen är lika snabb även för bentonitsanden, trots att detta inte visats p g a att kolonntest inte var möjligt att utföra för bentonitsanden.

Endast resolsanden uppvisade värden som överskred detektionsgränsen i samtliga fraktioner. För skaktest är halterna vid L/S 2 ca 100 gånger blankvärdet (5,2 mg/l) och för L/S 10 ca 10 gånger blankvärdet (0,33 resp 0,59 mg/l, dubbelproverna skiljer sig något från varandra). Detta innebär att fenolindexvärdena med säkerhet är högre än bakgrundshalten för resolsanden. Även här lakas fenolerna alltså ut snabbt, men här är halterna tillräckligt höga för att inte allt skall hinna lakas ut i den första omgången lakvatten. Kolonntestet visar även här att det mesta hamnar i den första fraktionen, L/S 0,1. Denna halt är sedan 50 gånger lägre i L/S 10.

Man kan konstatera att fenolindex för exempelvis bentonitsand och bottenaska visar att den totala emissionen av fenol är ca en tiopotens högre än riktvärdet för scenario 1, väg genom känsligt område med dricksvattenuttag. Samtidigt är halterna i lakvattnet endast ca 3 gånger så höga som i blankprovet. Det innebär alltså att ett totalt inert material utan något innehåll av fenol skulle kunna tolkas som över riktvärdena för scenario 1, enbart pga fenolinnehållet i blanken. Detta illustrerar svårigheterna med att dra slutsatser när halterna blir mycket låga. Särskilt gäller detta ämnen som t ex fenoler, som förekommer naturligt i både mark, vatten och luft, och följaktligen finns överallt.

B.7. TOC

TOC analyserades på bentonitsand 1, resolsand och bottenaskan.

Tabell 9. TOC-analys av de tre materialen.

Prov	TOC (vikts- %)
Bentonitsand 1	9,2
Resolsand	0,39
Bottenaska	12 (10,6 och 13,8)

Bentonitsand innehåller förutom bentonit (7-8 %) och sand även en del stenkolsot (ca 5 %), vilket till största delen består av organiskt kol. Blandningen som cirkulerar innehåller dessutom något som definieras som "slam" i en mängd av ca 12 %. Detta slam består av damm, humus från råsand och tillkomna brända bentonit- och sotrester. Eftersom en stor del av provet består av filterstoff med betydligt högre halter av bentonit och medföljande stenkolsot är 9,2 % ett rimligt resultat.

I EUs beslut 2003/33/EG om mottagningskriterier [18] och i NFS 2004:10 [22] får TOC högst uppgå till 30 000 mg/kg, dvs 3 %.

Resolsanden innehåller inget sot och även om resolsanden innehåller en del kol så är halterna betydligt mindre än i bentonitsanden. Resolsanden innehåller ca 1,6 % bindemedel och ester. Bindemedlet består av ca 50 % fenolharts och 50 % oorganisk bas. Härdaren är en ester. Estrar innehåller förutom kol en hel del syre. En del av det organiska innehållet förväntas också försvinna i gasfas i form av koldioxid. Sammantaget gör detta att TOC-halten är fullt rimlig.

Bottenaskan är det mest inhomogena materialet och den relativt stora variationen beror på att olika delar av askan är olika utbränd.

B.8. PAH

PAH analyseras som en summa av flera enskilda ämnen. Eftersom summa cancerogena PAH har ett riktvärde på 0,3 mg/kg för känslig markanvändning enligt Naturvårdsverket [14] redovisas resultatet av en PAH-analys ofta som < 0.3. Räknar man ihop de sex cancerogena PAH-erna, som var och en har en detektionsgräns på 0.03 mg/kg, får man dock att resultatet lika gärna kan redovisas som <0.18, förutsatt att ingen av föreningarna visar detekterbara halter. Detta är fallet i samtliga fall utom för SKF:s resolsand, som har en halt av 0,45 mg/kg av cancerogena PAH.

När summavärden räknas fram av delresultat som innehåller både värden över och under detektionsgränsen räknas halva detektionsgränsen med i summan. De ämnen som alltså redovisas som < 0,03 mg/kg har räknats som 0,015 vid summeringen. Med detta resonemang kan man alltså motivera att istället för 0.18 mg/kg ange 0.09 mg/kg i de fall inget värde överstiger detektionsgränsen.

Vad gäller icke cancerogena PAH ligger 5 värden under detektionsgränsen och är angivna i rapporten som < 0.3. Med samma resonemang som ovan skulle detta lika gärna kunna redovisas som <0,27 mg/kg, eller t o m < 0,135 mg/kg, eftersom nio olika ämnen ingår i analysen, samtliga med en detektionsgräns runt 0.03 mg/kg. För bottenaskan ligger värdet för icke cancerogena PAH på 0.32 mg/kg på förhöjda halter fenantren och antracen. Vattenglassand 2 har värdet 1,0 mg/kg vilket huvudsakligen beror på 0,63 mg/kg av naftalen. Resolsanden har det högsta värdet, 6,7 mg/kg, vilket också till största delen beror på naftalenhalten som är 5.0 mg/kg, samt fenantren som är 1.0 mg/kg.

De flesta PAH är måttligt flyktiga, med undantag av naftalen som förflyktigas lättare än de andra. De flesta PAH förekommer också oftast tillsammans och är en indikator på ofullständigt förbrända kolväten, t ex i form av sot eller i olika typer av oljor. Undantaget är naftalen, som när det förekommer ensamt oftast är en indikation på förorening av bensin.

Analyser av organiska ämnen innebär en rad uppberedningssteg som samtliga innehåller osäkerhetsfaktorer. Sammanfattningsvis kan sägas att PAH-analyserna visar att de flesta materialen inte innehåller några PAH att tala om, men att framför allt resolsanden innehåller icke försumbara mängder.

B.9. PCB

PCB analyserades enbart i bentonitsand 1 och resolsanden, eftersom det ansågs osannolikt att det skulle finnas någon i vare sig askan, som till största delen kommer från bark med tillsats av ren eldningsolja, eller i stensmjölet.

Resultaten visade att inget PCB kunde detekteras. PCB-halten är under 1,0 mg/kg (vilket är gränsen för kravet på inert deponi enligt EUs beslut 2003/33/EG [18] och NFS2004:10 [22]) sammanlagt av de 7 analyserade PCB-typerna.

B.10. BTEX och mineralolja

Av samma skäl som för PCB analyserades bara bentonitsand 1 och resolsanden. Resultatet visar att ingen BTEX kunde detekteras och att halten BTEX sammanlagt var mindre än 6 mg/kg (vilket också är kravet på inert deponi enligt NFS 2004:10 [22]) i båda proverna.

Mineralolja kan, till skillnad från PCB, mycket väl finnas i bottenaskan eftersom en tredjedel av energin i pannan kommer från eldningsolja. Därför analyserades både bottenaskan och de två gjuterisanderna med avseende på mineralolja. Inget av materialen innehöll detekterbara mängder mineralolja. Alla halter var under 500 mg/kg.

B.11. TOF-SIMS

Gjuterisand är sand bunden med olika typer av bindemedel: vattenglas, bentonit, resol eller furan. Av dessa sandtyper innehåller resolsand och furansand en del organiska komponenter. Bentonitsand innehåller dessutom en del stenkolsot. De organiska ämnena i gjuterisand är utsatta för en brant temperaturgradient både med avseende på tid och rum. Det innebär att vissa organiska ämnen kan förväntas brytas ned till koldioxid och vatten vid de högsta temperaturerna. Vid lägre temperaturer kan de organiska ämnena brytas ned delvis, t ex delas upp i kortare fragment, som sedan kan sättas ihop igen till nya ämnen när temperaturen svalnar ytterligare. Det beslutades därför att göra en TOF-SIMS-analys i syfte att leta efter fragment av t ex bindemedel på vissa av proverna.

Samtliga material utom de två stensmjölen analyserades med TOF-SIMS. Avsikten med denna analys är att undersöka större organiska molekyler, t ex eventuella rester av bindemedel.

Fyra prover, bentonitsand 2, MGE, furansand 2 och vattenglassand 2, visade tydliga toppar som motsvarar molekyler eller fragment med en molekylvikt av mellan 500 och 2000 u. Dessa skiljer sig med 14 u, dvs vad som motsvarar en kolatom med två väteatomer på. Detta betyder att topparna motsvarar mättade, eller i stor sett mättade, kolväten med upp till 100 kolatomer. Mineralolja ger ett sådant mönster, varför detta troligen är förklaringen. Även de övriga proverna visade detta mönster, men i mindre grad. Det innebär att det i bottenaskan, bentonitsand 1 och resolsanden kan finnas mineralolja, trots att analysen för mineralolja inte påvisade något. TOF-SIMS-instrumentet är dock mycket känsligt och kan detektera betydligt lägre halter än det vanliga mineraloljetestet, men det är svårt att kvantifiera med TOF-SIMS-metoden.

Förutom detta hittades fragment som troligtvis härstammar från polyisopren i bentonitsand 2, vattenglassand 1, bottenaskan samt resolsanden. Isopren är ett annat namn för 2-metyl-1,3-butadien. Mindre isoprenföreningar används bl a som lösningsmedel och detergent och finns i ett antal varianter med stark aromatisk doft, t ex pinen (i terpentin) och limonen (citronolja). Naturgummi är en variant av polyisopren.

B.12. Toxicitetstester

Kapitel 6.2 i Golder Associates rapport (bilaga E) redogör för resultaten i toxicitetstesten. Bl a så står följande sammanfattning av analysresultaten:

- lakextrakt för bentonitbundna sanden är giftig för ett flertal organismer, medan sanden i sig inte uppvisar någon giftighet.
- lakextraktet för resolsanden är inte speciellt giftig för ett flertal organismer, medan sanden är relativt giftig.
- lakextraktet för bottenaskan är inte giftigt för någon av de testade organismerna, medan askan är relativt giftig.

Det bör tilläggas att organismerna kan påverkas på olika sätt, och att det är av betydelse att försöka klarlägga varför organismerna påverkas. I vissa fall kan de påverkas för att de tvingas leva i en miljö som inte är naturlig för den organismen – enbart sand är t ex ingen bra livsmiljö för dagmask varför de då påverkas. En vägbank eller ett skikt på en deponi är inte det habitat som många organismer föredrar att leva i varför det kan förklara en del av påverkan.

Ovanstående betyder inte att man kan bortse från påverkan – lakextrakt från bentonitsand är förmodligen inte ”kemiskt” giftigt för de påverkade organismerna utan de påverkas förmodligen på grund av de mycket finkorniga bentonitpartiklarna som slammar igen vitala organ hos organismerna. Alltså, då påverkan kan registreras i toxicitetstestet som också kan inträffa i verkligheten i recipienten, så är den mer betydelsefull än om den har sin grund i att organismerna inte trivs i den påtvingade livsmiljön.

C. Bilaga – Beskrivning av analysmetoder

C.1. Insamling och neddelning

När så många olika analyser görs på samma material är det viktigt att ta ett så representativt och homogent prov som möjligt. Detta prov måste sedan delas ned i delprov som skall vara så lika som möjligt.

Som vägledning för provtagningen har standarden SS-EN 932-1, *Ballast – Generella metoder – Del 1: Metoder för provtagning* använts. Inför provtagning av gjuterisand besöktes tre gjuterier för att studera sandsystemen och diskutera uttaget av prover. Överskottssand faller ofta på flera ställen i processen, dels direkt ur processen och dels från filter. Inför varje provtagning har mängder och andelar från olika delflöden kartlagts tillsammans med respektive företag. Andelen lössand och aggregat har uppskattats. Provtagningen har därefter utförts så att samlingsprovet motsvarar gjuteriets överskottssand. Ca 80 kg sand har tagits från varje gjuteri och provtagningen har skett med skyffel. I samband med provtagningen noterades lagringstid före provtagning och hantering före provtagning.

Det är betydligt mindre komplicerat att ta prov på stencmjöl. Ca 40 liter stencmjöl uttogs ur hög på vardera anläggningen.

Bottenaskan inkom i hinkar, totalt ca 100 liter. Askans släcks i vatten när den matas ut från pannan och var därför blöt. Ett prov på ett par kg av MGE-blandningen skickades direkt från massaindustrin i Skärblackska till laboratoriet på SP. Inga funktionstester är gjorda på det materialet, enbart en del kemiska analyser.

Begreppet neddelning är en provberedningsprocess för att från ett stort provmaterial få ut en mindre mängd homogeniserat representativt provmaterial avsett för analys. Neddelningen i detta projekt följde standarden EN 932/1-2, *Tests for general properties of aggregates, Part 1: Methods for sampling, Part 2: Methods for reducing laboratory samples*. Efter intransport till SP delades proverna ned med en roterande neddelare. Hela provmängden (ca 5 hinkar för respektive prov) hälldes i en stor tratt och fick sedan sakta rinna ner mot en roterande tallrik på vilken det stod tårbitsformade behållare. Denna process gör att eventuella inhomogeniteter i materialet fördelas i alla behållarna, och en av dessa behållare kan därmed anses utgöra ett representativt delprov av den totala provmängden. Neddelningen av materialen i detta projekt skedde i första hand med hjälp av en roterande neddelare av märket Gilson. För de prov som skulle till kemisk analys fortsattes neddelningen med en mindre roterande neddelare, Fritsch, laborette 27. Denna fungerar enligt samma princip som neddelaren Gilson, men är mindre.

Eftersom MGE-provet var litet behövdes ingen neddelning.

En utförligare beskrivning av provtagnings- och neddelningsprocedur finns i rapport Inledande laborieförsök, projekt AIS 32 [2].

C.2. Grundläggande fysikaliska parametrar

Fukthalt analyserades enligt metoden SP 0516, en metod som bygger på SS-187 170 och innebär torkning av provet i 105°C. Materialet vägs före torkning. Sedan vägs materialet igen under torkningsperioden minst två gånger, eller tills två på varandra följande vägningar visa samma resultat, varefter torrsubstanshalt och fukthalt (som tillsammans blir 100 %) räknas fram.

Askhalten analyserades enligt metoden SP 0515. Denna metod mäter glödförlust genom att jämföra provets vikt före och efter uppvärmning till 550°C, vilket är tillräckligt för att organiska ämnen skall förbrännas.

Konduktivitet mättes enligt SS EN 27 888. pH-mätning av materialen genomfördes genom att blanda materialen med vatten, varvid materialen utgjorde 10 % av lösningen. Både pH och konduktivitet av lakvätskan från lakförsöken mättes direkt i vätskan utan spädning.

C.3. Totalhaltsanalyser av oorganiska ämnen

En grundläggande information om materialen är den totala halten av huvud- och spårelement. Detta analyseras med totalhaltstest.

Huvudelement (Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Si, Ti) har analyserats med SP 0510. Metoden är en modifierad variant av ASTM D 3682. Provet smältes ihop med litiummetaborat och den resulterande smältan löses upp i salpetersyra. Lösningen analyseras sedan i en ICP.

Spårelement (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn) analyserades enligt metod SP 2392, vilken är en något modifierad variant av ASTM D 3683. Provet löses upp med salpetersyra och fluorvätesyra i 105°C. Borsyra tillsätts för att neutralisera fluorvätesyran och den resulterande lösningen analyseras med en ICP-OES som kvantifierar spårelementen.

För vissa element befanns detektionsgränsen på denna analys vara otillräcklig för att jämförelse skulle kunna göras med Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark [14]. Det gällde framför allt arsenik, kadmium och vanadin. Det beslutades därför att de fyra prover som valdes ut för fortsatta försök skulle analyseras med hjälp av ICP-MS. Denna analys är kostsammare och tar längre tid, men ger väsentligt lägre detektionsgränser.

Kvicksilver är svårt att analysera med ICP eftersom Hg gärna fastnar i instrumentet och kontaminerar efterföljande prover. Därför analyserades Hg i de första proverna med en separat metod, SP 0505, som bygger på ASTM D 3684. Provet förbränns i en kalorimeter och sluts upp med salpetersyra och Hg reduceras till metallisk form med hjälp av tennklorid. Denna form av Hg drivs lätt av och kan analyseras i gasform i en cell med hjälp av Cold Vapour Atomic Spectroscopy.

I maj år 2003 infördes en ny metod som är enklare och snabbare och ger lägre mätosäkerhet. De senare undersökningarna på fyra material är analyserade med denna metod. Den heter SP 3505 och bygger på den amerikanska metoden EPA 7473. Provet förs in i ett instrument som heter DMA 80 (Direct Mercury Analyzer) och hettas upp till 950°C. På så sätt kan prover analyseras utan föregående uppslutning, men även lösningar kan analyseras på samma sätt. De bildade gaserna samlas upp och kvicksilvret fångas på en guldfälla. Kvicksilvret drivs av och analyseras med atomabsorptionsspektrofotometer.

C.4. Lakförsök

Enbart totalhalter av olika element ger otillräcklig information om miljöegenskaperna. Särskilt gäller detta för mineraliska material som har beståndsdelar som är ytterligt resistenta mot såväl kemisk som mekanisk påverkan. Till exempel har metaller som ligger inkorporerade i ett beständigt mineral ingen miljöpåverkan alls till dess att mineralpartikeln är helt upplöst. Detta innebär att metoder som bryter ner mineralstrukturerna och löser ut metaller ur partikelns inre oftast saknar relevans för den verkliga spridningen av miljöfarliga metaller i omgivningen.

För att besvara frågan om materialens miljöpåverkan på ett bättre sätt har därför en mängd tester utvecklats som försöker simulera den utlakning av metaller och anjoner som sker i naturen på lång och kort sikt. Viktiga aspekter innan man bestämmer vilka tester som skall genomföras är t ex hur materialet ser ut, hur förhållandena är som materialet kommer att befinna sig i, vad som kan inverka på utlakningen (kemiskt, fysiskt, mekaniskt, biologiskt), materialets hydrauliska konduktivitet etc. Dessa aspekter kan belysas med hjälp av tester som i svarar på hur mycket som är tillgängligt för utlakning inom mycket långa tidsrymder och med vilken hastighet sker denna utlakning. Dessa tester jämförs sedan med totalhaltstester och resultatet kan redovisas antingen som mängd utlakat ämne per liter lakvätska, mängd utlakat ämne per kilo material eller andel utlakningsbart i procent av totalhalten. Nedan redovisas de olika metoderna.

C.5. Tillgänglighetstester

För att svara på frågan om hur mycket av ett ämne som över huvud taget är tillgängligt för utlakning, använder man tillgänglighetstester. Dessa visar hur mycket av materialets innehåll som maximalt kan lakas ut, och bli tillgängligt för omgivande miljö under en geologisk tidsålder, dvs flera tusen år. I dessa tester så finnas proverna och också övriga omständigheter är bästa möjliga för maximal utlakning. Det test som har använts i detta projekt är ett vanligt tillgänglighetstest som heter NT ENVIR 003. Testet börjar med en provberedning där provet torkas och mals sedan ned så att 95 % av partiklarna är mindre än 125µm. 8 g av materialet blandas sedan med vatten i två steg:

- Omrörning i tre timmar med avjoniserat vatten (L/S=100) där pH justeras kontinuerligt till pH 7 med HNO₃. Provet filtreras.
- Den filtrerade massan omrörs på nytt i 18 timmar med avjoniserat vatten (L/S=100) som justeras kontinuerligt till pH 4 med HNO₃. Provet filtreras.

Lakvattnet från de båda stegen blandas sedan och analyseras. I detta projekt har lakvattnets halt av spårmetaller analyserats med ICP-OES med ultraljudsförstoftare. Kvicksilver analyserades med hjälp av DMA 80 och klorid och sulfat bestämdes med jonkromatografi.

Att ändra på pH-värdet (andra steget i NT ENVIR 003) har betydelse på grund av att många metalljoner, t ex kopparjoner får en ökad löslighet då pH-värdet sänks. För oxyanjoner, t ex arsenat- och kromatjoner är förhållandet det omvända. En del material kan också ha en buffrande förmåga, dvs de kompenserar omgivningens pH. Den buffrande förmågan hos materialen varierar och därför påverkas de olika mycket av pH-förändringar.

Det ovan beskrivna testet finns också i en oxiderande variant (NT ENVIR 006) som kan användas då man vill se hur utlakningen påverkas om syre finns närvarande vid utlakningen. Mängden tillgängligt syre för ett material inuti en konstruktion är olika t ex om materialet är ovan eller under grundvattennivån. Metoden är i princip densamma men nu sker hela testet i en oxiderande miljö genom att väteperoxid tillsätts både i första och andra steget. Redox-potentialen mäts kontinuerligt under hela testet. Även detta test har utförts på samtliga material. Analyserna av spårämnen och anjoner skedde på samma sätt som vid försöken med NT ENVIR 003. Eftersom kvicksilverhalten var under detektionsgränsen i det första tillgänglighetstestet (NT ENVIR 003) samt att totalhalterna var mycket låga, under eller på detektionsgränsen i alla totalhaltsanalyser, beslöts att inte analysera kvicksilver i det oxiderande tillgänglighetstestet.

Båda dessa tester utfördes som trippelprov.

Utförligare rapport om resultaten finns i rapport om inledande laboratorieförsök [2].

C.6. Kolonnförsök

För att svara på frågan om tidsförloppet på utlakningen kan kolonntester och skaktester användas. Även om materialet innehåller mycket av en förorening, kan miljöpåverkan bli ringa om föroreningen lakar ut med mycket låg hastighet. Ett ämne som lakas ut hastigt kan ge upphov till en puls av föroreningar t ex vid första regnet. Å andra sidan kan man då, åtminstone i teorin, tvätta bort en del föroreningar.

I kolonntester efterliknas processen då regnvatten filtreras genom materialet, dock med större genomströmningshastighet för att korta ned analystiderna. Testet beskriver utlakningsförloppet på kort och medellång sikt och ger en god uppfattning om sammansättning och variationer från det första lakvattnet vid låga L/S-kvoter upp till L/S = 10.

Det kolonntest som använts i detta projekt är prCEN/TS14405 [11], vilket är inlämnat för prövning till CEN för att eventuellt bli europeisk standardmetod. Statusen just nu för metoden är att den är en så kallad "Technical Specification" vilket gäller i 3 år. Efter denna tid så skall metoden utvärderas och eventuella ändringar föreslås. Testet är baserat på en holländsk metod NEN 7345 och på den nordiska metoden NT ENVIR 002.

Testet börjar med att ett lufttorkat prov krossas vid behov och sedan siktas till en bestämd partikelstorlek (i detta fall 4 mm). Materialet packas i en kolonn som fylls till brädden med avjoniserat vatten. Vatten pumpas sedan in mycket sakta från botten av kolonnen och tappas av från dess topp. Genom vatteninpumpningen ökas L/S-kvoten kontinuerligt och prover tas vid L/S-kvoterna 0,1; 0,2; 0,5; 1; 2; 5; 10 liter/kg för analys. Tidsåtgången för ett sådant kolonntestet är från en till två månader beroende på materialet. Den första fraktionen, till L/S 0,1, analyseras för sig. Sedan slås de övriga fraktionerna fram till L/S 2 ihop och halten analyseras. Fraktionerna från L/S 2 och fram till L/S 10 slås också ihop och analyseras. Resultatet redovisas som mg/kg material, där L/S 2 är allt som lakats ut t o m att två liter vätska per kg material har passerat kolonnen. På samma sätt är resultatet för L/S 10 den totala utlakningen under hela testperioden.

I lakvattnet analyserades samtliga ämnen som finns nämnda i NFS2004:10 [22]. Spårelement analyserades med ICP-OES med ultraljudsförstoftare. Konduktivitet och pH mättes direkt på laklösningarna. Fluorid, klorid och sulfat mättes med jonkromatograf. Fenolindex bestämdes enligt ISO 6439 (4-aminoantipyrin- spektrometrisk metod efter destillation). DOC utfördes enligt SS 028199.

C.7. Skakförsök

En förenklad och betydligt snabbare variant på kolontester är skaktester som ger besked om vad som skulle kunna laka ut vid en viss bestämd L/S-kvot, t ex 2 och 10. Testet anger utlakbarhet eller tillgänglighet av rådande testförhållanden. En nackdel är att testet inte ger någon information om sammansättningen hos det första lakvatten som uppkommer i t ex en deponi. Denna typ av test är därför mest lämpad för kvalitetskontroll för att t ex kontrollera att ett avfalls lakningsegenskaper inte förändras.

Det skaktest som använts i detta projekt är SS EN 12457-3 [12]. Principen är att ett lufttorkat prov med partikelstorlek mindre än 4 mm skakas med avjoniserat vatten i två steg.

- Skakning i 6 timmar där L/S=2, varefter lösningen filtreras
- Fortsatt i 18 timmar med nytt avjoniserat vatten där L/S=8.

Efter filtrering genom ett 0,45 µm filter analyseras de två lakvattnen för respektive L/S-kvot. Samma parametrar bestämdes som för kolonnförsöken och samma metoder användes. Dubbelprover analyserades i skakförsöken.

C.8. Fenolindex

Fenolindex mättes enligt metoden ISO 6439 Water Quality – Determination of Phenol Index – 4-aminoantipyrine spectrometric methods after distillation.

Fenolindex är en metod med vilken man separerar fenolerna från provet genom en destillation. Summakoncentrationen av en rad ämnen som innehåller fenolgrupper mäts. Fenolföreningar bildar nämligen en rödbrun förening med 4-aminoantipyrin vid vissa förhållanden (närvaro av kaliumhexacyanoferrat (III) och pH 10). Fenolgruppen sitter per definition på kol nr 1 på en bensenring. Fenoler som har något annat än väte på närliggande kol, dvs orto-substituerade, eller på det andra kolet, meta-substituerade, reagerar med färgindikatorn. Para-substituerade fenoler, dvs där vätet som sitter mitt emot fenolgruppen är utbytt mot något annat, reagerar ibland, men bara om den substituerade gruppen är starkt polär. Det innebär att alla fenoler inte kommer med. De som missas är de opolära para-substituerade fenolerna samt vissa fenoler som inte är tillräckligt flyktiga för att destilleras av i uppberbningssteget.

De flesta fenoler kommer dock med. Exempel på fenoler som detekteras är vanlig fenol, kresoler, guajakoler, tymol och klorerade ämnen som t ex pentaklorfenol (ett bekämpningsmedel). Däremot kommer inte t ex resocinol eller beta-naftol med. Man mäter summan av destillerbara fenoler och kan alltså inte med detta test skilja olika fenoltyper från varandra. Allt redovisas som om det vore fenol. Finns det mycket oljor, tjära och oxiderande ämnen kan analysen störas och ge felaktiga resultat om man inte är mycket noggrann [29].

C.9. TOC

TOC står för Total Organic Carbon, dvs totalt organiskt kol. Denna analys går till så att man behandlar ett siktat (4 mm), och vid behov krossat, prov med saltsyra i en teflonbägare. Provet blir då så surt att allt oorganiskt kol övergår till kolsyra och drivs av som koldioxid. Provet förbränns sedan i ren syrgas i högfrekvent induktionsugn varvid allt organiskt kol förvandlas till koldioxid. Denna detekteras sedan med hjälp av en IR-detektor.

C.10. PAH-analyser

Analyser av polyaromatiska kolväten, såsom PAH, på samtliga prover utfördes genom extraktion av materialen med metylenklorid, varvid de organiska ämnena löses i denna. Metylenkloriden fick sedan avdunsta i rumstemperatur för att koncentrera lösningen. Efter uppkoncentrering analyserades extraktet med GC-MS, dvs separation av ämnena med gaskromatografi med efterföljande detektion med masspektrometer.

På två utvalda sander, bentonitsand 1 och resolsand, gjordes ytterligare en PAH-analys. Denna gjordes genom att extrahera tre gånger i heptan, filtrera och tillsätta internstandard (1,2,3,4-tetrakloro-naftalen) och sedan indunsta provet till 10 ml. Provet analyseras sedan med GC-MS med en massdetektor programmerad för SIR-körning (Selected Ion Recording), som är speciellt avpassad för att uppnå hög känslighet. Denna metod ger möjlighet att mäta lägre halter än den föregående.

Det finns en uppsjö av polyaromatiska kolväten. Normalt analyseras 6 av dem som är cancerogena och resultatet presenteras som en summa av dessa. Ytterligare 8-9 som inte är cancerogena analyseras ibland. I detta projekt har samtliga prover utom de två stammjölen analyserats med avseende på totalt 15 PAH. Därefter har Bentonitsand 1 samt Resolsanden analyserats med avseende på de 6 cancerogena PAH med den känsligare metoden.

C.11. PCB

PCB analyseras i extrakt från materialen. 25 g material extraheras med heptan i ultraljudsbad i två steg samt uppberedning med natriumklorid, fosforsyra och svavelsyra. Den resulterande heptanfasen koncentreras genom indunstning och en intern standard (1,2,3,4-tetrakloro-naftalen) tillsätts. Provet analyseras sedan med GC-MS med en massdetektor programmerad för SIR-körning (Selected Ion Recording) (se ovan). Metoden heter SP-metod 2298.

Begreppet PCB innefattar drygt 200 olika föreningar. Denna analys utförs på sju av dessa, vilka är de som vanligtvis analyseras. Dessa är PCB nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180 (IUPAC-nummer). Resultaten presenteras som en summa av dessa sju.

C.12. BTEX och mineralolja

Begreppet BTEX står för bensen, toluen, etylbensen och o-xylen. Dessa föreningar består av en bensenring enbart, med en metylgrupp, med en etylgrupp respektive med två metylgrupper. Dessa föreningar har liknande egenskaper och är tydligt utmärkta lösningsmedel för organiska ämnen. Tyvärr är de också brandfarliga och hälsovådliga och bensen är föremål för begränsning av användningen enligt KIFS 1998:8, vilken stipulerar att bensen får användas endast i ett fåtal fall och då i små koncentrationer. Undantaget är bensin som innehåller en del bensen. BTEX-analyser används för att detektera bl a lösningsmedel och bensinrester.

Proverna extraheras med heptan tre gånger och koncentreras. En liten mängd injiceras på ett Tenax-rör, ett rör fyllt med en adsorbent. Röret värms till dess att provet dunstar och gasen leds in i en GC-FID. För identifiering av de enskilda ämnena har en GC-MSD använts.

Mineralolja analyseras genom extraktion tre gånger med heptan. Extraktet filtreras, koncentreras och analyseras med GC-MS

C.13. TOF-SIMS

TOF-SIMS står för Time-Of-Flight Secondary Ion Mass Spectrometry. Proverna extraheras med ett lösningsmedel, i detta fall THF, och lösningsmedlet indunstras på en silverfolie. Denna folie förs in i en kammare där vakuum råder och bestrålas med högenergetiska joner, så som primärjoner. Här användes galliumjoner, Ga^+ . De molekyler man vill undersöka joniseras, slås ut från silverfoliens yta, hela eller fragmenterade, och åker igenom vakuumkammaren som sekundärjoner. En masspektrometer detekterar dessa och ger upphov till ett spektrum som reflekterar ytans sammansättning.

Större organiska föreningar (molekylvikt över ca 100 u) fragmenteras normalt i denna process. Genom att indunstra dem på en silveryta bildas komplex innehållande silverjoner. Dessa organiska silverkomplex är stabila och ger upphov till toppar som svarar mot intakta molekyler. Spektrat kommer då att innehålla toppar som svarar mot dels fragment av molekyler, dels intakta molekyler, vilket gör spektrat lättare att tolka.

I detta projekt har TOF-SIMS använts främst för att leta efter fragment av bindemedel i gjuterisanderna.

C.14. Toxicitetstester

Byggnadsmaterial (både naturliga och alternativa) bör inte ha någon toxisk inverkan på sin omgivande miljö. Detta kan prövas med olika toxicitetstester. Två huvudtyper av toxicitetstester finns – den ena då substansen testas på en specifik art, till exempel påverkan på växter (till exempel rajgräs, *Lolium Perenne*) eller djur (till exempel daphnier eller sebrafisk). Den andra typen av test görs på större biologiska system, till exempel akvarier. Båda metoderna har en mängd för- och nackdelar men i huvudsak så är problemet med den förstnämnda testtypen att det är svårt att generalisera resultaten till större system. I den andra typen av test på större biologiska system, så kan det vara svårt att hävda att en eventuell effekt enbart beror på substansen som testas. Påverkan på systemet kan ha andra orsaker.

Toxicitetstester är främst utvecklade för lösningar och inte för fasta material. Det medför att någon form av lakning ofta först måste genomföras för att sedan utföra testet med detta lakvatten. Metodutvecklingen och erfarenheten på detta område är mycket begränsad, dvs hur denna lakning skall genomföras för att bli representativ.

De flesta etablerade toxicitetstesterna är mer relativa än absoluta, dvs de är utvecklade för att jämföra ett ämne med ett annat. Miljödata för naturliga material finns i mycket begränsad omfattning och det som finns är huvudsakligen lakningsdata. Även om ett toxicitetstest på alternativa byggnadsmaterial genomförs så finns det knappast några motsvarande värden siffror för naturliga material att jämföra med.

Toxicitetstester är främst utvecklade för att jämföra något före och efter åtgärd, till exempel om en viss reningsmetod fick avsedd effekt. I fallet alternativa byggnadsmaterial skulle det då handla om miljöpåverkan med avseende på toxicitet före och efter en kemisk stabilisering av materialen. Alla de nämnda punkterna ovan om toxicitetstester är förmodligen förklaringen till varför toxicitetstester är ganska fåtåliga inom området. Dock finns det några toxicitetstester genomförda på byggnadsmaterial, men då mer som metodutveckling. Bl.a. finns en studie på blästersand [24], vilka är utförd på Daphnier. I detta projekt har toxicitetstester utförts på bakterier, växter, ryggradslösa djur och ryggradsdjur, på lakextrakt av materialen och direkt på materialen.

C.14.1.1. För och nackdelar med olika typer av toxicitetstest

Man kan mäta toxicitet för enstaka organismtyper, ett batteri av enstaka arter eller hela ekosystem. Nackdelen med att mäta enstaka organismer är att det kan finnas skillnader mellan dessa organismer och den organism, t ex människan, eller det ekosystem man är intresserad av. Ett tydligt exempel är t ex antibiotika som är toxiska för bakterier, men inte för djur och människor. Även konserveringsmedel, bekämpningsmedel och liknande ämnen som är designade för att verka på en begränsad organismgrupp ger olika utslag för organismer som befinner sig innanför eller utanför denna specifika grupp.

Man kan komma runt detta genom att mäta på ett helt ekosystem. Nackdelen med detta är att systemet blir så komplext att det kan bli svårtolkat. Det finns dessutom flera olika ekosystem, och det gäller att välja ett relevant system. Denna metod är också i allmänhet mer kostsam.

En medelväg är att mäta toxiciteten för enstaka organismer, en i taget, men att göra mätningarna på ett urval av arter som representerar flera nivåer i ett ekosystem. Detta gör att man kan se vilka effekter som påverkar alla arter, och alltså troligen även de man är särskilt intresserad av, och vilka effekter som är väsentliga bara i vissa fall, t ex endast i akvatiska miljöer eller endast för växter.

C.14.2. Hur tolkar man toxicitetstester

C.14.2.1. I vilka sammanhang används testet?

Toxicitetstester ger inte, som vanliga kemiska analyser, en absolut siffra som man utan vidare kan använda som gräns- eller riktvärde. Man kan använda toxicitetstester till flera ändamål, exempelvis följande:

- Jämförelse av ett prov före och efter en viss åtgärd (luftning, lagring, tillsats av något ämne, separation av beståndsdelar etc)
- Jämförelse av två mycket lika prov, med samma fysikaliska egenskaper (t ex två vattenlösningar, två fasta prov med samma kornstorlek, ytstruktur etc)
- En fingervisning om huruvida någon miljöpåverkan kan förväntas som behöver vidare utredning eller inte.
- En indikation på om befintliga ämnen är biologiskt tillgängliga, och alltså kan utöva en påverkan på miljön, eller inte.
- En konfirmation på att en annan bedömningsmodell ger en rimlig uppskattning av miljöpåverkan.

C.15. Villkor för aktuellt test

I detta projekt gjordes ett toxicitetstest av HydroQual Laboratories Ltd i Calgary, Kanada.

C.15.1.1. Organismer och mätpunkter

Organismer enligt Tabell 10 användes i projektet.

Tabell 10. Organismer som ingick i toxicitetstestet

Testorganism	Typ av test	Fast prov	Extrakt
<i>Vibrio fischeri</i> (Mixrotox-test, en havslevande bakterie)	Ljusemission		x
<i>Lactuca sativa</i> (sallad)	plantframväxt (emergens)	x	
<i>Lactuca sativa</i> (sallad)	groningstest och rotförlängningstest		x
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (encellig grönalg)	tillväxthämning		x
<i>Lemna minor</i> (andmat, flytande grön växt)	tillväxthämning		x
<i>Lumbriculus variegatus</i> (sedimentlevande mask)	överlevnad	x	x
<i>Chironomus tentans</i> (fjädermyggslarv)	överlevnad	x	x
<i>Daphnia magna</i> (vattenloppa)	överlevnad		x
<i>Pimephales promelas</i> (fisk, släkt med elritsa)	överlevnad		x

För alla tester utom Microtox-test och den encelliga grönalgen användes ett begränsat antal organismer, oftast 5, men vad gäller salladen 10 eller 20.

Ett test med denna design testar ett spektrum av organismer, från enkla encelliga arter till ryggradsdjur. Däggdjur saknas visserligen, men det bedöms oftast som osannolikt att något ämne oväntat skulle vara toxiskt för däggdjur men inte för någon annan typ av organism, varför testet ändå fyller sitt syfte i de flesta sammanhang. De olika testorganismerna har olika känslighet för olika typer av ämnen och miljöer. Fotosyntetiserande växter, organismer som lever på dött material och mikroorganismer såväl som djur som lever på andra djur är representerade. Bredden i arturvalet är vald så att det är mycket osannolikt att någon effekt passerar oupptäckt.

C.15.1.2. Testmaterial

De material som testades var bentonitsand 1, resolsand och bottenaskan, dvs samma material som genomgått kolonn- och skaktest. Vissa organismer utsattes för materialet i sin helhet, vissa exponerades för ett extrakt och vissa för både fast material och extrakt. Extraktionen utfördes genom att blanda materialet med avjoniserat vatten i en mängd motsvarande fyra gånger materialets volym. Materialen fick sedimentera över natten och överfasen hälldes av, varefter pH mättes. Bentonitsanden gav upphov till ett mycket basiskt extrakt, pH 10,1. Detta pH ligger utanför ramarna för testorganismernas normala livsvillkor, varför pH justerades ner med HCl.

C.15.1.3. Tolkning av resultatsiffrorna

Organismer kan avlida av andra orsaker än den direkta påverkan av det testade provet, exempelvis ålder eller sjukdomar. Vad gäller t ex rotförlängning måste resultatet jämföras med en referens. Därför finns i samtliga testfall ett kontrollprov med. Resultatet från det testade materialet jämförs hela tiden med kontrollprovet och redovisas som % av kontrollprovets utfall. Detta förklarar att siffran kan bli över 100 %.

För att räknas som påvisad effekt krävs mer än 30 % högre effekt än i kontrollprovet. Mellan 30-80 % effekt räknas som marginell effekt och över 80 % räknas som toxiskt.

Det finns ett sätt att göra mer absoluta bedömningar av det sammantagna resultatet av toxicitetstesterna. Man kan dela in resultatet i klasser som rymmer en femtedel av procentsatsen enligt följande:

”Betyg”

1	0-20 % överlevnad	toxiskt
2	20-40 %	måttligt toxiskt
3	40-60 %	svagt toxiskt
4	60-80 %	marginellt toxiskt
5	80-100 %	icke toxiskt

Medelvärdet kan sedan räknas ut och redovisas som en siffra.

C.15.1.4. Osäkerhet och felkällor

Det finns flera felkällor som kan påverka resultatet. Till viss del kan dessa felkällor förklara enskilda udda resultat. Att någon felkälla skulle påverka hela testbatterier är dock mindre sannolikt.

Ämnen som är hydrofoba, dvs svårösliga i vatten, kan vara svåra att mäta effekten av i vattenextrakt. PAH är ett exempel på en grupp hydrofoba ämnen. Även om man extraherar ämnet finns risken att det klumpar ihop sig i små hydrofoba miceller eller droppar som kan sväva i lösningen. Ämnet kan också ansamlas vid ytan eller fastna på fasta ytor såsom väggarna på provkärlet. I dessa fall minskas kontakten mellan organismerna och det hydrofoba ämnet och eventuella toxiska effekter undgår upptäckt. Man kan komma ifrån detta problem genom att extrahera med något som löser hydrofoba ämnen bättre än vatten, t ex etanol, metanol eller aceton. Tyvärr ger dessa ämnen upphov till påverkan på organismerna i sig, vilket gör metoden mindre användbar. Dessa problem finns inte alls på samma sätt när hela provet testas med växter eller sedimentlevande organismer, varför dessa test borde ge korrekta utslag.

Både algtestet och Microtoxtestet bygger på optiska mätningar. Om provextraktet innehåller större mängder mycket små partiklar så påverkas optiska mätningar. Lösningen blir dimmig och sprider ljus som inte når detektorn, och man får ett falskt positivt utslag. Exempelvis bentonitsand innehåller en stor andel partiklar som är så små att de inte sedimenterar över natten utan följer med i extraktet.

Dessa små partiklar kan också ha effekt i det fasta provet på så sätt att de påverkar livsmiljön för sedimentlevande organismer negativt på grund av sin blotta storlek, och inte på grund av de innehåller något toxiskt ämne. Exempelvis kan mycket fina partiklar försämra syretillgång och – upptag. Dessa effekter inträder även då helt ogiftiga partiklar av samma storlek testas.

Andra ospecifika fysikaliska parametrar påverkar också livsmiljön för testorganismerna, exempelvis pH. Bentonitsandsextraktet justerades därför till ett mer neutralt pH. Detsamma gäller för jonstyrkan, vilken dock inte justerats i något prov.

Det kan finnas ämnen som är positiva för organismerna, t ex näringsämnen. I dessa fall kan man få en tillväxt som överstiger den i kontrollen och resultaten blir över 100 %. Det finns naturligtvis en teoretisk risk att de positiva effekterna kan kamouflera en mindre negativ effekt. Att man på detta sätt skulle missa något ämne med betydande giftverkan är dock så osannolikt att man kan bortse från den risken.

De aktuella testerna testar framför allt akut toxicitet. Långsiktiga effekter såsom långsam förgiftning genom bioackumulering, beteendestörningar som påverkar exempelvis födosökande och försvar mot predatorer, mutagena och cancerogena effekter samt reproduktionsstörningar får testas i andra typer av tester.

C.15.2. Sammanfattning av toxicitetstesternas tolkning

Sammanfattningsvis kan sägas att

- De flesta felkällor ger falska positiva resultat, dvs överskattar toxiciteten hos provet. Detta gäller när pH, jonstyrka, partikelstorlek etc påverkar livsmiljön på ett ospecifikt sätt.
- Felen för hydrofoba ämnen gäller när de extraheras med vatten. Fasta prover ger korrektare resultat
- Som nämnts i kapitel 8.1.1 finns enstaka organismgrupper som är känsliga för ämnen som inte påverkar andra organismer. Ett exempel är antibiotika som dödar bakterier utan att ha mätbar negativ effekt på de andra testade organismerna.
- Ingen felkälla slår lika på alla organismer och på både fast prov och extrakt. Ett testbatteri såsom det som använts i detta projekt ger en god bild av toxiciteten. Felkällorna kan dock förklara enstaka resultat som faller utanför bilden.
- Toxicitetstester av denna typ ger en bra indikation på om något akut toxiskt finns närvarande i provet eller inte. Det ger inte ett absolut mått på den totala farligheten utan skall ses som ett screeningtest som ger ett grovt mått på eventuell miljöfarlighet.
- Toxicitetstesterna är gjorda på en fast fas bestående av rent material samt på ett extrakt som är avsevärt mycket mer koncentrerat än den spädning som kan förväntas vid användning. Detta innebär att eventuella effekter är mycket starkare än de effekter som kan tänkas uppstå vid den tilltänkta användningen

Toxicitetstester av den typ som gjort i detta projekt, med ett flertal organismgrupper representerade, ger alltså en god bild av miljöfarligheten hos de testade materialen.

D. Bilaga – Jämförelse med riktvärdesmodellen

D.1. Beräkning av platsspecifika riktvärden för miljöstörande ämnen i bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska

Golder Associates har på uppdrag av projektet genomfört en beräkning av platsspecifika riktvärden för miljöstörande ämnen för tre av materialen, bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska, för tre olika scenarier. Hela denna rapport ligger som bilaga E i denna rapport. De platsspecifika riktvärdena utgörs av den totalhalt som kan tillåtas i respektive material i respektive scenario.

Syftet med att ta fram en sådan modell är att kunna avgöra huruvida ett material kan komma ifråga för återanvändning.

Att någorlunda snabbt och kostnadseffektivt kunna avgöra vad som är stort och litet med avseende på miljöegenskaper är mycket viktigt för materialinnehavaren. Modellen gör en bedömning av materialets miljöegenskaper genom att man ”matar in” totalhalter och utlakningsegenskaper och får ut en bedömning om materialet är acceptabelt i tre olika typmiljöer, scenarier. Randvillkoren som avgör händelseförloppet mellan materialet och recipienten bygger i stort sett på samma antaganden som Naturvårdsverket gör i sin rapport Generella riktlinjer för förorenad mark [14], men i vissa fall har mer konservativa antaganden gjorts. De objekt som skall skyddas är främst mänsklig hälsa och miljöskydd av ytvatten på kort och lång sikt samt dricksvatten. De krav som skall uppfyllas angående mänsklig hälsa är samma som kraven i Naturvårdsverkets rapport [14]. Specifika krav för miljöskydd av ytvatten saknas i Sverige varför kanadensiska riktlinjer har använts. Som dricksvattenkriterier har Svenska Livsmedelsverkets gränsvärden använts.

De tre scenarierna som nämndes inledningsvis är (se bilder i bilaga E för ytterligare beskrivning):

- Scenario 1: nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt skyddsvärd område. I området finns en enskild mindre grundvattentäkt med uttag för dricksvatten samt en recipient i vilken skyddsvärda akvatiska organismer återfinns.
- Scenario 2: nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ur miljösynpunkt ej skyddsvärd område. I området finns enbart större ytvattendrag på långt avstånd med ett begränsat skyddsvärde.
- Scenario 3: nyttjande av materialen som barriärmaterial på deponi inom ett ur miljösynpunkt icke skyddsvärd område. I området finns förutsätts att det enbart finns ett större ytvattendrag med begränsat skyddsvärde.

Tre exponeringsvägar har inkluderats för beräkning av hälsoskydd på platsen (hud, damm, oralt). Randvillkoren bygger här på Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark [14].

För varje material, förorening och scenario har ett riktvärde räknats fram för maximal tillåten totalhalt av förorening i materialet. Den lägsta siffran som då framkommit har valts som riktvärde och dessa har samlats i tabeller. Resultatet av riktvärdesberäkningen är således en uppsättning riktvärden för den *totalhalt* av förorening som är acceptabel i materialet för att inte det framräknade riktvärdet i recipienten eller oacceptabel hälsopåverkan på människa, skall överskridas. Dessa riktvärden är materialberoende eftersom utlakningsdata tas med i modellen. Materialet kan tillåtas ha en hög totalhalt av föroreningen om den bara lakar ut marginellt. Tvärtom så kan bara en låg totalhalt tillåtas om föroreningen ”sköljs ut” vid den första vattengenomströmningen. Att relatera till totalhalten medför att man kan mäta denna istället för utlakningen (förutsatt att man känner till utlakningskaraktäristiken) då miljöpåverkan skall bedömas, vilket är en fördel eftersom totalhaltsanalyser både är lättare och billigare att utföra.

När man gör en modell är det av största vikt att man redovisar de antaganden som man gjort i modellen, eftersom dessa har stor betydelse för slutresultatet. Några antaganden är redan redovisade ovan och ytterligare viktiga antaganden är följande:

- Ingen fastläggning av föroreningar mellan källan och recipienten har räknats in, dvs allt som lakar ut från källan återfinns senare i recipienten. Inte heller avdunstning har beaktats i modellen.
- Ingen hänsyn tas i beräkningarna till eventuella samverkans effekter mellan föroreningarna
- Ingen hänsyn tas till eventuell naturlig nedbrytning av föroreningarna
- Generellt så har konservativa antaganden (”värsta fallet”) antagits vid val av indata till beräkningarna så att inte risken underskattas, t ex vid val av utspädningsfaktorer. För långtidseffekter har en utspädningsfaktor på 2000 valts istället för 60000 eftersom denna ansågs mer rimlig, se kapitel 5.3.2 i bilaga E.

Tabell 11. Ansatt utspädningsgrad i beräkningarna av riktvärden för bentonitbunden sand, resolsand samt bottenaska vid olika scenarier.

Scenario	Akuta effekter i ytvatten	Långtidseffekter i ytvatten	Dricksvatten
Scenario 1	4	2000	60
Scenario 2	-	2000	-
Scenario 3	10	2000	-

För mer detaljerad information om hur riktvärdesmodellen ser ut, se bilaga E. Nästa avsnitt i detta kapitel jämför riktvärdestabellerna i bilagan med de värden på föroreningar som uppmätts via analyserna. Nästa kapitel värderar betydelsen av att vissa föroreningar överskrider riktvärdena i modellen eller gränsvärdena i NFS 2004:10 [22] med hjälp av en riskanalys.

D.2. Jämförelse mellan riktvärden och verkliga värden

Detta avsnitt redovisar en jämförelse mellan Golder Associates beräknade riktvärden på föroreningar för tre olika scenarier och material, och de faktiska värdena av föroreningar i materialen, fastställda genom kemisk analys. Golders riktvärden är inlagda i Tabell 12 till Tabell 15 i kolumnerna platsspecifikt riktvärde.

Tabell 12. Scenario 1. Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden för de olika materialen, och de funna totalhalterna i materialen. Grå markering betyder att totalhalten i materialet överskrider det uträknade riktvärdet för detta material.

Ämne	Bentonitsander			Resolsand		Bottenaska	
	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt Bentonitsand 1	Totalhalt Bentonitsand 2	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys
Arsenik	15	2,4	4	20	0,9	20	3,5
Bly	90	19	5	30	2	30	17
Kadmium	0,4	0,2	0,26	6	<0,05	6	0,47
Kobolt	120	13	6,5	30	21	120	15
Koppar	100	18	130	90	6,3	100	76
Krom	120	14	57	120	5,3	120	21
Kvicksilver	5	<0,02	< 0,02	0,2	< 0,02	5	< 0,02
Nickel	100	12	46	100	3,4	100	36
Vanadin	100	2,4	8,1	40	6,1	100	37
Zink	350	54	27	120	18	350	255
Fenoler	0,02	0,2 *	-	0,04	23 *	0,02	0,4*
PAH-C	6	<0,3*	<0,3*	0,3	< 0,45 *	7	<0,3 *
PAH-O	3	<0,3*	<0,3*	3	6,7 *	3	0,32 *
Klorid	1200	640 (L/S=10)*	-	1300	14*	1500	300*
Fluorid	20	153*	-	20	177*	20	9*
Sulfat	1200	640*	-	1600	19*	1600	6600*
Antimon	6	0,3	-	30	-	30	-

* Värdena kommer ej från en totalhaltstest utan de kommer från en skak- eller kolonntest (Fenoler, PAH-C, PAH-Ö Fluorid, klorid, sulfat). Dock är det en god approximation eftersom nästan total utlakning kan förutsättas för denna typ av ämnen. Det högsta värdet har tagit från skak- eller kolonntestet för L/S-kvot 10.

Tabell 13. Scenario 2. Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden för de olika materialen, och de funna totalhalterna i materialen. Grå markering betyder att totalhalten i materialet överskrider det uträknade riktvärdet för detta material.

Ämne	Bentonitsander			Resolsand		Bottenaska	
	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt Bentonitsand 1	Totalhalt Bentonitsand 2	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys
Arsenik	40	2,4	4	40	0,9	40	3,5
Bly	300	19	5	100	2	100	17
Kadmium	0,4	0,2	0,26	10	<0,05	10	0,47
Kobolt	240	13	6,5	240	21	240	15
Koppar	200	18	130	200	6,3	200	76
Krom	240	14	57	240	5,3	240	21
Kvicksilver	10	<0,02	< 0,02	0,8	< 0,02	20	< 0,02
Nickel	200	12	46	200	3,4	200	36
Vanadin	250	2,4	8,1	80	6,1	250	37
Zink	700	54	27	700	18	700	255
Fenoler	40	0,2 *	-	40	23 *	30	0,4*
PAH-C	25	<0,3*	<0,3*	10	< 0,45 *	25	<0,3 *
PAH-Ö	40	<0,3*	<0,3*	3	6,7 *	40	0,32 *
Klorid	4000	640 (L/S=10)*	-	4000	14*	4000	300*
Fluorid	4000	153*	-	4000	177*	4000	9*
Sulfat	4000	640*	-	4000	19*	4000	6600*
Antimon	1200	0,3	-	2000	-	2000	-

* Värdena kommer ej från en totalhaltstest utan de kommer från en skak- eller kolonntest (Fenoler, PAH-C, PAH-Ö Fluorid, klorid, sulfat). Dock är det en god approximation eftersom nästan total utlakning kan förutsättas för denna typ av ämnen. Det högsta värdet har tagit från skak- eller kolonntestet för L/S-kvot 10.

Tabell 14. Scenario 3. Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden för de olika materialen, och de funna totalhalterna i materialen. Grå markering betyder att totalhalten i materialet överskrider det uträknade riktvärdet för detta material.

Ämne	Bentonitsander			Resolsand		Bottenaska	
	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt Bentonitsand 1	Totalhalt Bentonitsand 2	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys	Platsspecifikt riktvärde	Totalhalt enl. analys
Arsenik	40	2,4	4	40	0,9	40	3,5
Bly	300	19	5	100	2	100	17
Kadmium	0,4	0,2	0,26	10	<0,05	10	0,47
Kobolt	240	13	6,5	240	21	240	15
Koppar	200	18	130	200	6,3	200	76
Krom	240	14	57	240	5,3	240	21
Kvicksilver	10	<0,02	< 0,02	0,8	< 0,02	10	< 0,02
Nickel	200	12	46	200	3,4	200	36
Vanadin	250	2,4	8,1	55	6,1	250	37
Zink	700	54	27	300	18	700	255
Fenoler	40	0,2 *	-	30	23 *	4	0,4*
PAH-C	25	<0,3*	<0,3*	10	< 0,45 *	25	<0,3 *
PAH-Ö	40	<0,3*	<0,3*	3	6,7 *	40	0,32 *
Klorid	4000	640 (L/S=10)*	-	4000	14*	4000	300*
Fluorid	4000	153*	-	4000	177*	4000	9*
Sulfat	4000	640*	-	4000	19*	4000	6600*
Antimon	360	0,3	-	160	-	450	-

* Värdena kommer ej från en totalhaltstest utan de kommer från en skak- eller kolonntest (Fenoler, PAH-C, PAH-Ö Fluorid, klorid, sulfat). Dock är det en god approximation eftersom nästan total utlakning kan förutsättas för denna typ av ämnen. Det högsta värdet har tagit från skak- eller kolonntestet för L/S-kvot 10.

D.3. Riktvärden resolsand vs. övriga material

I Tabell 15 nedan återfinns totalhalter för metaller i Furansand, Vattenglassand och stenmjöl. Dessa materials totalhalter analyserades i början på projektet. Den metod som valdes då, ICP-OES har detektionsgränser för t ex arsenik och kadmium som är lite för höga för att räkna till för jämförelse med de platsspecifika riktvärdena. Därför gjordes totalhaltsanalyserna om för fem av materialen (båda bentonitsanderna, bottenaskan, resolsanden och stenmjöl 1) inför laktesterna med ICP-MS som är en känsligare metod. Med tanke på osäkerheten i modellen kan man ändå göra en ungefärlig bedömning.

Materialen i Tabell 15 nedan har jämförts med de platsspecifika riktvärdena för Resolsand. Att Resolsanden valdes som jämförelse var inte självklart. Aska är ett material som inte baseras på sand, medan de olika gjuterisanderna och stenmjölen har ett mer gemensamt ursprung. Bentonitsand skiljer sig från de andra materialen genom att bentonit är mycket finkornig och har en viss förmåga att adsorbera exempelvis metalljoner. Detta sammantaget gjorde att det bedömdes som om resolsandsvärdena var de mest relevanta för bedömning av furansanden, vattenglassanderna och stenmjölen.

Tabell 15. Jämförelse mellan platsspecifika riktvärden för resolsand och de analyserade totalhalterna i övriga material.

Ämne	Resolsand			Furansand	Vattenglassand		Stenmjöl	
	Scen ario 1	Scen ario 2	Scen ario 3	nr 2	nr 1	nr 2	nr 1	nr 2
Arsenik	20	40	40	<20	<20	<20	1	<20
Bly	30	100	100	14	15	5	4	18
Kadmium	6	10	10	<1,0	1,6	<1,0	0,05	<1,0
Kobolt	30	240	240	53	67	69	15	38
Koppar	90	200	200	18	17	10	34	5
Krom	120	240	240	18	200	8	22	8
Kvicksilver	0,2	0,8	0,8	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nickel	100	200	200	10	160	5	15	5
Vanadin	40	80	55	23	75	5	44	21
Zink	120	700	300	22	51	13	61	57
PAH-C	0,3	10	10	<0,3	<0,3	<0,3	-	-
PAH-Ö	3	3	3	<0,3	<0,3	0,89	-	-

Sammanfattningsvis är nedanstående resultat alltså något mer osäkra än de som rör bentonitsanden, resolsanden och bottenaskan, eftersom de övriga materialen är mindre undersökta. Exempelvis har ej skak- och kolonntests gjorts på de övriga materialen, och analyser på fenoler, sulfat, BTEX mm har ej utförts.

D.3.1. Resultaten för övriga material

Furansanderna klarar samtliga riktvärden för metaller i scenario 1 med undantag av en något för hög halt kobolt, 53 mg/kg jämfört med 30 mg/kg.

Vattenglassand 1 klarar inte riktvärdet för kobolt, krom, nickel och vanadin i scenario 1, men klarar alla riktvärdena i scenario 2. Vattenglassand 2 är däremot under samtliga metallers riktvärden för scenario 1 med undantag av kobolt. PAH överskrids med en faktor 2. Se också kommentaren om arsenik och kadmium nedan.

Stenmjölen har varsitt värde över gränsen för scenario 1: stenmjöl 1 har för hög halt vanadin och stenmjöl 2 klarar inte kobolt. Dessa värden är dock måttligt förhöjda.

Alla tre sanderna har PAH-värden under riktvärdena, förutom för vattenglassand 2 som ligger något över riktvärdet för övriga PAH. För stenmjölen ansågs det osannolikt att PAH skulle finnas varför dessa ej analyserades.

D.3.2. Arsenik, kadmium och kobolt

Riktvärdena för resolsand är de lägsta för nästan alla metaller, så att anta att furansand, vattenglassand och stenmjöl skall jämföras med resolsandsvärdena är ett konservativt antagande. Det finns dock två undantag som bör kommenteras:

I Scenario 1 är riktvärdet för arsenik i bentonitsand 15 mg/kg jämfört med 20 mg/kg för resolsanden. Det är svårt att säga om detta skulle göra någon skillnad eftersom de flesta materialen är analyserade med ICP-OES, vars detektionsgräns ligger på 20 mg/kg. Samtliga material ligger under 20 mg/kg. Fem av materialen är dock analyserade med ICP-MS, vilket ger en betydligt lägre detektionsgräns. Dessa fem material har arsenikhalter mellan 0,9 och 4 mg/kg, vilket ligger väl under både 15 och 20 mg/kg. Om dessa fem material är representativa, och det finns inget i de andra metallhalterna som motsäger detta, torde arsenik inte utgöra något avgörande problem.

Samma problem finns för kadmium där ICP-OES har en detektionsgräns på 1,0 mg/kg, medan riktvärdet för bentonitsand i alla scenarier är 0,4 mg/kg. Samtliga material klarar riktvärdet för resolsand, medan ett material (vattenglassand 1, och även bottenaskan) inte klarar de 0,4 mg/kg som gäller bentonitsand. För flera material (vattenglassand 2, stenmjöl 2 och furansand) är det osäkert om de klarar bentonitsandskraven eftersom detektionsgränsen för kadmium är för hög med ICP-OES. Dock är det, som kommenterats ovan, troligen inte relevant att jämföra dessa värden med riktvärdena för bentonitsand.

Det riktvärde som flest material överskrider är kobolt. Furansand, samt både vattenglassand 1 och 2 överskrider samtliga riktvärdet för kobolt i scenario 1. Noteras bör då att också stenmjöl 2 överskrider detta riktvärde, vilket stämmer till eftertanke. För scenario 2 och 3 är riktvärdena högre och alla materialen klarar dessa.

D.4. Slutsatser resolsandsvärden vs. övriga material

Samtliga material klarar riktvärdena för metaller i scenario 2. I scenario 3 är det bara vattenglassand 1 som har för hög halt vanadin. De material som har förhöjda halter är så pass nära gränserna att de, med tanke på osäkerheterna i provtagning och analys, mycket väl kan vara under nästa gång man mäter. Det omvända gäller också: att materialen ligger under riktvärdena vid en analys kan innebära att de kan gå över nästa gång man tar prov om inte marginalerna är stora. Beräkningsmodellen innehåller dock stora säkerhetsmarginaler. Det faktum att även stenmjölen har enstaka värden över riktvärdena i scenario 1 antyder att modellen tar stor hänsyn till osäkerheter i analys och antaganden och att ”worst case” har antagits.

E. Bilaga – Golder Associates riktvärdesberäkning

Golder Associates

Anders Personsgatan 12
SE-416 64 Göteborg
Tel: +46 31 700 82 30
Fax: +46 31 700 82 31
www.golder.se



Rapport

BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN FÖR MILJÖSTÖRANDE ÄMNEN I BENTONITBUNDEN GJUTERISAND, RESOLSAND OCH BOTTENASKA

För:

Projekt AIS 32

”System för ökad användning av alternativa material i
mark och anläggningsbyggande”

DISTRIBUTION:

1 kopia	-	NCC Construction Sverige AB
1 kopia	-	NCC Roads Sverige AB
1 kopia	-	Billerud Skärblacka AB
1 kopia	-	Chalmers Tekniska Högskola
1 kopia	-	Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut
1 kopia	-	Gjuteriföreningen
1 kopia	-	SKF Mekan
2 kopior	-	Golder Associates AB

2004-03-05

0370216

INNEHÅLL

1.0	BAKGRUND OCH SYFTE	1
2.0	AVGRÄNSNINGAR OCH FÖRUTSÄTTNINGAR	2
3.0	NATURVÅRDSVERKETS GENERELLA RIKTVÄRDEN	5
3.1	ALLMÄNT.....	5
3.2	HÄLSORISKBASERADE VÄRDEN.....	5
3.3	EKOTOXIKOLOGISKA VÄRDEN FÖR MILJÖSKYDD PÅ PLATSEN	6
3.4	EKOTOXIKOLOGISKT BASERADE VÄRDEN FÖR MILJÖSKYDD I YTVATTEN	6
4.0	SCENARIO BESKRIVNING	3
5.0	BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN	7
5.1	HÄLSOSKYDD PÅ PLATSEN	7
5.1.1	<i>Allmänt</i>	7
5.1.2	<i>Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen hudkontakt</i>	7
5.1.3	<i>Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen inandning av damm</i>	9
5.1.4	<i>Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen oralt intag</i>	10
5.1.5	<i>Integrerade hälsoriskbaserade riktvärden</i>	11
5.2	MILJÖSKYDD PÅ PLATSEN	12
5.3	MILJÖSKYDD I YTVATTEN	13
5.3.1	<i>Beräkningsmetodik</i>	13
5.3.2	<i>Beräkningsförutsättningar</i>	14
5.4	RESULTAT	21
6.0	TOXICITETSTESTER	24
6.1	ALLMÄNT.....	24
6.2	RESULTAT	25
7.0	SAMMANFATTNING OCH DISKUSSION	27
7.1	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN FÖR SCENARIO 1-3.....	27
7.2	TOXICITET	29
8.0	REFERENSER	30

1.0 BAKGRUND OCH SYFTE

I Sverige används idag naturmaterial i stor utsträckning vid väg- och anläggningsbyggande. Ökande krav på hushållning med ändliga naturresurser och minskning av avfallsmängderna medför att det är angeläget att finna alternativa användningsområden för restprodukter.

Målet med projekt AIS 32 "System för ökad användning av alternativa material i mark och anläggningsbyggande", är att skapa ett system för karakterisering av de tekniska och miljömässiga egenskaperna hos restprodukter samt hitta alternativa användningsområden. Därmed uppnås en enklare återanvändning av restprodukter inom mark- och anläggningssektorn.

Inom AIS 32 studeras ett antal olika industriella restprodukter; stenmjöl från bergtäktindustrin, gjuterisand från gjuteriindustrin samt aska från massaindustrin. Intentionen är att studera möjligheten att nyttja materialen inom olika användningsområden såsom fyllnadsmaterial, barriärmaterial på deponier, underbyggnad till mindre vägar. Materialen har undersökts med avseende på geotekniska och miljömässiga egenskaper då dessa varierar inom olika användningsområden (Gustafsson, 2002; Gustafsson mfl. 2003).

Sammanfattningsvis visar undersökningarna att:

- Resolsand lämpar sig bäst som fyllnadsmaterial i mindre vägar.
- Bentonitbunden gjuterisand nyttjas bäst som barriärmaterial på deponier eller som inblandningsmaterial i andra restprodukter t ex stenmjöl för att förbättra dess tätande egenskaper.
- Stenmjöl blandat med olika typer av bentonit har nyttjats som tätskikt i bottenbarriärer och fungerat mycket väl. Dess användningsområde kan sannolikt utökas till topptätning på deponier.
- Bottenaska lämpar sig bäst som fyllnadsmaterial i t ex bullervallar eller som landskapsmodelleringsmaterial. Bottenaska blandat med t ex cement eller flygaska har potential att nyttjas som fyllnadsmaterial i vägar.
- Avseende de miljömässiga egenskaperna har totalhaltsbestämningar, lakförsök samt toxicitetstester genomförts. Enkla jämförelser med naturmaterial samt Naturvårdsverkets generella riktvärden visar generellt att samtliga material innehåller låga till måttliga halter av miljöstörande ämnen.

Att enbart jämföra de kemiska analysresultaten för materialen med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenade områden samt med begränsad data från naturmaterial har av projektet ej bedömts tillfredsställande för att karakterisera och klassificera desamma.

Golder Associates AB (Golder) har därför av projekt AIS 32 fått i uppdrag att beräkna riktvärden för föroreningar i 3 st av materialen vid nyttjande av desamma som konstruktionsmaterial inom de identifierade potentiella användningsområdena. Vidare har Golder ombetts tolka resultaten från toxicitetstesterna.

Syftet med utredningen är att resultaten skall nyttjas som ett av flera **underlag** till karakterisering av restprodukter och fastläggande av lämplig design som ej medför risk för negativa effekter på människa och miljö.

2.0 AVGRÄNSNINGAR OCH FÖRUTSÄTTNINGAR

Föreliggande beräkningar avser identifierade (undersökta/analyserade) föroreningar i restprodukterna (materialen) bottenaska från Billerud Skärblacka, bentonitbunden gjuterisand samt resolssand från SKF Mekan.

Uppgifter rörande förekomst av föroreningstyper i ovanstående material baseras på undersökningar och utredningar utförda av Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. Golder förutsätter att de undersökningar och resultat som redovisats i ärendet är riktiga och tar inget ansvar för eventuella felaktigheter i desamma.

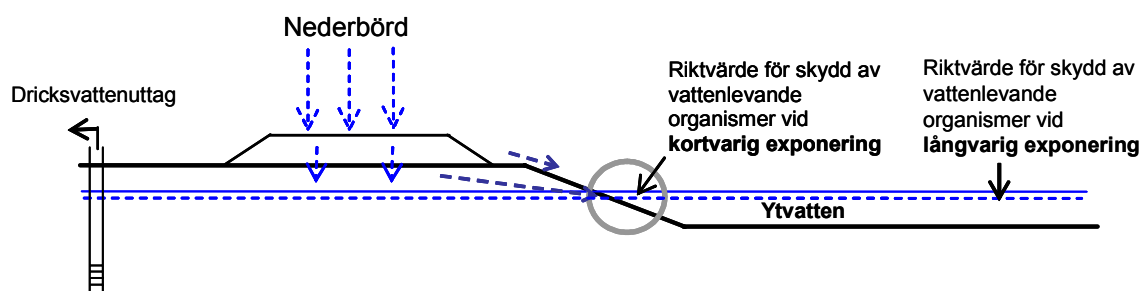
Beräkningarna baseras på underlag av nu kända egenskaper och giftlighet av de identifierade föroreningarna. Ingen hänsyn tas i beräkningarna till eventuella samverkans effekter. Inte heller tas hänsyn till ev. fastläggning och naturlig nedbrytning av dessa ämnen.

Beräkningarna är utförda under förutsättningen att de nyttjas som konstruktionsmaterial i en väggkropp alternativt som tätskikt på deponi. Tre olika *typmiljöer* har identifierats som representerar ytterligheterna inom vilka materialen skulle kunna placeras i ett reellt projekt. Vidare har i beräkningarna *konservativa antaganden* ("värsta fallet") gjorts avseende val av indata så att inte risken underskattas.

3.0 SCENARIO BESKRIVNING

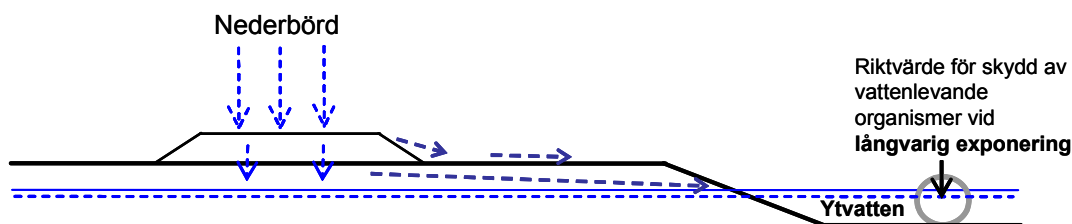
Inom ramen för föreliggande arbete har riktvärden beräknats för följande tre scenario:

Scenario 1. Nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ut miljösynpunkt skyddsvärt område, se **figur 3.1**. I detta scenario förutsätts att anläggningsarbetena sker inom ett område där det finns en **enskild mindre grundvattentäkt** med uttag för dricksvatten samt en **recipient** i vilken skyddsvärda akvatiska organismer återfinns. De negativa effekter som bedöms kunna uppstå är hälsoeffekter hos människor som arbetar med materialen (markentreprenörer) eller som dricker vatten, effekter på miljön på platsen, samt akuta eller kroniska effekter hos akvatiska organismer.



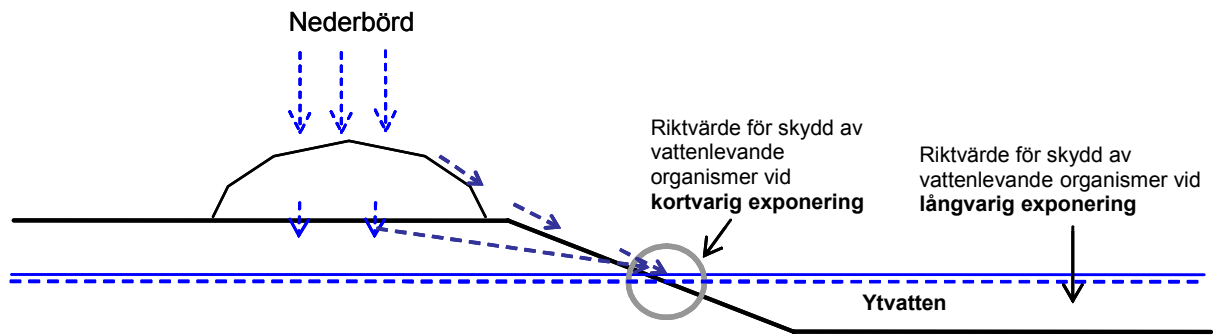
Figur 3.1 Scenario 1 – Nyttjande av restprodukterna i en vägkonstruktion inom skyddsvärt område

Scenario 2. Nyttjande av materialen i en vägkonstruktion som anläggs inom ett ut miljösynpunkt icke skyddsvärt område, se **figur 3.2**. I detta scenario förutsätts att anläggningsarbetena sker inom ett område inom vilket det enbart finns ett **större ytvattendrag** på **långt avstånd** med ett begränsat skyddsvärde. De negativa effekter som bedöms kunna uppstå är främst hälsoeffekter hos markentreprenörer samt kroniska effekter hos akvatiska organismer.



Figur 3.2 Scenario 2 - Nyttjande av restprodukterna i en vägkonstruktion inom ej skyddsvärt område

Scenario 3. Nyttjande av materialen som barriärmaterial i en deponi som anläggs inom ett ut miljösynpunkt icke skyddsvärt område, se **figur 3.3**. I detta scenario förutsätts att det enbart finns ett **större ytvattendrag** med ett begränsat skyddsvärde. De negativa effekter som bedöms kunna uppstå är främst hälsoeffekter hos markentreprenörer samt akuta och kroniska effekter hos akvatiska organismer.



Figur 3.3 Scenario 3 – Nyttjande av restprodukterna som barriärmaterial på deponi.

4.0 NATURVÅRDSVERKETS GENERELLA RIKTVÄRDEN

4.1 Allmänt

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för en mängd metaller och organiska ämnen eller ämnesgrupper i mark. Det generella riktvärdet är det lägsta värdet av ett *hälsoriskbaserat värde* samt *ekotoxikologiskt baserade värden* för miljöskydd på platsen och miljöskydd i näraliggande ytvatten. Hälsoriskbaserade värden är framtagna med förutsättningen att människan är det enda riskobjektet som skall skyddas. Ekotoxikologiskt baserade värden är framtagna med förutsättningen att djur och växter i/på marken respektive i ett närbeläget ytvattendrag skall skyddas. I Naturvårdsverkets (NV) rapport 4639 "Development of generic guideline values" samt rapport 4889 redovisas hur hälsorisk- och ekotoxikologiskt baserade värden beräknats.

4.2 Hälsoriskbaserade värden

Naturvårdsverkets hälsoriskbaserade värden har tagits fram för tre typer av markanvändning (känslig - **KM**, mindre känslig med grundvattenuttag - **MKM-GV** och mindre känslig utan grundvattenuttag - **MKM**) och gäller generellt för hela landet.

Riktvärden vid **KM** är satta så att markens föroreningsinnehåll överhuvudtaget inte begränsar användningen. Marken kan således användas för alla typer av verksamheter, t ex daghem, bostäder, odling, grundvattenuttag och park. Det antas att barn och vuxna exponeras i stort sett dygnet om under nära nog alla dagar per år och under en hel livslängd. Följande exponeringsvägar för människor beaktas:

- direkt intag av förorenad jord (via munnen)
- hudkontakt
- inandning av damm
- inandning av ångor (inomhus)
- intag av grundvatten (från brunn på tomten)
- intag av grönsaker, bär och frukt (som odlas på tomten)
- intag av fisk från ett närbeläget ytvattendrag

Vid **MKM** antas att marken används för industri, handel, kommunikationer eller för andra ändamål som innebär att människor inte vistas eller exponeras kontinuerligt på markområdet. De exponerade grupperna är huvudsakligen vuxna och i begränsad omfattning även barn. Exponeringen antas ske under normal arbetstid och under den yrkesverksamma delen av livstiden. De exponeringsvägar som beaktas för människor vid mindre känslig markanvändning är:

- direkt intag av förorenad jord
- hudkontakt
- inandning av damm
- inandning av ångor (inomhus)

För varje enskild exponeringsväg beräknas den halt (referenskoncentration, t ex för hudkontakt C_{hud}) i marken som inte ger någon risk för negativa hälsoeffekter. Referenskoncentrationen är baserad på antaganden om exponering (t ex mg jord/kg kroppsvikt och dag) samt acceptabla doser för olika ämnen som tagits fram genom djurförsök m m. Den acceptabla dosen för de flesta ämnen uttrycks som tolerabelt dagligt intag (TDI – mg/kg kroppsvikt och dag) eller som referenskoncentration i luft (RfC – mg/m³). För cancerframkallande ämnen uttrycks dock den "säkra" dosen i form av en acceptabel ökad risk för cancer under en hel livstid (1 extra

cancerfall på 100 000 exponerade individer). Det hälsoriskbaserade värdet är ett sammanvägt riktvärde beräknat som inversen av summan av de inverterade värdena för alla enskilda exponeringsvägar.

Det hälsoriskbaserade värdet vid KM respektive MKM beräknas som:

$$\text{Hälsoriskbaserat värde vid KM} = 1/(1/C_{\text{oralt}} + 1/C_{\text{hud}} + 1/C_{\text{damm}} + 1/C_{\text{ång}} + 1/C_{\text{gv}} + 1/C_{\text{gröda}} + 1/C_{\text{fisk}})$$

$$\text{Hälsoriskbaserat värde vid MKM} = 1/(1/C_{\text{oralt}} + 1/C_{\text{hud}} + 1/C_{\text{damm}} + 1/C_{\text{ång}})$$

Det hälsoriskbaserade värdena justeras därefter för en del ämnen nedåt om t ex exponeringen via andra källor (t ex inköpt föda) är hög. Exempel på ämnen där värdet justeras nedåt är bly, kadmium och kvicksilver. För andra ämnen justeras värdena uppåt om t ex ämnets naturliga bakgrundshalt är hög (exempelvis arsenik).

4.3 Ekotoxikologiska värden för miljöskydd på platsen

Naturvårdsverkets ekotoxikologiska värden för skydd av miljön (djur och växter) inom ett markområde baseras på Holländska interventionsvärden. Dessa har tagits fram med resultat från ekotoxikologiska laborietester, varvid effekterna på olika organismer och växter har undersökts vid varierande föroreningskoncentrationer i jordprover. De Holländska interventionsvärdena anses vara en föroreningsnivå där 50% av alla arter i ett normalt ekosystem inte påverkas negativt.

Naturvårdsverkets ekotoxikologiska värden för miljöskydd på platsen vid MKM motsvarar de Holländska interventionsvärdena. Eftersom ett högre miljöskydd eftersträvas vid känslig markanvändning, är Naturvårdsverkets motsvarande värden vid KM halverade ($KM = 0,5 * MKM$).

4.4 Ekotoxikologiskt baserade värden för miljöskydd i ytvatten

Naturvårdsverkets ekotoxikologiskt baserade värden för miljöskydd i ytvatten vid både KM och MKM har beräknats med underlag av föroreningarnas spridningsbenägenhet med grundvatten, kanadensiska ytvattenkvalitetskriterier (CCME) samt ett antagande avseende utspädning porvatten/ytvatten på 1/60 000. Dessa kanadensiska ytvattenkriterier är satta så lågt att samtliga vattenlevande djur och växter inte skall påverkas negativt. Samma skydd gäller vid KM och MKM.

5.0 BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN

Naturvårdsverkets generella riktvärden är utarbetade för föroreningar i jord. De aktuella materialen, bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska, bedöms kunna likställas med jordmaterial. Därför har med utgångspunkt från Naturvårdsverkets beräkningsmodell (NV, 1996) platsspecifika riktvärden för användning av resprodukterna som konstruktionsmaterial för de tre identifierade scenarierna beräknats med avseende på *hälsoskydd på platsen* samt *miljöskydd på platsen* och i nära liggande *ytvatten*. Beräkningarna har utförts under förutsättning att massorna är placerade i en konstruktion och således *ligger skyddade*, d v s hänsyn till olika typer av övertäckning tas.

5.1 Hälsoskydd på platsen

5.1.1 Allmänt

De platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärdena har beräknats genom att räkna om Naturvårdsverkets riktvärden med hänsyn till platsspecifik exponeringstid, förekommande exponeringsvägar och riskobjekt. Beräkningar har utförts för de yrkesverksamma vuxna som arbetar med schakt och anläggningsarbeten (markentreprenörer), som kommer att hantera materialen utomhus under den begränsade tid konstruktionen uppförs. Beräkningarna är utförda under förutsättningen att *materialen återanvänds i en konstruktion*. Markentreprenörer bedöms potentiellt kunna exponeras för miljöstörande ämnen i restprodukterna via följande exponeringsvägar:

- Hudkontakt
- Oralt intag
- Inandning av damm.

Exponeringen för markentreprenörer förutsätts vara begränsad under en kort tid. Nyttjas dessutom erforderlig skyddsutrustning bedöms potentiella hälsorisker som små.

Nedan redovisas de antaganden, beräkningsförutsättningar och resultat som erhållits för respektive exponeringsväg.

5.1.2 Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen hudkontakt

Viktiga parametrar som är avgörande för denna exponeringsväg är:

- Den tiden människan exponeras för förorenade material
- Upptaget av förorening genom huden

Referenskoncentrationen (riskfri halt) i material för exponeringsvägen hudkontakt, C_{hud} beräknas med hänsyn till ovanstående enligt Naturvårdsverkets modell såsom:

$$C_{hud} = \frac{TDI}{f_{hud} \times R_{hud}} \times 10^6 \quad (5.1)$$

där

C_{hud} = referenskoncentration (mg/kg)

f_{hud} = ämnesspecifik relativ adsorptionsfaktor för upptag genom huden (-)

R_{hud} = genomsnittlig daglig hudexponering (mg jord/kg kroppsvikt,d)

TDI = tolerabelt dagligt intag (mg/kg,d)

Vid beräkningen har en justering av den av Naturvårdsverket angivna exponeringstiden vid NV-MKM genomförts med anledning av att människor (endast vuxna) kommer att komma i kontakt med restprodukterna under en begränsad tid. Exponering för en enskild vuxen bedöms enbart kunna ske under den torra årstiden $d \leq s$ maximalt under 40 h/v, 24 v/år, $d \leq s$ 40 d/år.

I **tabell 5.1** redovisas gjorda antaganden och beräkningsförutsättningar. Som jämförelse redovisas även de förutsättningar Naturvårdsverket nyttjat vid MKM.

Tabell 5.1 Antaganden och förutsättningar för beräkning av upptag miljöstörande ämnen via hudkontakt med de aktuella materialen.

Parametrar	Restprodukter (Vuxna)	NV-MKM (Barn)
Exponering för materialen (mg/m ²)	5 100	5 100
Exponerad hud area (m ²)	0,17	0,28
Daglig exponering för materialen (mg/d)	900	1 400
Exponering tid (d/år)	40	27
Vikt (kg)	70	15
Långtidsexponering för materialen (mg/kg kroppsvikt,d), R_{hud}	1,4	7/1 ¹⁾

1) Integrerad livstidsexponering för cancerogena ämnen

I **tabell 5.2** redovisas en sammanställning av beräkningsresultaten.

Tabell 5.2 Sammanställning av beräkningsresultaten för upptag av miljöstörande ämnen via hudkontakt.

Ämne	C_{hud} (mg/kg)
Arsenik	200
Bly	Obegr.
Kadmium	7 100
Kobolt	7 100
Koppar	Obegr.
Krom	Obegr.
Kvicksilver	6 700
Nickel	10 200
Vanadin	35 700
Zink	Obegr.
Fenoler	Obegr.
PAH cancerogena	115
PAH övriga	Obegr.
Klorid	-
Antimon	Obegr.

- ej relevant för humantox

5.1.3 Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen inandning av damm

Referenskoncentrationen (riskfri halt) i mark/material för exponeringsvägen inandning av damm, C_{damm} beräknas med hänsyn till ovanstående enligt Naturvårdsverkets modell såsom:

$$C_{damm} = \frac{RfC}{f_{exp} \times C_{ad}} \times 10^6 = \frac{TDI}{R_{damm}} \times 10^6 \quad (5.2)$$

där

C_{damm}	=	referenskoncentration (mg/kg)
RfC	=	toxikologisk referenskoncentration (mg/m ³)
C_{ad}	=	partikel koncentration i inandningsluften (mg/m ³)
f_{exp}	=	uppehållstiden på den aktuella platsen
R_{damm}	=	genomsnittlig daglig inandning av damm (mg jord/kg kroppsvikt,d)
TDI=	=	tolerabelt dagligt intag (mg/kg,d)

Vid beräkningen har en justering av den av Naturvårdsverket angivna exponeringstiden vid NV-MKM, genomförts med anledning av att människor (vuxna) kommer att vistas inom området under hela den tid de arbetar. Exponering för en enskild individ bedöms maximalt kunna ske under torra perioder d v s under 40 h/v, 24 v/år, d v s 40 d/år

I **tabell 5.3** redovisas gjorda antaganden och beräkningsförutsättningar. I tabellen redovisas också Naturvårdsverkets antagande för MKM.

Tabell 5.3 *Antaganden och förutsättningar för beräkning av upptag av miljöstörande ämnen via inandning av damm från de aktuella materialen.*

Parametrar	Materialen (Vuxna)	NV-MKM (Barn)
Partikel koncentration i luft (mg/m ³)	0,041	0,041
Andningsfrekvens (m ³ /d)	20	7,6
Lungretention	75%	75%
Exponering tid (d/år)	40	122
Vikt (kg)	70	15
Långtidsexponering för materialen (mg/kg kroppsvikt,d), R_{damm}	0,001	0,016/0,01 ¹⁾

1) Integrerad livstidsexponering för cancerogena ämnen

I **tabell 5.4** redovisas en sammanställning av beräkningsresultaten.

Tabell 5.4 Sammanställning av beräkningsresultaten för upptag av miljöstörande ämnen via inandning av damm.

Ämne	C _{damm} (mg/kg)
Arsenik	830
Bly	Obegr.
Kadmium	2 000
Kobolt	Obegr.
Koppar	Obegr.
Krom	Obegr.
Kvicksilver	Obegr.
Nickel	25 000
Vanadin	Obegr.
Zink	Obegr.
Fenoler	Obegr.
PAH cancerogena	40
PAH övriga	Obegr.
Klorid	-
Antimon	Obegr.

- ej relevant för humantox

5.1.4 Beräkningsförutsättningar och resultat för exponeringsvägen oralt intag

Referenskoncentrationen i mark/material för exponeringsvägen hudkontakt, C_{oralt} beräknas med hänsyn till ovanstående enligt Naturvårdsverkets modell såsom:

$$C_{oralt} = \frac{TDI}{R_{oralt}} \times 10^6 \quad (5.3)$$

där

C_{oralt} = referenskoncentration (mg/kg)

R_{oralt} = genomsnittligt dagligt intag (mg jord/kg kroppsvikt,d)

TDI = tolerabelt dagligt intag (mg/kg,d)

Vid beräkningen har en justering av den av Naturvårdsverket angivna exponeringstiden vid NV-MKM, genomförts med anledning av att människor kan vistas inom området under hela den tid de arbetar. Exponering för en enskild vuxen individ bedöms maximalt kunna ske under 40 h/v, 24 v/år, d v s 40 d/år.

I **tabell 5.5** redovisas gjorda antaganden och beräkningsförutsättningar. Som en jämförelse redovisas också de förutsättningar Naturvårdsverket nyttjat vid MKM.

Tabell 5.5 Antaganden och förutsättningar för beräkning av upptag av miljöstörande ämnen via oralt intag av de aktuella materialen.

Parametrar	Materialen (Vuxna)	NV-MKM (Barn)
Genomsnittligt dagligt intag av materialen (mg,år/kg, d)	8	8
Exponering tid (d/år)	40	27
Vikt (kg)	70	15
Långtidsexponering för materialen (mg/kg kroppsvikt,d), R _{oralt}	0,2	0,3

En sammanställning av resultaten ges i **tabell 5.6**.

Tabell 5.6 Sammanställning av beräkningsresultaten för upptag av miljöstörande ämnen via oralt intag.

Ämne	C _{oralt} (mg/kg)
Arsenik	60
Bly	17 500
Kadmium	10 000
Kobolt	7 000
Koppar	Obegr.
Krom	Obegr.
Kvicksilver	2 350
Nickel	25 000
Vanadin	35 000
Zink	Obegr.
Fenoler	Obegr.
PAH cancerogena	230
PAH övriga	Obegr.
Klorid	-
Antimon	Obegr.

- ej relevant för humantox

5.1.5 Integrerade hälsoriskbaserade riktvärden

I **tabell 5.7** redovisas de integrerade riktvärdena för hälsoskydd på platsen tillsammans med Naturvårdsverkets integrerade generella hälsoriskbaserade riktvärde för mindre känslig markanvändning MKM. Det integrerade platsspecifika riktvärdet har beräknats såsom:

$$\text{Hälsoriskbaserat riktvärde} = 1/(1/C_{hud} + 1/C_{damm} + 1/C_{oralt}) \quad (5.4)$$

Tabell 5.7 Beräknade hälsoriskbaserade riktvärden för miljöstörande ämnen i de aktuella materialen som nyttjas som konstruktionsmaterial i väg ar och deponier.

Ämne	Integrerat riktvärde för hälsoskydd på platsen (mg/kg TS)	Naturvårdsverkets generella hälsoriskbaserade riktvärde för mindre känslig markanvändning, NV-MKM
Arsenik	40	40
Bly ¹⁾	10 900	5 000
Kadmium ¹⁾	1 000	200
Kobolt	3 500	3 000
Koppar	Obegr.	Obegr.
Krom	Obegr.	Obegr.
Kvicksilver ¹⁾	500	7
Nickel ¹⁾	2 800	450
Vanadin	17 400	13 000
Zink	Obegr.	Obegr.
Fenoler	66 000	17 000
PAH cancerogena	25	7
PAH övriga	77 000	3 000
Klorid	-	-
Antimon	2 000	-

1) Justerat mht bakgrundsexponering
-) ej relevant för humantox

5.2 Miljöskydd på platsen

Under en vägröpa eller en deponi bedöms inga riktvärden för skydd av miljön på platsen erfordras mht att under dessa konstruktioner är förutsättningarna för djur och växtliv begränsade. Inom scenario 1 kan det däremot under anläggningskedet vid upplag av material eller anslutning till vägen, t ex i vägslänten eller ovan deponin, finnas ett behov av ett högt skyddsvärde för mark levande djur och växter, då konstruktionen är tänkt att uppföras inom ett skyddsvärt område. För scenario 1 har därför Naturvårdsverkets ekotoxikologiska riktvärden för KM nyttjats.

För scenario 2 och 3 bedöms däremot skyddsvärdet av flora och fauna i närområdet vara av underordnad betydelse. Detta mot bakgrund av att vägen är tänkt att byggas inom ett icke skyddsvärt område samt att närområdet kring en deponi sannolikt redan är påverkat alternativt mindre skyddsvärt. Värdet vid KM motsvaras av *halva* det holländska interventionsvärdet och MKM det holländska interventionsvärdet. Dessa riktvärden (Holländska interventions) motsvarar en föroreningsnivå där 50 % av alla arter i ett normalt ekosystem inte påverkas negativt.

Tabell 5.6 Sammanställning av ekotoxikologiska riktvärden för skydd av miljö på platsen.

Ämne	Scenario 1, NV-KM (mg/kg TS)	Scenario 2-3, NV-MKM (mg/kg TS)
Arsenik	20	40
Bly	150	300
Kadmium	6	12
Kobolt	120	240
Koppar	100	200
Krom	120	240
Kvicksilver	5	10
Nickel	100	200
Vanadin	100	250
Zink	350	700
Fenol	20	40
PAH cancerogena	20	40
PAH övriga	20	40
Klorid	2000 ¹⁾	4000 ¹⁾
Antimon	1450	2900

1) Fluorid industriell och kommersiell markanvändning till skydd av miljö och hälsa, CCME (2001)

5.3 Miljöskydd i ytvatten

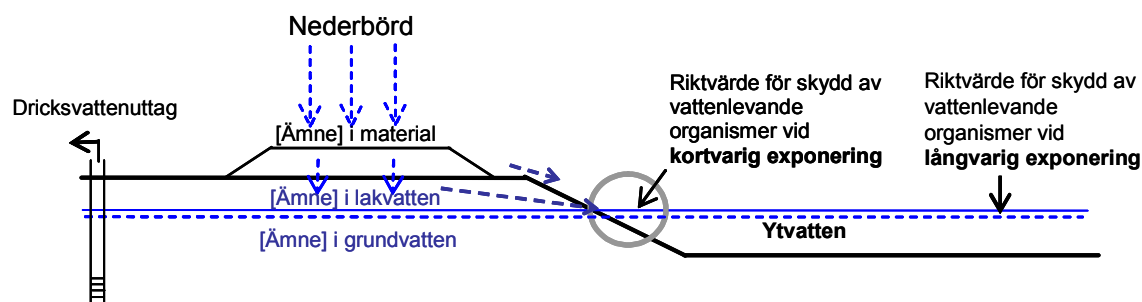
5.3.1 Beräkningsmetodik

Ytvatten och där i vattenlevande djur och växter har generellt ett mycket högt skyddsvärde. En utlakning av miljöstörande ämnen till grundvatten och vidare transport till en recipient eller drickvattentäkt kan inte uteslutas vid nyttjande av de aktuella restprodukterna.

För att undgå negativa effekter på akvatiska organismer samt människors hälsa bör halterna i lakvattnet understiga framtagna lågriskvärden såsom ytvattenkvalitetskriterier (riktvärden) respektive dricksvattenkvalitetskriterier (gränsvärden). Föreliggande beräkningar har utgått från ytvattenkvalitetskriterier för **akuta** och **långtidseffekter** samt **gränsvärden för dricksvatten** för att bedöma de maximala halter av föroreningar som restprodukterna kan innehålla utan att negativa effekter uppstår.

Akuta effekter kan uppträda i ”utsläppspunkten”, d.v.s. i strandnära områden där periodvis begränsad utspädning av strömmande vatten förväntas. **Långtidseffekter** på det akvatiska ekosystemet bedöms endast vara relevant längre ut i recipienten efter en betydande utspädning av grundvattnet.

I **figur 5.1** redovisas en principskiss över hur urlakning och transport av föroreningar från det tänkta området (scenario 1-3) till olika recipienter antas ske.



Figur 5.1 Schematisk bild beräkningsmodellen och transporten av utlakade ämnen till dricks- och ytvatten.

Riktvärden har beräknat för skydd av akvatiska organismer m.h.t. akuta effekter har beräknats enligt följande:

$$RV_{AE} = [Ytvattenkvalitetskriterier \text{ för akuta effekter}] * K_d * [utspädning] \text{ (mg/kg)} \quad (5.5)$$

Riktvärden för skydd av akvatiska organismer mht långtidseffekter har beräknats enligt:

$$RV_{LE} = [Ytvattenkvalitetskriterie \text{ för långtidseffekter}] * K_d * [utspädning] * 0,10 \text{ (mg/kg)} \quad (5.6)$$

Riktvärden för skydd av grundvattentäckt som nyttjas för dricksvatten har beräknats enligt följande:

$$RV_D = [Gränsvärden \text{ för dricksvatten}] * K_d * [utspädning] * 0,10 \text{ (mg/kg)} \quad (5.7)$$

Noteras skall att för att korrigera för ev. höga bakgrundshalter har utläckaget av miljöstörande ämnen från materialen antagits maximalt inteckna 10% av acceptabel tillförsel i ytvatten och grundvatten av de aktuella ämnena. Denna korrigering har enbart bedömts relevant för långtids-/kroniska effekter på miljö respektive människa, då akuta effekter uppstår omgående och ej är en konsekvens av en långvarig exponering.

Vidare har vid beräkningarna antagits att ingen fastläggning eller nedbrytning av föroreningar sker i jord eller sediment. Inte heller har hänsyn tagits till ev. ackumulation av föroreningar i sediment eller nedbrytning. Nyttjade indata samt övriga förutsättningar för beräkningarna beskrivs i följande avsnitt.

5.3.2 Beräkningsförutsättningar

Kvalitetskriterier för akuta effekter och långtidseffekter i ett ytvatten samt i dricksvatten

För akuta respektive långtidseffekter på vattenlevande organismer saknas svenska riktvärden. Som underlag för beräkningarna har för **långtidseffekter** på ytvattenlevande organismer därför de kanadensiska ytvattenkvalitetskriterierna (Canadian Environmental Quality Guidelines, CCME, 2002) använts. De kanadensiska riktvärden är satta för att skydda alla former av akvatiskt liv under alla delar av en organisms livscykel. För metaller har värden som är baserade på den lägsta hårdheten (≤ 120 mg/l CaCO₃) använts. En ökad hårdhet ger oftast en minskad giftighet, varför vatten med högre hårdhet kan "tåla" högre koncentrationer av de utlakade ämnena. I de fall CCME-värden saknas har Amerikanska naturvårdsverkets (USEPA) ytvattenkvalitetskriterier (National Ambient Water Quality Criteria, NAWQ) för kroniska effekter vid en hårdhet på 100 mg/l valts (Suter and Tsao, 1996). I de fall även sådana kriterier saknas har alternativa kroniska värden valts, sk sekundära kroniska värden, vilka framtagits av Suter och Tsao (1996) för att "screena" potentiella föroreningar som kan skada vattenlevande organismer.

För **akuta effekter** på ytvattenlevande organismer har Amerikanska naturvårdsverkets (USEPA) ytvattenkvalitetskriterier (National Ambient Water Quality Criteria, NAWQ) för akuta effekter vid en hårdhet på 100 mg/l valts (Suter and Tsao, 1996). Dessa är avsedda att motsvara en koncentration som orsakar mindre än 50% dödlighet i 5% av den exponerade populationen under en kort tids exponering. I de fall sådana kriterier saknas har alternativa akuta värden, sk sekundära akuta värden, vilka framtagits av Suter och Tsao (1996) för att ”screena” potentiella föroreningar som kan skada vattenlevande organismer. Om även sådana saknas har USEPAs Region IV ”screening” värden valts. För salter har enbart hänsyn tagits till akuta effekter, då dessa lakar ut omgående, se nedan. De tillgängliga data avser klorid, vilket i beräkningarna representerar även övriga salter.

Som underlag för beräkningarna av effekter på **dricksvatten** har Svenska Livsmedelsverkets gränsvärden (SLV, 2001) för dricksvatten valts. De lägsta värdena har valts oavsett om de är hälsomässigt, estetiskt eller tekniskt grundade och oavsett om de avser dricksvatten från allmän anläggning eller enskild vattentäkt. I de fall svenska gränsvärden saknas har kanadensiska (CCME, 2002) eller alternativt amerikanska (USEPA) värden använts. Saknas även sådana värden har kanadensiska riktvärden för jordbruk (CCME, 2002) valts. Då dessa för de aktuella ämnena är i nivå med de svenska dricksvattengränsvärdena för liknande ämnen så har ingen korrigering ansetts nödvändig. För dricksvatten har även antimon beaktats i beräkningarna även om ämnet inte ingår i riktvärdeslista (rapport 4639) eftersom hälsoeffekter kan uppträda vid relativt låga koncentrationer.

I **tabell 5.7** redovisas de valda haltkriterierna till skydd mot hälsoeffekter samt effekter på ytvattenlevande organismer.

Tabell 5.7 Kvalitetskriterier för skydd mot effekter på vattenlevande organismer samt i drickvatten.

Ämne	Ytvattenkvalitetskriterier (µg/l)		Drickvattenkvalitetskriterier (SLV) (µg/l)
	Långtidseffekter (CCME)	Akuta effekter (NAWQC)	
Arsenik	5	360 ⁴⁾	10
Bly	1	82	10
Kadmium	0,017	3,9	5
Kobolt	23 ¹⁾	1500 ⁵⁾	50 ⁹⁾
Koppar	2	18	200
Krom (VI)	1	16	50
Kvicksilver	0,1	2,4 ⁶⁾	1
Nickel	25	1400	20
Vanadin	20 ¹⁾	280 ^{5,6)}	100 ⁹⁾
Zink	30	120	300
Fenol	110 ⁷⁾	3600 ⁷⁾	2 ¹¹⁾
PAH-canc.	0,015 ²⁾	0,24 ²⁾	0,01 ²⁾
PAH-övr.	1,1 ³⁾	190 ^{3,5)}	0,1 ¹²⁾
Klorid	¹⁰⁾	860000 ⁸⁾	100000
Fluorid	¹⁰⁾	-	1500
Sulfat	¹⁰⁾	-	100000
Antimon	30 ¹⁾	180 ⁷⁾	5

¹⁾ Sekundärt kroniskt värde (Suter and Tsao, 1996)

²⁾ Benso(a)pyren. Giftigaste cancerogena PAH:en

³⁾ Naftalen

⁴⁾ As III, ej normaliserad till hårdhet

⁵⁾ Sekundärt akut värde (Suter and Tsao, 1996)

⁶⁾ Ej normaliserad till hårdhet

⁷⁾ Avser Fenol, NAWQ USEPA 1996

⁸⁾ EPA Region IV Water management division, Water quality standards Unit's screening list, acute screening values.

⁹⁾ CCME (2002) för bevattning.

¹⁰⁾ då all utlakningen av salter i princip sker omedelbart beräknas endast riktvärden för akuta effekter.

¹¹⁾ CCME, 2002 för boskap

¹²⁾ Summan av benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylen, inden(1,2,3-cd)pyren

-) kriterie saknas

Utlakning

Materialets ”förmåga” att ”hålla kvar” olika ämnen är avgörande för hur mycket av ett ämne som lakas ut ur materialet. Utläckaget beror dels på materialets egenskaper och dels på ämnens egenskaper och varierar således mellan de olika ämnena och materialen. Fördelningskoefficienten (kvoten) mellan halten av ett ämne i jord/fast material och halten av ämnet i vatten (porvatten/lakvatten) kallas K_d . Ju högre K_d -värde desto lägre lakbarhet och desto starkare binds ämnet till jorden/det fasta materialet.

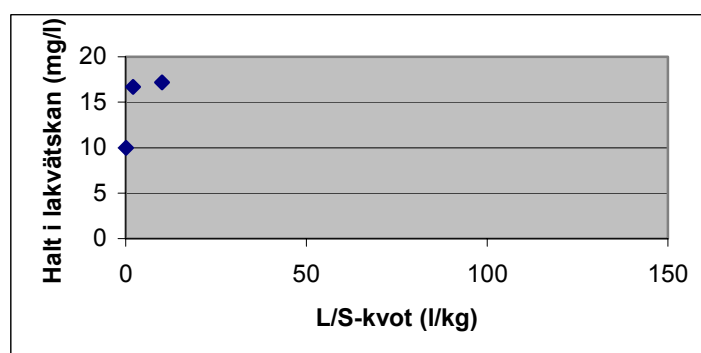
De K_d -värden som ansatts i beräkningarna har främst baserats på de lakförsök i kolonn som har utförts inom ramen för projekt AIS 32 (Gustafsson m fl, 2003). Anledningen till detta är att

kolonnförsök i större grad speglar en mer realistisk lakning än t ex skakförsök. K_d kan beräknas enligt:

$$K_d = [\text{Ämne}]_{Mvt.} / [\text{Ämne}]_{LV} \quad (5.7)$$

Generellt har K_d -värden för beräkning av riktvärden för tungmetaller vid **akuta effekter** (AE) i ett ytvatten bestämts utifrån halten i lakvätskan vid en L/S-kvot på 0,1, då detta vatten motsvarar den ”omedelbara” lakningen, och vid beräkning av riktvärden för **långsiktiga effekter** (LE) i ytvatten samt vid nyttjande av **gränsvärden för dricksvatten** (D) har K_d bestämts utifrån en L/S-kvot på 2.

Inga kolonnförsök har varit möjliga att genomföra på den bentonitbundna sanden till följd av materialets mycket låga hydrauliska konduktivitet (beroende av bentonitens svällande förmåga och materialets finkornighet). För den bentonitbundna sanden baseras K_d -värdena därför istället på resultaten från skakförsök vid en L/S-kvot på 2. För salter och fenoler går utlakningen generellt mycket fort och det mesta av salterna och fenolerna lakas ut direkt, se **Figur 5.2**. Av figuren framgår att det mesta av kloriden har lakat ut redan vid en L/S-kvot på 2. För salter och fenoler har därför totalhalten vid beräkning av K_d -värdet satts till lika med den ackumulerade halten vid L/S=2 alternativt den halt vid den L/S-kvot då allt lakat ut.



Figur 5.2. Utlakning av klorid för resolsand vid olika L/S-kvoter.

För de ämnen som ej har analyserats vare sig i lakförsök (kvicksilver, vanadin och PAHer) alternativt att uppgifter ej finns tillgängliga (kobolt), har Naturvårdsverkets generella K_d -värden ansatts i beräkningarna (rapport 4639) och justerats m.h.t. uppmätt organisk halt i materialen. De totalhalter som ej analyserats i samband med lakförsöken är hämtade från Gustafsson m fl. (2003). I **tabell 5.8** nedan redovisas uppmätta totalhalter samt halter i vatten från lakförsök.

Tabell 5.8 Analyserade totalhalter samt halter i lakväska av olika ämnen till grund för beräkningarna av K_d -värden för bentonitbunden sand, resolsand samt bottenaska.

Ämne	Totalhalt (mg/kg TS)			Halt i lakväska (mg/l)				
				Bentonitsand	Resolsand		Bottenaska	
	Bentonit-sand	Resol-sand	Botten-aska	AE/LE/D	AE	LE/D	AE	LE/D
Arsenik	2,4	2,5 ¹⁾	2,5 ¹⁾	0,015	0,008	0,006	0,009	0,006
Kadmium	0,2	1 ¹⁾	1 ¹⁾	0,0015	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Krom	86	12	21	0,0025	0,001	0,0005	0,003	0,0009
Koppar	97	6	23	0,015	0,005	0,001	0,001	0,001
Nickel	50	2	10	0,005	0,006	0,001	0,001	0,001
Bly	15	1 ¹⁾	1 ¹⁾	0,01	0,002	0,002	0,002	0,002
Zink	356	20	52	0,015	0,079	0,052	0,03	0,001
Antimon	1 ¹⁾	1 ¹⁾	1 ¹⁾	0,005	0,011	0,001	0,004	0,001
Fenoler	0,2 ²⁾	19 ⁴⁾	0,14 ⁵⁾	0,1	21	6,3	1,4	0,1
Klorid	320 ²⁾	14 ³⁾	129 ⁴⁾	160	10	6,7	195	51
Fluorid	70 ²⁾	171 ³⁾	6 ³⁾	35	400	65	6,9	2,6
Sulfat	300 ²⁾	9 ³⁾	5110 ⁴⁾	150	19	3,4	6600	1900
TOC	9,2%	0,39%	12%					

¹⁾ halva detektionsgränsen

²⁾ Ackumulerad lakvattenhalt vid L/S=2 från skakförsök

³⁾ Ackumulerad lakvattenhalt vid L/S=2 vid kolonnförsök

⁴⁾ Ackumulerad lakvattenhalt vid L/S=10 vid kolonnförsök

⁵⁾ Ackumulerad lakvattenhalt vid L/S=0,1 vid kolonnförsök

I **tabell 5.9** redovisas de beräknade K_d -värdena.

Tabell 5.9. Beräknade K_d -värden för olika ämnen i bentonitbunden sand, resolsand samt bottenaska.

Ämne	K_d (l/kg)				
	Bentonitsand	Resolsand		Bottenaska	
	AE/LE/DV	AE	LE/DV	AE	LE/DV
Arsenik	160	310	420	280	420
Bly	1500	500	500	500	500
Kadmium	130	3300	3300	3300	3300
Kobolt	2300 ¹⁾	100 ¹⁾	100 ¹⁾	3000 ¹⁾	3000 ¹⁾
Koppar	6500	1200	6000	23000	23000
Krom	34000	12000	24000	7000	23000
Kvicksilver	920 ¹⁾	40 ¹⁾	40 ¹⁾	1200 ¹⁾	1200 ¹⁾
Nickel	10000	330	2000	10000	10000
Vanadin	460 ¹⁾	20 ¹⁾	20 ¹⁾	600 ¹⁾	600 ¹⁾
Zink	24000	250	380	1700	52000
Antimon	200	90	1000	250	1000
Fenoler	2 ²⁾	0,9 ²⁾	3 ²⁾	0,1 ²⁾	1,4 ²⁾
PAH-canc	94000 ³⁾	4000 ³⁾	4000 ³⁾	120000 ³⁾	120000 ³⁾
PAH-övr	180 ⁴⁾	7,8 ⁴⁾	7,8 ⁴⁾	240 ⁴⁾	240 ⁴⁾
Klorid	2	1,4	2,1	0,66	2,5
Fluorid	2	0,43	2,6	0,87	2,3
Sulfat	2	0,47	2,6	0,77	2,7

¹⁾ Naturvårdsverkets rapport 4639

²⁾ K_d för fenol, Naturvårdsverkets rapport 4639.

³⁾ K_d för benso(a)pyren, Naturvårdsverkets rapport 4639. Giftigaste cancerogena PAH:en.

⁴⁾ K_d för naftalen, Naturvårdsverkets rapport 4639.

Utspädning

Med hänsyn till att materialen kommer att nyttjas i olika konstruktioner och såldes ligga skyddade/övertäckta kommer inte allt nederbördsvatten komma i kontakt med materialen utan enbart en andel. Vidare kommer lakvattnet när det når grund- eller ytvatten att spädas ut. För de olika scenarierna har därför en utspädning antagits baserat på typen av konstruktion. De utspädningar som har valts i beräkningarna är baserade på de generella antaganden om utspädning som använts vid beräkningar av Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad jord (rapport 4639) samt RVF:s rapport "Bedömningsgrunder för förorenade massor" (RVF, 2002).

För *scenario 1* har det antagits att materialen ligger inne i en väggkropp som är täckt med asfalt. Ett rimligt antagande torde vara att ca 80% av nederbörden avrinner ytligt, medan 20% potentiellt sett kan passera materialet. Vid beräkning av riktvärden för *akuta effekter* i ytvatten har en utspädning av lakvattnet till grundvatten antagits till 1/4, då vattenomsättningen i strandzonen i ytvattendraget periodvis antas vara mycket begränsad har utspädning mellan grundvatten till ytvatten antagits till 1/1. Vid beräkningen av riktvärden mht *långtidseffekter* har det av naturvårdsverket antagna förhållandet mellan utspädning av por- till ytvatten av 1/60 000 ej bedömts rimlig. I RVF:s rapport ansätts denna utspädning till 1/2000 för ett typiskt ytvattendrag (medelvattenflöde om 1 000 000 m³/år), vilken har bedömts mer relevant och

därför nyttjats i beräkningarna. Vid beräkning av riktvärde m.h.t. dricksvattenkvalitetskriterier har de av Naturvårdsverket för känslig markanvändning ansatta utspädningen mellan grundvatten till drickvattenbrunn 1/15 antagits. Den totala utspädningen mellan lakvatten till drickvattenbrunn blir således 1/60.

På motsvarande sätt har för **scenario 2** utspädningen mellan lakvatten till ytvatten ansatts till 1/2000 vid beräkning av riktvärde m.h.t. **långtidseffekter** hos akvatiska organismer i ett ytvattendrag.

I **scenario 3** har det antagits att de olika materialen nyttjas som barriärmaterial i en deponi, i eller ovan tätskiktet. För Ett rimligt antagande torde här vara att ca 1/4 av nederbörden rinner av ytligt emedan 3/4 (75%) passerar materialet. Vid beräkning av riktvärden för **akuta effekter** i ytvatten har en utspädningen av lakvatten till grundvatten antagits till 1/1 och då vattenomsättningen i strandzonen i ytvattendraget periodvis antas vara begränsad har utspädning mellan grundvatten till ytvatten antagits till 1/10. Den totala utspädningen mellan lakvatten till ytvatten blir således 1/10. Vidare har på motsvarande sätt som för scenario 2 det ansatts en utspädning om 1/2000 vid beräkning av riktvärde m.h.t. långtidseffekter.

I **tabell 5.10** nedan redovisas de ansatta utspädningsgraderna för beräkning av riktvärden vid de olika scenarierna.

Tabell 5.10 *Ansatt utspädningsgrad i beräkningarna av riktvärden för bentonitbunden sand, resolsand samt bottenaska vid olika scenarier.*

Scenario	Akuta effekter i ytvatten	Långtidseffekter i ytvatten	Dricksvatten
Scenario 1 – Väg inom skyddsvärt område	4	2000	60
Scenario 2 – Väg inom ej skyddsvärt område	-	2000	-
Scenario 3 – Deponi	10	2000	-

5.4 Resultat

I *tabell 5.11-5.13* redovisas resultaten från beräkningarna för scenario 1-3 avseende riktvärden för ytvatten och dricksvatten kvalitetskriterier.

Tabell 5.11 Resultat scenario 1 - Beräknade riktvärden avseende ytvatten och dricksvatten kvalitetskriterier för bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska.

Ämne	Långtidseffekter (mg/kg TS)			Akuta effekter (mg/kg TS)			Dricksvatten (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	160	420	420	230	450	400	15 ³⁾	25	25
Bly	300	100	100	490	160	160	90	30	30
Kadmium	0,4	10	10	2	50	50	4	100	100
Kobolt	11000	450	14000	14000	590	18000	690	30	900
Koppar	2600	2400	9200	470	90	1700	7800	7200	28000
Krom	6800	4800	4600	2200	770	450	10000	7200	6900
Kvicksilver	20	0,8	20	9	0,4	10	6	0,2	7
Nickel	50000	10000	50000	56000	1800	56000	1200	240	1200
Vanadin	1800	80	2400	520	40 ³⁾	670	280	40 ³⁾	360
Zink	Obegr.	2300	Obegr.	12000	120	820	43000	680	94000
Fenoler	40	70	30	30	10	1	0,02	0,04	0,02
PAH-C	280	10	370	90	4	120	6	0,3 ³⁾	7
PAH-Ö	40	3 ³⁾	50	140	6	180	3 ³⁾	3 ³⁾	3 ³⁾
Klorid	1)	1)	1)	6900	4800	2300	1200	1300	1500
Fluorid	1)	1)	1)	2)	2)	2)	20	20	20
Sulfat	1)	1)	1)	2)	2)	2)	1200	1600	1600
Antimon	1200	6000	6000	140	70	180	6	30	30

1) Ej relevant

2) Jmfr. Klorid

3) Justerat mot bakgrundshalt

Tabell 5.12 Resultat Scenario 2 - Beräknade riktvärden avseende ytvatten och dricksvatten kvalitetskriterier för bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska

Ämne	Långtidseffekter (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	160	420	420
Bly	300	100	100
Kadmium	0,4	10	10
Kobolt	11000	450	14000
Koppar	2600	2400	9200
Krom	6800	4800	4600
Kvicksilver	20	0,8	20
Nickel	50000	10000	50000
Vanadin	1800	80	2400
Zink	Obegr.	2300	Obegr.
Fenol	40	70	30
PAH-C	280	10	370
PAH-Ö	40	3 ³⁾	50
Klorid	1)	1)	1)
Fluorid	1)	1)	1)
Sulfat	1)	1)	1)
Antimon	1200	6000	6000

1) Ej relevant

2) Jmfr. klorid

3) Justerat mot bakgrundshalt

Tabell 5.13 Resultat Scenario 3 - Beräknade riktvärden avseende ytvatten och dricksvatten kvalitetskriterier för bentonitbunden gjuterisand, resolsand och bottenaska

Ämne	Långtidseffekter (mg/kg TS)			Akuta effekter (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	160	420	420	580	1100	1000
Bly	300	100	100	1200	410	410
Kadmium	0,4	10	10	5	130	130
Kobolt	11000	450	14000	35000	1500	45000
Koppar	2600	2400	9200	1200	220	4100
Krom	6800	4800	4600	5400	1900	1100
Kvicksilver	20	0,8	20	20	0,9	30
Nickel	50000	10000	50000	Obegr.	4600	Obegr.
Vanadin	1800	80	2400	1300	55	1700
Zink	Obegr.	2300	Obegr.	29000	300	2000
Fenol	40	70	30	70	30	4
PAH-C	280	10	370	2300	10	290
PAH-Ö	40	3 ³⁾	50	350	15	460
Klorid	1)	1)	1)	17000	12000	5700
Fluorid	1)	1)	1)	2)	2)	2)
Sulfat	1)	1)	1)	2)	2)	2)
Antimon	1200	6000	6000	360	160	450

1) Ej relevant

2) Jmfr. klorid

3) Justerat mot bakgrundshalt

6.0 TOXICITETSTESTER

6.1 Allmänt

Den bentonitbundna gjuterisanden, resolsanden samt bottenaskans toxiska egenskaper har undersökts m h a ekotoxikologiska tester. Testerna har gjorts på ett ”batteri” av organismer från olika organismgrupper som kan ingå i en näringskedja. Testerna har utförts både på ett extrakt av materialen vid en L/S-kvot på 4 samt på sanden direkt. Testerna görs under standardiserade förhållanden m a p t ex näring, temperatur och pH för att vara jämförbara samt för att minimera effekterna av andra faktorer på organismerna såsom näringsbrist eller för högt eller lågt pH. Av den anledningen justeras pH och näring i testerna vid behov. Testerna utförs så att man studerar den relativa hämningen av t ex en fysiologisk process eller överlevnaden i jämförelse med en kontroll (icke kontaminerat prov) under en viss tids exponering. Följande akuta, dvs exponering under kort tid, ekotoxikologiska tester har utförts av HydroQual Laboratories Ltd. på resolsanden alternativt extrakt av sanden. För detaljer avseende metodik etc hänvisas till HydroQual, (2003):

- Bakterier
 - Inhibition av luminiscens för den marina bakterien *Vibrio fischeri* (Mikrotox)
- Växter
 - Inhibition av tillväxten för algen *Raphidocelis subcapitata*
 - Inhibition av frögroning/frötillväxt för sallad, *Lactuca sativa*
 - Inhibition av rottillväxten för sallad, *Lactuca sativa*
 - Inhibition av tillväxten för andmat, *Lemna minor*
- Ryggradslösa djur (evertebrater)
 - Överlevnad för daggmask, *Lumbriculus variegatus*
 - Överlevnad för fjädermygglarv, *Chironomus tenans*
 - Överlevnad för vattenloppa, *Daphnia magna*
- Ryggradsdjur
 - Överlevnad för fisken *Pimephales promelas*

6.2 Resultat

I **tabell 6.1** nedan redovisas resultaten från toxicitetstesterna på materialen samt extrakt av desamma. Resultaten redovisas som procentuell hämning av en viss fysiologisk process alternativt minskad överlevnad jämfört med en kontroll (icke kontaminerat prov). En hämning/minskning som är <30% jämfört med kontrollen bedöms som icke giftig, 30-80% som marginellt giftig och >80% som giftig.

Tabell 6.1. Lakextraktens från bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska och dess giftighet för olika organismer

Toxicitetstest	Giftighet (% hämning/överlevnad)		
	Bentonitsand	Resolsand	Botteaska
Bakterieluminiscens (lakextrakt)	Marginellt giftig (71%)	Icke giftig	Icke giftig
Algtillväxt (lakextrakt)	Marginellt giftig (53%)	Icke giftig	Icke giftig
Rottillväxt sallad (lakextrakt)	Icke giftig	Icke giftig	Icke giftig
Frögroning/-tillväxt sallad (lakextrakt, sand)	Icke giftig	Icke giftig (lakextrakt) Marginellt giftig (78% i sand)	Icke giftig
Tillväxt andmat (lakextrakt)	Marginellt giftig (39%)	Icke giftig	Icke giftig
Överlevnad Vattenloppa (lakextrakt)	Icke giftig	Marginellt giftig (60%)	Icke giftig
Överlevnad Fjädermygglarv (lakextrakt, sand)	Marginellt giftig (70% i lakextrakt) Icke giftig (sand)	Icke giftig (lakextrakt) Marginellt giftig (67% i sand)	Icke giftig (lakextrakt) Marginellt giftig (67% i aska)
Överlevnad daggmask (lakextrakt, sand)	Giftig (80% i lakextrakt) Icke giftig (sand)	Marginellt giftig (60% i lakextrakt) Giftig (100% i sand)	Icke giftig (lakextrakt) Giftig (100% i aska)
Överlevnad fisk (lakextrakt)	Icke giftig	Marginellt giftig (40%)	Icke giftig

Av **tabell 6.1** ovan framgår att:

- lakextrakt för **bentonitbundna sanden** är giftigt för ett flertal organismer, medan sanden i sig inte uppvisar någon giftighet
- lakextraktet för **resolsanden** inte är speciellt giftigt för flertalet organismer, medan sanden är relativt giftig.
- lakextraktet för **bottenaskan** inte är giftigt för någon av de testade organismerna, medan askan är relativt giftig.

Ytterligare ett sätt att erhålla en mer sammanvägd bild av materialens giftighet är att ranka dem och beräkna ett hälsoindex (SHI). Rankningen och beräkningen av SHI har gjorts i enlighet med HydroQuals rankning och beräkningar av hälsoindex för sediment och jord. Resultaten från toxicitetstesten på materialen samt extrakt på materialen har rankats enligt:

- 1=giftig (<19% överlevnad)
 2=måttligt giftig (20-39% överlevnad)
 3=svagt giftig (40-50% överlevnad)
 4=marginellt giftig (60-80% överlevnad)
 5=icke giftig (>80% överlevnad)

De rankade resultaten från varje test (testorganism) har adderats och ett genomsnittligt rankat värde har sedan beräknas för respektive organismgrupp. Baserat på de genomsnittliga rankade värdena för respektive organismgrupp kan sedan ett sammanvägt genomsnittligt värde, sk hälsoindex, för materialen beräknas. I **tabell 6.2** redovisas resultaten d v s materialens giftighet (inkl extrakt på materialen) för olika organismgrupper.

Tabell 6.2 Materialens hälsoindex (SHI) samt rankad toxicitet för olika organismgrupper.

Material	Bakterier	Växter	Ryggradslösa djur	Ryggradsdjur (fisk)	SHI
Bentonitsand	2	4,3	3,8	4	4
Resolsand	5	4,3	2,8	4	4
Bottenaska	5	4,8	3,6	5	5

Av **tabell 6.2** framgår att:

- **Bentonitsanden** är marginellt giftig
- **Resolsanden** är marginellt giftig. Ryggradslösa djur verkar dock vara något känsligare för sanden än övriga organismgrupper.
- **Bottenaskan** sammantaget inte är speciellt giftig, men att den kan vara giftig för vissa ryggradslösa djur.

7.0 SAMMANFATTNING OCH DISKUSSION

7.1 Platsspecifika riktvärden för scenario 1-3

I **tabell 7.1** till 7.3 redovisas förslag till platsspecifika riktvärden för miljöstörande ämnen i materialen bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska. Det platsspecifika riktvärdet är det lägsta av beräknade värden för skydd av människor på platsen, miljöskydd på platsen samt skydd av ytvattenrecipient och dricksvattentäkt. Beräkningarna är utförda under förutsättning att materialen används i med skydd (övertäckning) inom områden likvärdiga med de hypotetiska scenariorna som beskrivits. Vid nyttjande av materialen i en verklig konstruktion, skall beräkningarna revideras mht de på platsen rådande förutsättningarna.

Det skall noteras att ingen hänsyn tas i beräkningarna till eventuella samverkans effekter. Inte heller tas hänsyn till ev. fastläggning och naturlig nedbrytning av dessa ämnen.

Tabell 7.1 Scenario 1-Platsspecifika riktvärden för bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska.

Ämne	Platsspecifikt riktvärde (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	15 ¹⁾	20	20
Bly	90	30	30
Kadmium	0,4	6	6
Kobolt	120	30	120
Koppar	100	90	100
Krom	120	120	120
Kvicksilver	5	0,2	5
Nickel	100	100	100
Vanadin	100	40 ¹⁾	100
Zink	350	120	350
Fenoler	0,02	0,04	0,02
PAH-C	6	0,3 ¹⁾	7
PAH-Ö	3 ¹⁾	3 ¹⁾	3 ¹⁾
Klorid	1200	1300	1500
Fluorid	20	20	20
Sulfat	1200	1600	1600
Antimon	6	30	30

1) Justerat mht bakgrundshalt

Tabell 7.2 Scenario2 - Platsspecifika riktvärden för bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska.

Ämne	Platsspecifikt riktvärde (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	40	40	40
Bly	300	100	100
Kadmium	0,4	10	10
Kobolt	240	240	240
Koppar	200	200	200
Krom	240	240	240
Kvicksilver	10	0,8	20
Nickel	200	200	200
Vanadin	250	80	250
Zink	700	700	700
Fenoler	40	40	30
PAH-C	25	10	25
PAH-Ö	40	3 ¹⁾	40
Klorid	4000	4000	4000
Fluorid	4000	4000	4000
Sulfat	4000	4000	4000
Antimon	1200	2000	2000

1) Justerat mht bakgrundshalt

Tabell 7.3 Scenario 3-Platsspecifika riktvärden för bentonitbunden gjuterisand, resolsand samt bottenaska.

Ämne	Platsspecifikt riktvärde (mg/kg TS)		
	Bentonitsand	Resolsand	Bottenaska
Arsenik	40	40	40
Bly	300	100	100
Kadmium	0,4	10	10
Kobolt	240	240	240
Koppar	200	200	200
Krom	240	240	240
Kvicksilver	10	0,8	10
Nickel	200	200	200
Vanadin	250	55	250
Zink	700	300	700
Fenoler	40	30	4
PAH-C	25	10	25
PAH-Ö	40	3 ¹⁾	40
Klorid	4000	4000	4000
Fluorid	4000	4000	4000
Sulfat	4000	4000	4000
Antimon	360	160	450

1) Justerat mht bakgrundshalt

7.2 Toxicitet

I *tabell 7.3* redovisas en sammanfattning av resultaten från de genomförda toxicitetstesterna.

Tabell 7.3 Materialens hälsoindex (SHI) samt rankad toxicitet för olika organismgrupper.

Material	Bakterier	Växter	Ryggradslösa djur	Ryggradsdjur (fisk)	SHI
Bentonitsand	2	4,3	3,8	4	4
Resolsand	5	4,3	2,8	4	4
Bottenaska	5	4,8	3,6	5	5

8.0 REFERENSER

CCME, 2002. Canadian Environmental Quality Guidelines.

F.A. Swartjes 1999. Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency, Risk Analysis Vol. 19 Nr. 6.

Gustafsson M, 2002. Inledande fältförsök projekt AIS 32. Vinnova, VR 2003:9

Gustafsson M, Johansson P, Wallman S, Reuterhage Å, Ekvall A, von Bahr B, 2003. Inledande laborieförsök projekt AIS 32, Vinnova VR 2003:8

Livsmedelsverket 2001. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten, SLV SF 2001:30.

Livsmedelsverket 1993. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten, SLV SF 1993:35.

NLM, 2003. National Library of Medicine (NLM), Toxicological and Environmental Health Information Program, <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/> 2003

NV, 1996. Development of generic guideline values. Naturvårdsverket Rapport 4639, 1996.

NV, 1998. Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, Naturvårdsverket Rapport 4889, 1998.

RVF, 2002. Bedömningsgrunder för förorenade massor, RVF Utveckling 02:09.

SP, 2003. Kemiska analysresultat dat. (02-07-01; 03-08-08; 03-09-09; 03-08-20; 03-10-14; 03-10-24)

USEPA, 1996. Toxicological Benchmarks for screening Potential Contaminants of Concern for effects on Aquatic Biota.

GOLDER ASSOCIATES AB

Anna-Lena Öberg-Högsta
Uppdragsledare

Maria Paulsson
Handläggare

Anders Bank
Kvalitetsansvarig