



Åtgärdstester av jord vid båtuppställningsplatser

Ver 1,1. 2023-02-23

SWEBOAT – Båtbranschens riksförbund
Hammarby allé 91
120 63 Stockholm
www.sweboat.se

EnviFix AB
Smörslottsgatan 38
416 78 Göteborg
www.envifix.se

1 Innehållsförteckning

1	Innehållsförteckning	2
2	Förord	4
3	Sammanfattning	5
4	Bakgrund	8
5	Syfte och mål	8
6	Organisation och finansiering	9
7	Avgränsning	9
8	Metodik	10
8.1	Karaktärisering	10
8.1.1	Testområden	10
8.1.2	Provtagning	11
8.1.3	Analyser av obehandlad jord.....	13
8.2	Åtgärdsmetoder	14
8.2.1	Torrsiktning.....	14
8.2.2	Våtsiktning.....	14
8.2.3	Stabilisering med adsorptionsmedel.....	15
8.2.4	Solidifiering.....	16
8.2.5	Termisk behandling	17
8.2.6	Biologisk nedbrytning.....	17
8.2.7	Kemisk oxidation	18
8.3	Analyser av behandlat material.....	18
9	Resultat.....	19
9.1	Karaktärisering av båtuppställningsplatserna	19
9.1.1	Björlanda	19
9.1.2	Torslanda	21
9.1.3	Svinninge	23
9.1.4	Dyvik	25
9.1.5	Diskussion karaktärisering.....	27
9.2	Åtgärdstester	30
9.2.1	Torrsiktning.....	30
9.2.2	Våtsiktning.....	31
9.2.3	Stabilisering med adsorptionsmedel.....	38
9.2.4	Solidifiering.....	40
9.2.5	Termisk behandling	44
9.2.6	Biologisk nedbrytning.....	47

9.2.7	Kemisk oxidation	49
10	Diskussion och utvärdering	52
10.1	Åtgärdstester i jämförelse	52
10.1.1	Riskreducering	54
10.1.2	Hållbarhetsaspekter	55
10.1.3	Kostnader och skalbarhet.....	65
10.2	Potentiella kombinationer av åtgärdsmetoder	70
10.3	Karaktärisering av testområden	71
10.3.1	Fysiska egenskaper	71
10.3.2	Kemiska egenskaper och föroreningar	71
10.3.3	Skaktester jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärdesmodells modellerade halter i porvatten	72
10.4	Felkällor	75
10.4.1	Provtagningsmetodik.....	75
10.4.2	Analysmetodik	76
10.4.3	Slutsats felkällor	77
11	Referenser	78
Bilagor 1	Karaktärisering innan åtgärd	
Bilaga 1.1	Sammanställning halter i jord	
Bilaga 1.2	Sammanställning halter skaktester	
Bilaga 1.3	Analysprotokoll jord och lakteter	
Bilaga 1.4	Sammanställning växtanalyser	
Bilaga 1.5	Analysprotokoll växtanalyser	
Bilagor 2	Åtgärdstester	
Bilaga 2.1.1	Torrsiktning sammanställning	
Bilaga 2.1.2	Torrsiktning analysprotokoll	
Bilaga 2.2	Våtsiktning	
Bilaga 2.2.1	Våtsiktning Svevia sammanställning	
Bilaga 2.2.2	Våtsiktning Svevia analysprotokoll	
Bilaga 2.2.3	Våtsiktning RGS Nordic sammanställning	
Bilaga 2.2.4	Våtsiktning RGS Nordic analysprotokoll	
Bilaga 2.3.1	Stabilisering sammanställning	
Bilaga 2.3.2	Stabilisering analysprotokoll	
Bilaga 2.4.1	Solidifiering sammanställning	
Bilaga 2.4.2	Solidifiering analysprotokoll	
Bilaga 2.5.1	Termisk behandling sammanställning	
Bilaga 2.5.2	Termisk behandling analysprotokoll	
Bilaga 2.6.1	Biologisk nedbrytning sammanställning	
Bilaga 2.6.2	Biologisk nedbrytning analysprotokoll	
Bilaga 2.7.1	Kemisk oxidation sammanställning	
Bilaga 2.7.2	Kemisk oxidation analysprotokoll	

2 Förord

Ett projekt för båtlivets framtid

Att båtuppställningsplatser är förorenade av gammal bottenfärg med gift är känt, men hur ska man hantera problemet?

Sweboats projekt "Åtgärdstester för båtuppställningsplatser" genomfördes för att testa kostnadseffektiva åtgärdsmetoder av jord som kan användas på plats för att skapa så lite avfall som möjligt. Studien har genomförts på Sweboats initiativ med finansiering från Naturvårdsverket. Peter Harms-Ringdahl på EnviFix har varit projektledare och genomfört projektet i samarbete med representanter från branschen som t ex Statens Geotekniska Institut, Länsstyrelsernas tillsynssamordnare, Göteborgs stad, Österåkers kommun, Grefab, Dyviks Marina och Svinninge Marina m.fl. Entreprenörerna, Envytech, Norditek, RGS Nordic och Svevia, som har medverkat i projektet har själva valt metoder och stått för kostnaderna att genomföra åtgärdstesterna.

Projektet har pågått sedan hösten 2021 och jord från verksamheter på ost- och västkust med olika förutsättningar i form av mängd föroreningar och markförhållanden har använts för att skapa en relevant bild. Föroreningsgraden beror på hur länge verksamheten pågått, typ av verksamhet och storlek på båtar. Trots variation i föroreningshalter behöver så gott som alla båtuppställningsplatser åtgärdas för att nå en acceptabel standard enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM (mindre känslig markanvändning).

Deponier saknas

Att åtgärda förorenad mark är kostsamt och kräver i vanliga fall transporter och deponering. Ytorna som behöver saneras är stora och innebär därför stora mängder avfall. Ett annat problem är att utbudet av deponier och avfallsmottagare som har möjlighet att ta emot materialet är väldigt begränsat vilket ger långa transporter och än högre kostnader. Som det ser ut idag riskerar därför marinor, varv och båtklubbar att slås ut ekonomiskt om de skulle behöva deponera all förorenad jord med halter över MKM.

Praktiskt metodtest

Resultaten från testerna visar inte bara på att behandling av massor på plats kan fungera och reducera avfallsmängder och miljöpåverkan utan också att metoderna samtidigt kan minska kostnaderna. För att kunna genomföra ett lyckat projekt krävs en branschspecifik metod för provtagning, specificerade krav på provberedning och analysmetoder och en erfaren konsult för tolkning av resultaten.

Sweboat tackar alla medverkande parter och framförallt Naturvårdsverket för finansieringen som möjliggjort projektet.

Sweboat Båtbranschens Riksförbund

3 Sammanfattning

Fritidsbåtar i Sverige behandlas ofta med biocidfärger för att motverka påväxt. De senaste decennierna har bottenfärgernas miljöpåverkan uppmärksamats och allt fler miljövänliga alternativ finns på marknaden. I jorden i områden där arbete med båtbottnar genomförs och vid båtuppställningsplatser förekommer det ofta höga halter av metaller, organiska ämnen som PAH, alifater och aromater men framför allt olika former av organiskt tenn (TBT, DBT, MBT, m.fl.) och Irgarol. Sammansättningen av ämnena varierar beroende bland annat på när verksamheten startade och var i Sverige området är beläget. TBT har i större utsträckning använts på västkusten, men förekommer ofta även i höga halter vid båtuppställningsplatser i andra delar av Sverige. Tennorganiska ämnen, Irgarol och bly är inte längre tillåtna i bottenfärger, men koppar och zink används fortfarande.

Trots att det är konstaterat att föroreningarna från båtbottnfärger är ett nationellt problem finns få beprövade åtgärdsmetoder för att hantera identifierade risker. Schaktsanering och deponering, som traditionellt är ett vanligt alternativ för att hantera förorenad jord, är problematisk då allt fler deponier inte vill ta emot förorenad jord med tennorganiska ämnen på grund av risk för krav på mer omfattande rening av lakvatten. Deponering innebär också transporter med tunga fordon vilket går emot andra av Sveriges miljömål. En annan aspekt som gör frågan högprioriterad är att det finns nationella planer på att öka åtgärdstempot av förorenat sediment. Innan sedimenten åtgärdas bör spridning från källområden på land (dvs båtuppställningsplatser och varv) kartläggas och vid behov åtgärdas först. Åtgärder av källområden på land innebär också lägre kostnader jämfört med att åtgärda sediment i de större utanförliggande vattenområden som kan förorenas genom spridning från land.

För att lösa ovan beskrivna problematik har Sweboat initierat detta projekt, som är unikt i sitt slag, "Åtgärdstester av förorenade båtuppställningsplatser". Det huvudsakliga syftet med projektet var att i samarbete med branschen testa innovativa åtgärdsmetoder med kvalitetssäkring samt utvärdera och uppskatta kostnaderna på ett transparent sätt. Huvudmålet är att testa vilka metoder som utifrån platsspecifika förutsättningar är praktiskt genomförbara, kostnadseffektiva och uppnår tillräckligt god riskreduktion.

Ett annat viktigt mål är att sprida kunskap om åtgärdsmetoderna som kan nyttjas av branschorganisationer, verksamhetsutövare, tillsynsmyndigheter, konsulter och vägledande myndigheter. Som ett led i detta publiceras den här rapporten på Sweboats hemsida och på Åtgärdsportalen (www.atgardsportalen.se).

Projektet har genomförts av [Sweboat](http://www.sweboat.se) med finansiellt stöd från Naturvårdsverket. Medverkande organisationer har även bidragit med tid och kunskap. Entreprenörer har bjudits in till projektet för att testa de metoder på jord från aktuella testytor som de fann lämpliga. Entreprenörerna har själva stått för omkostnaderna för genomförandet av testerna, och projektet har stått för kostnaderna av analyser innan och efter åtgärd, samt utvärdering av data.

Åtgärdstesterna har utförts i labbskala, med undantag för torrsiktning, och resultaten blir därför inte direkt överförbara på verkliga förorenade områden. För fullskaliga åtgärder ska metodernas lämplighet avgöras utifrån en platsspecifik bedömning och mindre pilottest rekommenderas, dels eftersom förutsättningarna varierar något, dels eftersom faktorer som kan påverka resultaten kanske inte har upptäckts med detta projekt.

Utgångspunkten för projektet var att förorenad jord vid båtupställningsplatser med icke hårdgjorda ytor i de flesta fall utgörs av relativt liknande material. De är belägna nära vatten och har liknande typ av föroreningskällor och föroreningssammansättning även om halterna kan variera. Ytorna är dessutom ofta tillgängliga på sommarhalvåret då det är som mest lämpligt att genomföra åtgärder av förorenad jord, och det finns relativt gott om plats vilket möjliggör åtgärdsmetoder på plats. Det bedömdes därför vara möjligt att genom karaktärisering av ett fåtal områden och test av åtgärdsmetoder av jorden inom dessa vara möjligt att dra slutsatser om metodernas effektivitet på andra båtupställningsplatser, även om platsspecifik anpassning alltid måste göras.

Då entreprenörerna som deltog i projektet befann sig på både väst- och östkusten valdes två områden i respektive region. Det bedömdes även kunna finnas variation i föroreningssammansättning mellan platser på väst- och östkusten, vilket var av intresse vid utvärdering av metoderna.

Likheterna mellan testytorna som resultaten visar antyder att hypotesen om att liknande metoder kan användas inom båtupställningsplatser stämmer. Lakningen var generellt lägre än väntat, något som diskuteras mer i slutet av rapporten.

Efter analyser och sammanställning av resultat fick entreprenörer tillgång till karaktäriserad jord för åtgärdstest.

De åtgärdsmetoder som entreprenörer visade intresse för att testa var:

- torrsiktning (Norditek)
- våtsiktning (RGS Nordic och Svevia)
- kemisk stabilisering (Envytech)
- solidifiering (RGS Nordic)

Utöver de metoder som identifierades bedömde projektgruppen att det även var intressant att testa:

- termisk behandling
- biologisk nedbrytning
- kemisk oxidering

Resultaten visar att alla testade metoder utom biologisk behandling bedöms användbara för att minska riskerna med förorenad jord vid båtupställningsplatser.

Torrsiktning visade goda effekter på att avskilja finmaterial och till detta bundna föroreningar. Rester av finpartikulärt material som finns kvar i de grövre fraktionerna påverkar reningsgraden och gör att metoden troligen är lämpligast i lågt till måttligt förorenade områden, alternativt kraftigt förorenade områden med större andel grovmaterial som kan sorteras ut.

Våtsiktning visade goda effekter på att avskilja finmaterial och de föroreningar som var bundna till materialet. Jämfört med torrsiktning avlägsnas fler finpartiklar från de siktade grövre fraktionerna vilket möjliggör större återanvändning av material på plats. Metoden kräver dock hantering av processvatten.

Stabilisering med adsorptionsmedel var den metod som mest minskade lakningen av både metaller och tennorganiska ämnen, även om föroreningarna finns kvar i marken. Om det finns partikelbunden spridnings- eller exponeringsrisk behöver metoden även kombineras med rent ovanlager av grus eller hårdgörande av ytan.

Solidifiering visade goda resultat för minskad spridning genom lakning av metaller och tennorganiska ämnen. Metoden reducerar även partikelbunden spridning till ett minimum. Metoden kräver dagvattenssystem och rening av detta.

Termisk behandling gav god haltminskning av tennorganiska ämnen och även Irgarol i jord, dock påverkades lakningen av zink och antimon negativt. Det betyder inte nödvändigtvis att lakhalterna utgör ett problem men det måste utvärderas i varje enskilt fall. Om området har höga halter metaller kan kompletterande åtgärder som minskar metallernas spridning krävas. Med termisk behandling måste föroreningar som förångas beaktas och vid behov renas. Testet gjordes av projektet och det är osäkert om det finns någon entreprenör i Sverige som erbjuder metoden för behandling på plats för förorenade båtuppställningsplatser.

Biologisk behandling bedöms inte minska halterna organiska föroreningar under behandlingstiden och därmed inte kunna användas för riskreducerande åtgärd under förutsättningarna för detta projekt. Testet gjordes av projektet och det är osäkert om det finns någon entreprenör i Sverige som erbjuder metoden för behandling på plats för förorenade båtuppställningsplatser.

Kemisk oxidation hade ett jämförbart resultat med termisk behandling med avseende på minskade halter i jord av tennorganiska ämnen och Irgarol. Dock ökade lakning av krom, troligen för att krom III oxiderades till krom VI. De uppmätta lakhalterna är inte nödvändigtvis problematiska men det bör utvärderas om halterna krom i jorden kan bli ett problem innan kemisk oxidation väljs som åtgärdsmetod. Om området har höga halter metaller kan kompletterande åtgärder som minskar metallernas spridning krävas. Testet gjordes av projektet och det är osäkert om det finns någon entreprenör i Sverige som erbjuder metoden för behandling på plats för förorenade båtuppställningsplatser.

För hållbarhetsaspekter och kostnader för respektive metod hänvisas läsaren till respektive kapitel i rapporten.

Lakhalterna av framför allt tennorganiska ämnen från testområdena var lägre än väntat. Metaller lakade med ett undantag (koppar i Björlanda) under gränsen för inert avfall. Det kan inom en del områden därför innebära att partikelbunden spridning är den dimensionerande risken att beakta. Denna spridning finns inte med i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och riktvärdet tar inte hänsyn till detta. Kvantifiering av partikelbunden spridning kompliceras av att föroreningar som påträffas i sediment, beroende på lokala förhållanden, kan ha transporterats längre sträckor eller komma direkt från flagnande båtbottnfärg från båtar i vattnet i närområden. Källan behöver därför inte nödvändigtvis vara närliggande landområde, dvs båtuppställningsplatsen. Platsspecifik bedömning behöver göras för att bestämma vilka risker som behöver reduceras och vilka åtgärder som är lämpliga för att uppnå önskad riskreducering.

Flera av metoderna adresserar olika typer av risker. För att uppnå åtgärds mål och samtidigt minska kostnader och miljöpåverkan kan det vara positivt att kombinera olika metoder.

Förutom att visa att det finns många åtgärdsalternativ för förorenade båtuppställningsplatser har projektet visat att provtagning och analys av jord är relativt komplicerat på grund av hög heterogenitet i materialet. Provberedning med homogenisering bedöms vara nödvändigt för halter i jord. Även med homogenisering krävs replikatprovtagning och replikatanalyser för att uppskatta osäkerheten i provtagningen. Analyser av lakvatten, helst genom perkolationstest men annars skaktest, är väsentligt för att bedöma om föroreningarnas lakning stämmer överens med modellen, och även för att välja åtgärdsmetod. En kombination av analyser av jord, grundvatten, ytvatten och sediment bedöms som det bästa alternativet för att ge ett gott underlag för att utreda åtgärdsbehovet samt välja åtgärd.

verksamhetsutövare, tillsynsmyndigheter och vägledande myndigheter. Som ett led i detta publiceras den här rapporten på Sweboats [hemsida](#) och på [Åtgärdsportalen](#).

6 Organisation och finansiering

Projektet har genomförts av Sweboat med finansiellt stöd från Naturvårdsverket. Medverkande organisationer har även bidragit med tid och kunskap. Arbetet med planering, provtagning, utvärdering av data och författande av denna rapport har utförts av konsultbolaget EnviFix AB. Relement AB har medverkat vid provtagningar och framtagande av provtagningsdesign.

Entreprenörer har bjudits in till projektet för att testa valfria metoder på jord från aktuella testtytor som de fann lämpliga. Entreprenörerna har själva stått för omkostnaderna för genomförandet av testerna, och projektet har stått för kostnaderna av analyser innan och efter åtgärd samt utvärdering av data.

Följande entreprenörer har medverkat, planerat och genomfört de åtgärdstester som finns med:

Envytech
Norditek
RGS Nordic
Svevia

Följande verksamhetsutövare har upplåtit sin mark för analyser och tester samt granskat projektplaner och denna rapport:

Dyvik Marina
Grefab (Björlanda och Torslanda)
Svinninge Marina

Följande organisationer har medverkat i referensgruppen och granskat projektplaner och denna rapport:

Österåkers kommun - Miljö- och hälsoskyddsavdelningen
Göteborgs stad - Miljöförvaltningen
Länsstyrelsen i Västra Götaland
Statens Geotekniska Institut
Länsstyrelsernas tillsynssamordnare

Analysen har genomförts av ALS Scandinavia AB.

Ingen av de verksamhetsutövare som tillhandahåller testtytor eller de entreprenörer som har genomfört åtgärdstester i projektet har erhållit ekonomisk ersättning för sin medverkan.

7 Avgränsning

Det är enbart mark och åtgärder av markföroreningar som har undersökts inom projektet. Båtoppställningsplatser med icke hårdgjorda ytor har valts ut. Det är enbart de avgränsade testtytor som har karaktäriserats och projektet har inte gjort labbanalyser eller bedömningar av båtoppställningsplatserna som helhet. Inte heller har det faktiska åtgärdsbehovet inom testytan bedömts, utan syftet har varit att karaktärisera den ytliga jorden inom testytan och därefter testa och utvärdera metoder på denna specifika jord. Metodtesterna har enbart gjorts på en mindre mängd jord, 1–20 kg. Det har därför inte heller gjorts någon bedömning av vilka metoder som är lämpliga att åtgärda i de områden som är med i testerna.

Åtgärdstesterna har utförts i labbskala, med undantag för torrsiktning, och resultaten blir därför inte direkt överförbara på verkliga förorenade områden. För fullskaliga åtgärder ska metodernas

lämplighet avgöras utifrån en platsspecifik bedömning och mindre pilottest rekommenderas, dels eftersom förutsättningarna varierar något, dels eftersom faktorer som kan påverka resultaten kanske inte har upptäckts med detta projekt.

8 Metodik

Utgångspunkten för projektet var att förorenad jord vid båtuppställningsplatser med icke hårdgjorda ytor i de flesta fall utgörs av relativt liknande material, det vill säga bärlager i fraktionen 0–64 mm, eller 0–32 mm. De är belägna nära vatten och har liknande typ av föroreningskällor och föroreningssammansättning, även om halterna kan variera. Ytorna är dessutom ofta tillgängliga på sommarhalvåret då det är som mest lämpligt att genomföra åtgärder av förorenad jord och det finns relativt gott om plats vilket möjliggör åtgärdsmetoder som kan utföras på plats. Det bedömdes därför vara möjligt att genom karaktärisering av ett fåtal områden och test av åtgärdsmetoder av jorden inom dessa vara möjligt att dra slutsatser om metodernas effektivitet på andra båtuppställningsplatser, även om platsspecifik anpassning alltid måste göras.

8.1 Karaktärisering

Projektet använde ett relativt omfattande provtagningsprogram som togs fram i samråd med SGI och medverkande entreprenörer. Syftet med programmet var att ge en tillförlitlig karaktärisering av materialet och utvärdering av metoderna. Därför användes ISM-provtagning (Incremental Sampling Methodology) med 3 samlingsprover (replikat) à 50 inkrement (delprover), vilket har en stor sannolikhet att representera den verkliga medelhalten i den undersökta volymen (se [Undersökningssportalen, www.foroarenadeomraden.se](http://Undersokningsportalen.www.foroarenadeomraden.se) för mer information om ISM-provtagning). Föroreningarna i jorden på båtuppställningsplatser har ofta en stor heterogenitet och enskilda prover löper därför stor risk att generera ett provtagningsfel. Heterogeniteten kräver också att proverna förbereds innan analys genom malning och omfördelning.

I denna rapport har ingen riskbedömning eller åtgärdsutredning genomförts. För generellt arbete och undersökningar av förorenade områden se Naturvårdsverkets tre rapporter från 2009 inom detta område, Rapport 5976, "Riktvärden för förorenad mark", Rapport 5977 "Riskbedömning av förorenade områden", och Rapport 5978 "Att välja efterbehandlingsåtgärd".

8.1.1 Testområden

Då entreprenörerna som deltog i projektet befann sig på både väst- och östkusten valdes två områden i respektive region. Det bedömdes även kunna finnas variation i föroreningssammansättning mellan platser på väst- och östkusten, vilket var av intresse vid utvärdering av metoderna. Genom Sweboat identifierades sammanlagt fyra testområden (se Figur 1) hos verksamhetsutövare som hade möjlighet att avvara delar av sina uppställningsområden under en begränsad period.



Figur 1. Satellitbilder över de fyra olika testområdena. Röda rektanglar visar ungefär det område som provtagits med ISM-metod. A: Svinninge marina, B: Dyvik marina, C: Torslanda marina och D: Björlanda marina.

Vissa behandlingsmetoder åtgärdar enbart organiska föreningar medan andra även kan reducera risken med metallföroreningar. Vid områden med generellt lägre föroreningsgrad förväntades huvudproblemet utgöras av tennorganiska ämnen och Irgarol, medan områden med högre halter föroreningar därutöver har höga metallhalter i jorden. För att erbjuda ett bredare underlag för åtgärdstesterna valdes en lokal där det förväntades vara höga halter föroreningar och en lokal där det förväntades vara lägre halter föroreningar på väst- respektive östkusten.

På östkusten fanns sedan tidigare analyser som kommunen utfört och testområden inom respektive område kunde därför göras baserat på de resultaten (ett delområde av Svinninge Marina valdes som högförorenat och ett delområde inom Dyviks Marina med lägre föroreningshalt). På västkusten saknades analyser och markytan analyserades därför först med XRF med avseende på bly, koppar, zink och tenn, för att avgränsa lämpliga testområden (ett delområde inom Björlanda valdes ut som högförorenat och delområde inom Torslanda med lägre föroreningshalt). Enbart ytor där båtar stått uppställda användes, vägar och andra ytor ingick inte i testområdena.

8.1.2 Provtagning

Testområdena karaktäriserades genom ISM-provtagning. Ett testområde på 300 kvadratmeter valdes ut per lokal. Testområdet delades in i 50 rutor om vardera 6 kvadratmeter (2x3 m). I varje ruta uttogs 3 inkrement (delprov) som slogs samman med motsvarande inkrement från övriga rutor, vilket gav 3 samlingsprov (replikat) med namnen ISM 1, ISM 2 och ISM 3, se

Figur 3. I Björlanda behövdes mer jord för åtgärdstest och där togs ytterligare ett samlingsprov med samma metodik som fick namnet ISM 4.

För kemiska analyser utgjorde ett inkrement 50 ml (vilket gav ett samlingsprov på 2,5 liter), för skaktester 50 ml (samlingsprov på 2,5 liter), för siktkurvor 100 ml (samlingsprov på 5 liter) och för åtgärdstesterna 200 ml (samlingsprov på 10 liter). Inkrementen för de olika analyserna uttogs på

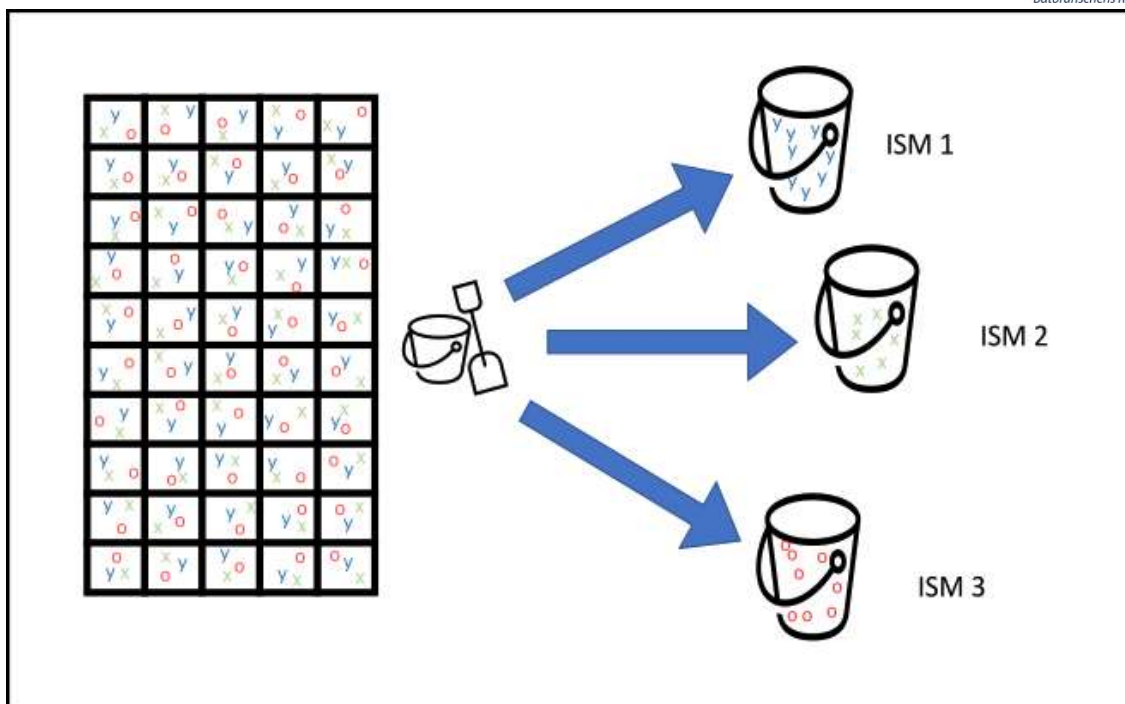
samma punkt efter att jorden rörts om och bedöms vara tillräckligt identiska för att det inte ska skilja nämnbart i halt mellan de olika proverna med samma ISM-nummer. För exempel på provpunkt se

Figur 2.

Inkrementen uttogs ur de översta 5 centimetrarna av jorden, eftersom det bedömdes innehålla mest föroreningar och för att det är det minsta djupet som kan schaktas utan att påverka pågående verksamhet (en grop var ej önskvärd). Varje samlingsprov representerar därmed de översta 5 centimetrarna av testområdet, det vill säga en volym på 15 kubikmeter ($0,05 \text{ m} \times 300 \text{ m}^2$). I Dyvik användes en mindre grävare för att luckra upp ytjorden i de punkter där inkrement uttogs, i övriga testområden gjordes gropar för hand, med spett och spade. Samma metodik användes för att ta ut jorden till åtgärdstesterna.



Figur 2. Exempel på provgrop vid uttag av inkrement.



Figur 3. Schematisk bild över ISM-provtagningen som använts för att samla in jord för karaktärisering och åtgärdstesten. En yta på 300 m² delades in i 50 rutor varur 3 inkrement togs som bildade de 3 samlingsproven ISM 1, ISM 2 och ISM 3.

8.1.3 Analyser av obehandlad jord

Varje samlingsprov analyserades för halter i jord (metaller, tennorganiska föreningar, PAH, alifater, aromater, PCB, Irgarol, diuron, TOC, pH), kornstorleksfördelning samt med skaktester (L/S 2 och L/S 10 för metaller och tennorganiska föreningar). För de kemiska analyserna bereddes proverna enligt standardmetod med malning som tillägg för ytterligare homogenisering. Proverna siktades till fraktionen 0–2 mm, maldes därefter och uttag för kemisk analys genomfördes. Prover uttogs även för analys av hela jorden med kryomalning. Proverna sikts då inte utan alla partiklar, även grus och sten, fryses och finmals för homogenisering, och representerar då halten i hela jordvolymen. Detta för att jämföra hur stor del av halterna som fanns bundet till partiklar större än 2 mm. Det rådde dock osäkerhet om proverna frystes innan malning samt om grus och stenar finmaldes tillräckligt innan analys, samt om alla partiklar var <2 mm efter malning. Analyserna från proverna som skulle ha kryomalts visade relativt hög variation och bidrog i låg utsträckning till utvärderingen av data och har ej använts i större utsträckning men resultaten redovisas i bilaga 1.

Kornstorleksfördelning analyserades för att avgöra hur stor andel av jorden som kan sorteras ut vid separeringsmetoder, samt om det är en stor andel finpartiklar som kan utgöra problem vid t ex jordtvätt. Det var även av intresse att se om kornstorleksfördelningen skiljde sig mellan de olika områdena. För att mäta kornstorleksfördelning användes ISO-metod 11277:2009. Jorden siktades succesivt med mindre och mindre sikthål. Varje delfraktion kontrollmättes sedan med laserdiffraktion och vägdes så att en kornstorleksfördelning i viktprocent kunde anges.

De riktvärden som finns för föroreningar som förekommer i jord vid båtupställningsplatser styrs i hög grad av vilka halter som kan laka ut till porvatten. Även flertalet av de åtgärdsmetoder som testades inriktar sig på att reducera just lakningen av föroreningar. Därför genomfördes skaktester för att se hur mycket ämnena lakade platsspecifikt samt för att kunna jämföra med hur åtgärdsmetoderna kan reducera lakningen. För skaktest siktades materialet till en kornstorlek mindre än 4 mm. Det siktade materialet tillsattes ett kärl med vatten i två steg: i första steget 2 liter vatten per kilo jord (L/S 2) som sedan skakades i 6 timmar, i andra steget tillsattes ytterligare 8 liter vatten

(L/S 10) som sedan skakades i 18 timmar. Prov togs ut för analys efter första och andra steget. Det är värt att notera att denna metod kan väntas frigöra mer förorening per liter vatten än vad som frigörs när regn infiltrerar genom omättad jord.

Samtliga analyser utfördes av ackrediterat laboratorium (ALS Scandinavia AB).

8.2 Åtgärdsmetoder

Inför projektet bjöds entreprenörer verksamma i Sverige in via [Nätverket Renare Marks](http://www.natverket.se/medlemslista) medlemslista (www.renaremark.se/medlemmar) för att genomföra tester på karakteriserad jord. Entreprenörerna fick själva välja vilken jord de ville använda och vilka metoder de bedömde vara lämpliga.

Entreprenörerna stod själva för kostnaden för att genomföra åtgärdstestet. De åtgärdsmetoder som entreprenörer visade intresse för att testa var:

- våtsiktning
- torrsiktning
- kemisk stabilisering
- solidifiering

Utöver de metoder som identifierades bedömde projektgruppen att det även var intressant att testa:

- termisk behandling
- biologisk nedbrytning
- kemisk oxidering

Efter kompletterande finansiering från Naturvårdsverket kunde dessa åtgärdstester utföras av SGI efter protokoll utvecklade av projektet.

De olika metoderna beskrivs kortfattat nedan, för mer detaljerad information se Åtgärdsportalen (www.atgardsportalen.se).

Samtliga metoder kräver att tillförsel av nya föroreningar från båtbottnfärger upphör för att åtgärderna ska få önskad effekt, alternativt att ytorna hårdgörs och ett dagvattensystem kan ta hand om eventuella nya föroreningar. Det är därför viktigt att verksamhetsutövaren eller den områdesansvarige ser till att det finns rutiner som hanterar nytillkommande föroreningar efter genomförd åtgärd.

8.2.1 Torrsiktning

Torrsiktning innebär att jorden schaktas upp och separeras i önskade fraktioner genom siktning. Grövre fraktioner innehåller mindre mängd föroreningar per volymenhet än finare fraktioner och genom att avskilja dessa kan föroreningsmängden i de grövre fraktionerna sänkas. Målet är att få en grövre fraktion med så låga halter att materialet kan återanvändas i det schaktade området. Den finare förorenade fraktionen behandlas och återanvänds eller transporteras till godkänd mottagningsanläggning.

I detta projekt har metoden genomförts av Norditek i pilotskala med en siktmaskin (Finlay 883). Siktning gjordes på 15 kg jord (ISM 3) från testområdet i Torslanda. Till skillnad ifrån övriga åtgärdstester som genomfördes för hand i labb genomfördes detta med en maskin som är direkt applicerbar vid en fullskalig åtgärd.

8.2.2 Våtsiktning

Två entreprenörer testade våtsiktning med något skilda tillvägagångssätt som beskrivs mer i detalj nedan. Metoden bygger på uppschaktning av materialet som ska behandlas och därefter separering

av finare och grövre material med tillsats av vatten. Målet är att få en grövre fraktion med så låga halter att materialet kan återanvändas och en finare förorenad fraktion som behandlas och återanvänds med någon av de andra åtgärdsmetoderna eller transporteras till godkänd mottagningsanläggning. Jämfört med torrsiktning ger våtsiktning en mindre mängd finpartiklar i den utsorterade grova fraktionen därmed lägre föroreningshalter. Processvattnet renas och cirkuleras vid våtsiktning vilket minskar vattenåtgången, om önskad reningsgrad ej uppnås kan processvattnet behöva omhändertas externt.

8.2.2.1 Våtsiktning - Svevia

Vid full skala schaktas den förorenade jorden upp och siktas med vatten så att en grov ren fraktion och en finare förorenad fraktion utsorteras. Därefter återförs den rena fraktionen till det schaktade området.

I detta projekt har metoden genomförts av Svevia i bänkskala på 1,5 kg jord från Björlanda (ISM 2) och Dyvik (ISM 2). Jorden siktades manuellt genom olika siktstorlekar under tillsats av vatten. De siktade fraktionerna var 0–0,063 mm, 0,063–0,125 mm, 0,125–1,0 mm, 1,0–2,0 mm, 2,0–5,6 mm, 5,6–20 mm och >20 mm. Fraktionerna har analyserats för sig, liksom siktvattnet som användes. Den finaste fraktionen 0–0,063 mm var det material som sedimenterade i siktvattnet. Jorden från Björlanda hade högst föroreningsgrad och Dyvik lägst och båda områdena testades för att utvärdera om metodens reningseffekt skiljde sig åt.

8.2.2.2 Våtsiktning - RGS Nordic

Vid full skala schaktas den förorenade jorden upp och torrsiktas vilket ger utsortering av en grov renare fraktion samt en finare förorenad fraktion. Den grova fraktionen kommer fortfarande att innehålla mindre mängder förorenat finmaterial på ytan av de stora kornen. Därför våtsiktades den grova fraktionen för ytterligare rening. Därefter återförs den grova våtsiktade rena fraktionen till det schaktade området.

I detta projekt har metoden genomförts av RGS Nordic i bänkskala genom att först torrsikta 15 kg jord från Björlanda (ISM 4) till två fraktioner (<5 mm och >5 mm). Därefter våtsiktades den grova fraktionen (>5 mm) manuellt för att ta bort rester av finmaterial <5 mm. Jämfört med våtsiktning av en osorterad jord ger detta mindre mängd processvatten som behöver efterbehandlas, samt mindre mängd blöt finfraktion. Den torra fraktionen <5 mm räknas som förorenad och analyserades ej eftersom halterna enligt standardanalys (0–2 mm) väntas vara likvärdiga innan siktning. Den våta finfraktion som tvättas bort från fraktionen >5 mm består i huvudsak av damm och kommer även den att behöva omhändertas eller behandlas.

8.2.3 Stabilisering med adsorptionsmedel

Vid full skala schaktas den förorenade jorden upp och blandas med adsorptionsmedel, därefter återförs den till det schaktade området och inget förorenat material behöver transporteras bort från platsen. Metoden hindrar att föroreningar lakar ut från det stabiliserade materialet. Vid risk för partikelbunden spridning kompletteras metoden med ett rent gruslager ovanför eller med en hårdgjord yta.

I detta projekt har metoden genomförts av Envytech i bänkskala genom att manuellt blanda in bindemedlet RemBind 100®, en patenterad produkt som tillverkas av Ziltek Pty Ltd (hädanefter kallad RemBind). RemBind är ett material med stora kontaktytor. Sammansättningen medför att produkten attraherar hydrofobiska ämnen (exempelvis PFAS, PAH, med flera) samt både negativt och positivt laddade molekyler och partiklar (exempelvis metaller som koppar, zink, krom, arsenik, med flera). Cirka 1 kg av representativ jord uttogs från alla testområdena (ISM 1 från respektive område). Materialet delades upp i 3 lika stora delar, à 300 g. Ingen siktning av materialet utfördes. Varje

delprov placerades i en egen behållare, varvid RemBind tillsattes i olika procentsatser: 1, 3 samt 5 % (motsvarande 3, 9 samt 15 gram). Varje prov blandades noggrant, omrörningen fortsatte medan vatten tillsattes långsamt till dess att en fukthalt om ca 10–20 % uppnåts (ca 30–60 g vatten). Materialet var fuktigt, dock ej genomvått. Proven lämnades sedan i rumstemperatur i 24 h för fixering.

8.2.4 Solidifiering

I full skala schaktas det förorenade skiktet upp och blandas med bindemedel och vatten och återförs därefter till samma plats eller annan lämplig plats inom området. Det finns även möjlighet att fräsa ned bindemedlet direkt i marken. Resultatet oavsett inblandningsmetod blir en betongplatta där föroreningarna är inbundna och som ofta är asfalterad eller har ett rent lager material i ytan.

I detta projekt har metoden genomförts av RGS Nordic i bänkskala genom att cement, Merit och aktivt kol blandats med jord från testområdena i Torslanda (ISM 2) och Björlanda (ISM 4). Merit är en biprodukt av stålindustrin som används vid betongtillverkning. Vid solidifiering minskar ytan av det förorenade materialet som har kontakt med vatten genom att bindemedel som cement och Merit inblandas i jorden. Processen skapar en solid monolit med liten yta per volym. Detta gör att tillgänglig yta minskar och att vatten inte kan perkolera genom jorden och därmed minskar diffusionsdriven spridning samt även partikelbunden spridning.

RGS Nordic började med solidifieringstest på jorden från Björlanda (ISM 4), den jord som lakade mest föroreningar. Solidifieringen av jord från det testområdet visade sig dock problematisk och provkropparna uppnådde inte hållfasthet i första försöket. Därefter testades tillsats av Merit, men inte heller denna blandning uppnådde önskad hållfasthet. Försöket med jord från Björlanda avbröts då. Det är okänt vad som orsakade problemet med att uppnå soliditet.

Jord från Torslanda användes istället eftersom det i detta skede var den jord som det fanns tillräckligt kvar av. Den var lämplig då det förekom förhöjda halter av både metaller och tennorganiska ämnen, även om den lakade relativt lite av de tennorganiska ämnena från början. Jorden från Torslanda gav bättre resultat med solida provkroppar vid samtliga blandningar som testades och dessa har använts vid de ytlakningstest som genomförts (se Tabell 1). Experimenten utfördes på cylindriska monoliter med diametern 5 cm och höjd ca 4 cm. Vid ytlakningstestet får provkroppen ligga i en definierad mängd vatten per provkroppsyta, som byts ut med vissa intervaller för analys av lösta ämnen. Utlakning per yta och tid kan därmed beräknas. Hela provkroppen är under vatten i experimentet som pågick i 16 dagar. Ytlakningstest utfördes enligt ISO BS EN 15863:2015.

Tabell 1. Testade blandningar vid solidifiering av provkroppar med jord från Torslanda. Procenten visar förhållande till mängden jord.

Ingående material	Blandning A	Blandning B	Blandning C
Jord (g)	1812	1812	3623
Merit (g)		150 (8 %)	
Cement (g)	159 (9 %)	150 (8 %)	600 (16%)
Vatten (g)	139 (8 %)	165 (9 %)	544 (15 %)
Aktivt kol (g)	4,5 (0,25 %)		
Provkroppar laktest	2	2	2

8.2.5 Termisk behandling

I full skala schaktas jorden upp och läggs i högar med värmeelement som hettar upp dem, alternativt hettas jorden upp i ugn. Metoden åtgärdar de föroreningar som förångas eller destrueras vid uppnådd temperatur. Ofta används elektrisk konduktiv uppvärmning och då krävs att området har tillräcklig tillgång till el för att driva anläggningen. Efter att ha uppnått önskad temperatur under önskad tid analyseras massorna och jorden återförs till det schaktade området. Ett annat alternativ är att gräva ner värmeelement horisontellt och behandla på plats i marken. I projektet har även diskuterats möjligheten att värma upp markytan induktivt uppifrån men det har inte testats.

I detta projekt har metoden utförts av SGI i bänkskala, enligt instruktioner från projektgruppen, med jord från Svinninge (ISM 2). Metoden som har testats är upphettning av jordmassorna i glödningsugn. I försöket har fyra olika temperaturer testats för att utvärdera vilken temperatur som är optimal, vilket kan hjälpa att sänka kostnaden vid en fullskalig åtgärd. Ett kilo prov värmdes upp till önskad temperatur och behandlades sedan i 30 min. I Tabell 2 redovisas vilka temperaturer som testades.

Tabell 2. Fyra försöksled för termisk behandling.

Prov	Temp (°C)	Tid (min)	Mängd (kg)
1	200	30	1
2	250	30	1
3	300	30	1
4	400	30	1

När den termiska behandlingen genomfördes placerades ett kolfilter vid ugnens utlopp, som sedan byttes ut vid de olika temperaturbehandlingarna. Tanken var att analysera vilka tennorganiska ämnen som förångades eller avgick med gaserna och om de olika temperaturerna har en effekt på detta. Tyvärr kunde labbet inte genomföra analysen av tennorganiska ämnen i kolfiltren.

8.2.6 Biologisk nedbrytning

I full skala schaktas jorden upp och blandas med näringsämnen varefter de läggs upp i limpör med dräneringsrör eller luftningsrör för att öka syresättningen. När åtgärds målet är uppnått återförs den renade jorden till det schaktade området.

I detta projekt har metoden utförts i bänkskala av SGI, enligt instruktioner från projektgruppen, på 5 kg jord från Björlanda (ISM 3). Jord från Björlanda valdes då de höga halterna tennorganiska ämnen bedömdes gynna naturlig förekomst av bakterier som kan bryta ned tennorganiska ämnen. Halterna DBT och MBT var redan relativt höga vilket tyder på att naturlig nedbrytning pågick. Tillsats av näringsämnen bedömdes kunna påskynda mikrobiell tillväxt och därmed nedbrytningen. Metallhalterna i jorden var höga vilket inte gör jorden från Björlanda lämpad för åtgärden i full skala, då metaller inte påverkas av biologisk nedbrytning.

Två olika gödselmedel, NPK och hästgödsel, har testats för att accelerera den naturliga nedbrytningen av TBT och andra ämnen med hjälp av mikrober i jordmassorna. Prov togs ut vid 0, 2, 4, 8, 16 och 32 dagar och analyserades för att kunna bedöma hastigheten av nedbrytningsprocessen. Den totala behandlingstiden begränsades till en månad för att se om eventuella resultat gick att applicera på den korta tidsperiod båtuppställningsplatser normalt sett är tomma under sommarmånaderna.

8.2.7 Kemisk oxidation

I full skala schaktas jorden upp och behandlas i en reaktortank eller inneslutet område med oxidationsmedel, till exempel permanganat. När åtgärds målet är uppnått återförs den behandlade jorden till det schaktade området.

I detta projekt har metoden utförts i bänkskala av SGI enligt instruktioner från projektgruppen, med jord från Svinninge (ISM 2). Jord från Svinninge valdes då den hade relativt höga halter tennorganiska ämnen och Irgarol men låga metallhalter, eftersom metoden kan åtgärda organiska ämnen men inte metaller. Oxidationsmedlet, i detta fall permanganat, bryter ner organiska föroreningar och vid fullständig oxidation bildas koldioxid, mangandioxid och vatten (samt tenn vid förekomst av tennorganiska ämnen) som slutprodukter. Fem olika koncentrationer av permanganatlösningar har använts för att utvärdera den mest kostnadseffektiva koncentrationen. Vatten tillsattes jorden tills den var nästan mättad, och vattenmängden användes sedan till att beräkna permanganatkoncentrationen som motsvarade det önskade molförhållande mellan denna och TOC + tennorganiska ämnen (1:139, 1:200, 1:250, 1:350 och 1:500).

Molförhållandet 1:250 var den koncentration som estimerades vara optimal baserat på erfarenhet i vattenreningsverk (Zhao Youcai 2018).

Molförhållandet 1:139 var det högsta som kunde åstadkommas med kaliumpermanganat i den vätskevolym som önskades, vilket motsvarar en viktprocent kaliumpermanganat till jord på 0,8 %. För övriga koncentrationer (1,0 %, 1,2 %, 1,7 % och 2,4 %) användes natriumpermanganat, som har högre löslighet men är ett dyrare ämne.

8.3 Analyser av behandlat material

Analys av halter i behandlad jord gjordes enligt standardmetodik, i fraktionen <2 mm, utom för åtgärds metoderna som omfattade siktning där hela de siktade fraktionerna maldes och analyserades.

Skaktester av behandlad jord genomfördes i de flesta fall enligt standard, vilket är att enbart använda fraktionen <4 mm. I jord från metodtester med siktning användes dock hela den siktade fraktionen, vilket ibland innebar att material >4 mm ingick.

För våtsiktningsmetoderna analyserades vattenprover för att se reningsbehov av processvatten, analysprotokollen finns i bilaga 2.2.

I solidifierings- och stabiliseringsmetoderna väntades inte halterna av föroreningarna i jord ändras (förutom en viss utspädning genom att material tillsätts), således användes enbart laktest för att analysera effekten av dessa metoder.

För biologisk behandling, kemisk oxidering och termisk behandling förväntades enbart halten tennorganiska och organiska ämnen påverkas, därför analyserades inte metallhalter i materialet efter behandling utan laktester användes för att undersöka om lakningen av metaller påverkades.

9 Resultat

Nedan presenteras resultaten från karaktäriseringen av jorden vid testområdena vilka utgör underlaget för åtgärdstesterna. Därefter presenteras resultaten av åtgärdstesten följt av en kort diskussion om resultaten från de enskilda metoderna.

9.1 Karaktärisering av båtuppställningsplatserna

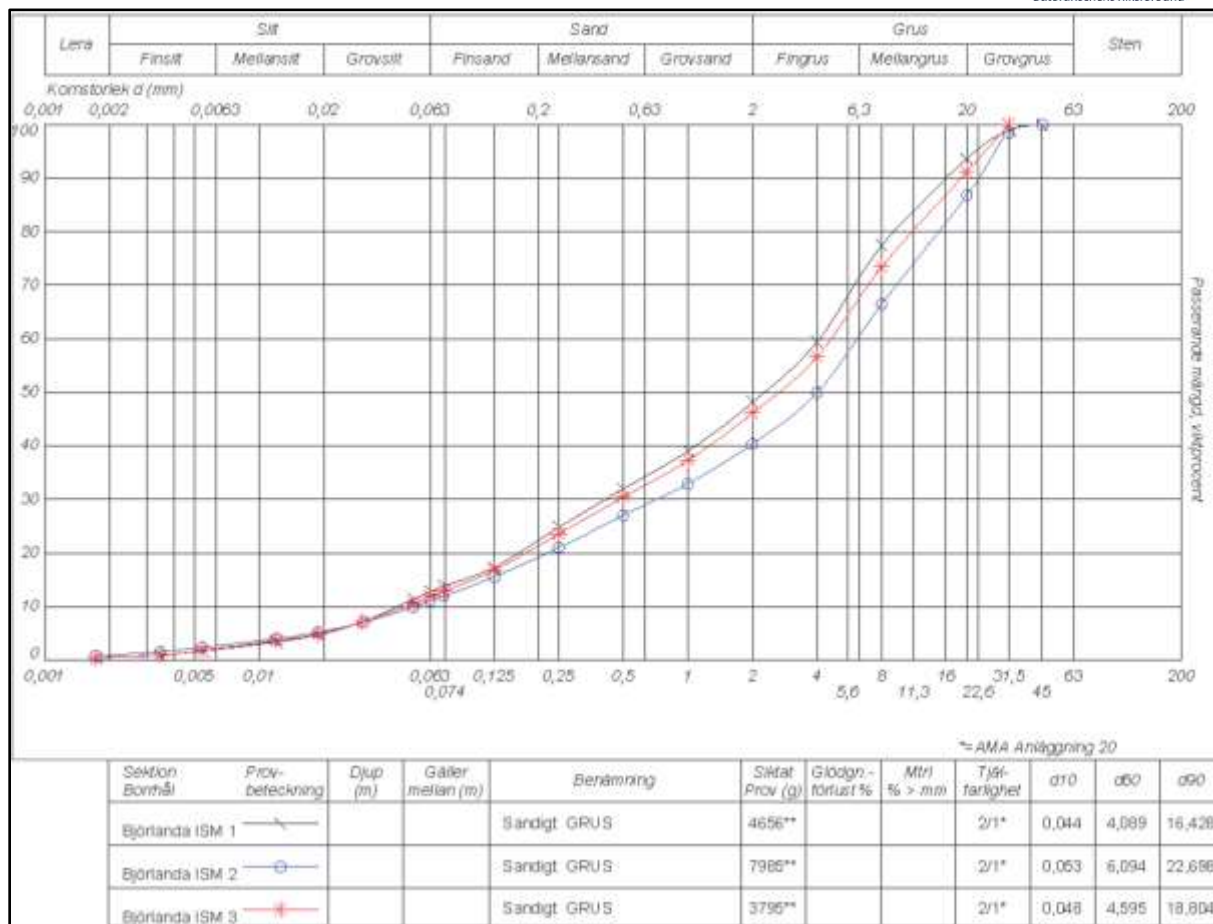
I kapitlet presenteras resultaten från karaktäriseringen för de ämnen som överstiger rikt- eller gränsvärden. Resultaten redovisas områdesvis och presenteras i Figurer med medelhalt, standardavvikelse och aktuella rikt- och gränsvärden. Samtliga resultat återfinns i bilaga 1.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för minde känslig markanvändning (MKM) används som jämförelse enbart för att ge läsaren en uppfattning av storleksordningen på föroreningshalten. Det generella riktvärdet är endast applicerbart på platser där lokala förhållanden stämmer överens med parametrarna i det generella scenariot och ska inte användas för att bedöma om halterna inom ett område utgör en oacceptabel risk. Ett sådant avgörande kräver platsspecifika riktvärden och en fördjupad riskbedömning. Gränsvärdena för lakning och klassning av massorna inför deponering används på samma sätt i rapporten, inte för att jorden avses klassas i rapporten utan för att ge läsaren en känsla för storleksordningen på hur föroreningar i jord lakar vid de skaktest som genomförts och vilka effekter åtgärdsmetoderna har på lakningen. Gränsvärden för lakhalter av tennorganiska ämnen saknas.

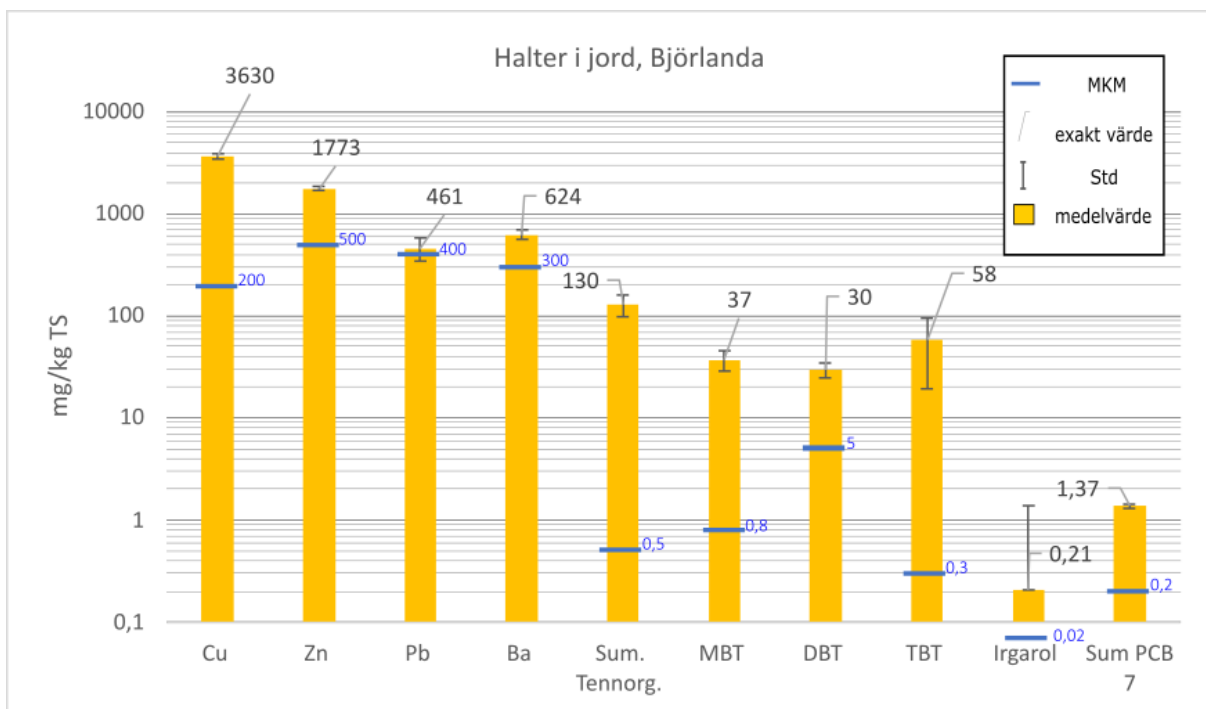
För att ge en bättre överblick över ämnen som förekommer i skilda halter används logaritmisk skala i figurerna, vilket gör att skillnaderna ser mindre ut än vad de egentligen är. Medelhalten för varje ämne är utskrivet i figuren. På grund av avvikande resultat för vissa analyser har labbet blivit ombett att köra om proverna flera gånger. Vid dessa har inte alltid analysrapporter erhållits. Vissa halter i figurer är därför beräknade från medelhalter av analysreplikater och kan då avvika från vad som ses i analysrapporterna.

9.1.1 Björlanda

Testytan vid Björlanda var den med högst uppmätta föroreningshalter. Koppar och tennorganiska föreningar förekommer i halter som klassificerar massorna som farligt avfall, se bilaga 2. Barium, bly, zink, PCB, och Irgarol påträffades i halter över MKM, se Figur 5. Den totala mängden tennorganiska ämnen inom den undersökta volymen i testområdet (15 m^3 , 2 ton jord/ m^3) beräknas till cirka 3,9 kg. Jorden hade en organisk halt på ca 1,2 % och pH 6,8. För kornstorleksfördelning se Figur 4.

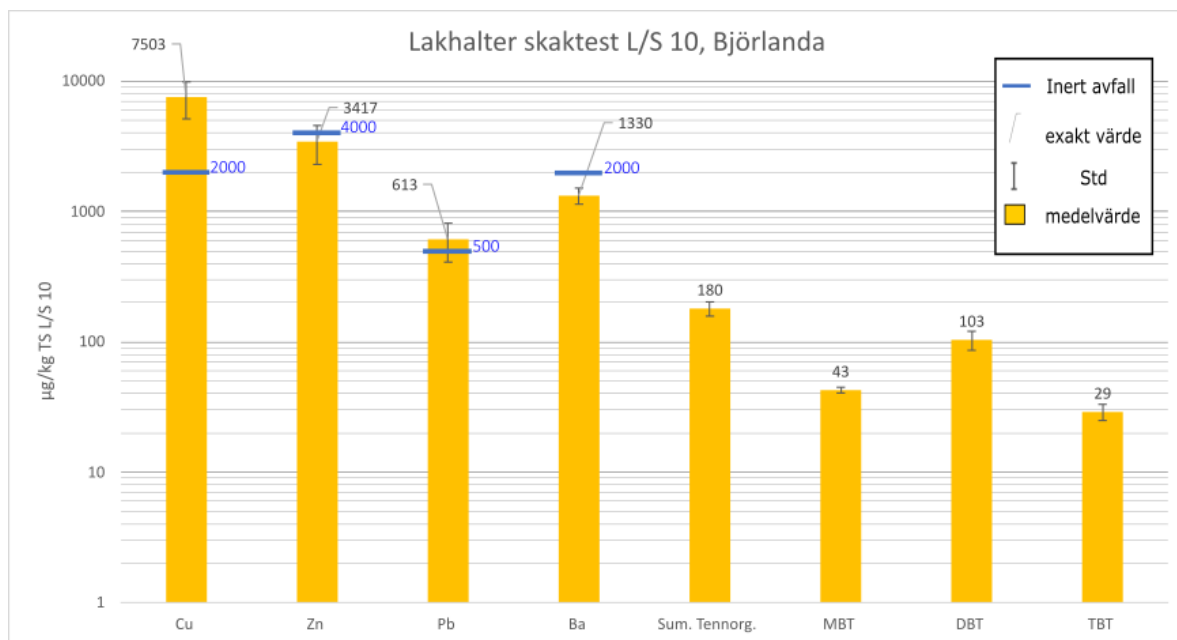


Figur 4. Kornstorleksfördelning i viktprocent för 3 olika samlingsprover från testområdet i Björlanda.



Figur 5. Halter i jord från Björlanda, siktade prover (<2 mm), för utvalda ämnen som har halter över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM), markerat med blått streck och blå text. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

Trots låg organisk halt i materialet och höga föroreningshalter lakade jorden från Björlanda förhållandevis lite i skaktester. Endast koppar och bly lakade mer än gränsvärdet för inert avfall men var under gränsen för farligt avfall (se Figur 6).

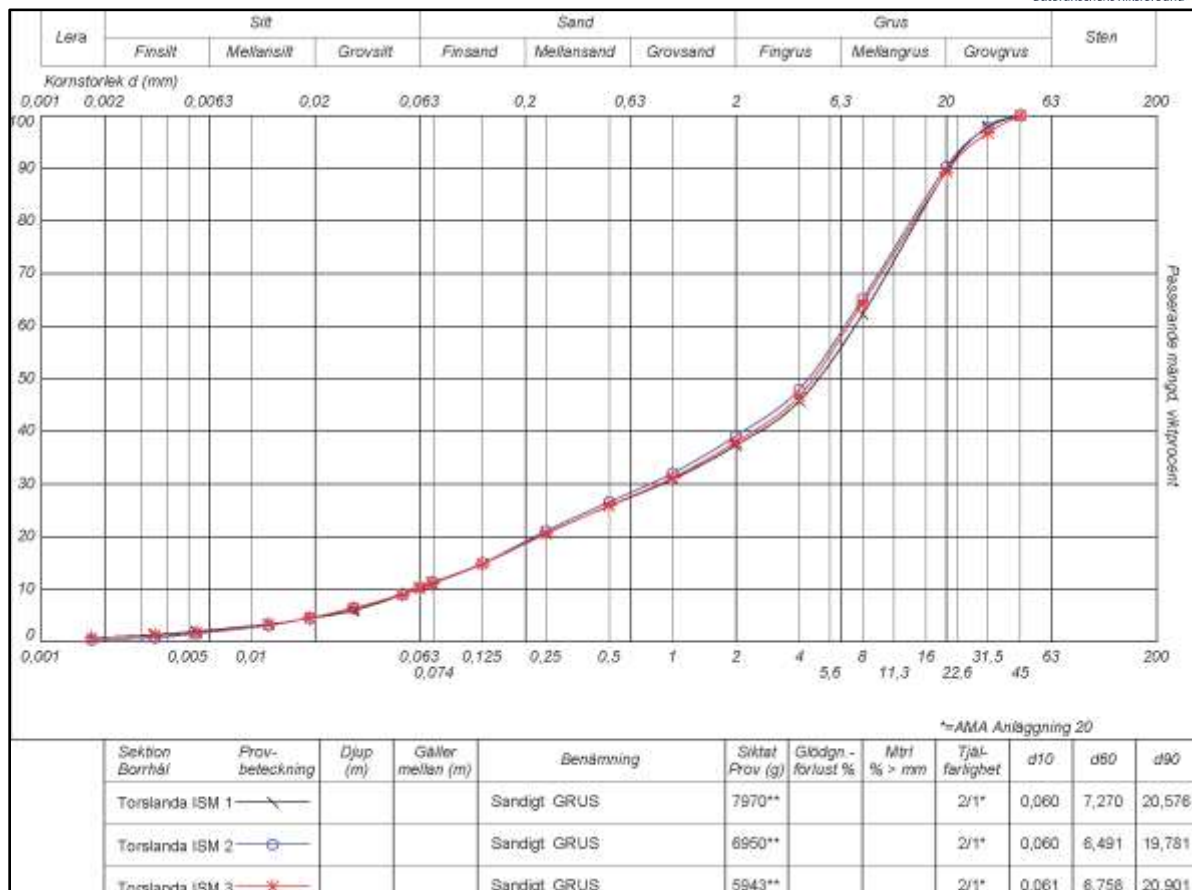


Figur 6. Lakhalter (L/S 10) från siktade prover (< 4mm) från Björlanda för utvalda ämnen som har halter i jord över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning. Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10 gränsvärde för inert avfall är markerat med ett blått streck och skrivet med blå text, gränsvärden saknas för de tennorganiska ämnena. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3.. Grafen har en tiologaritmisk skala.

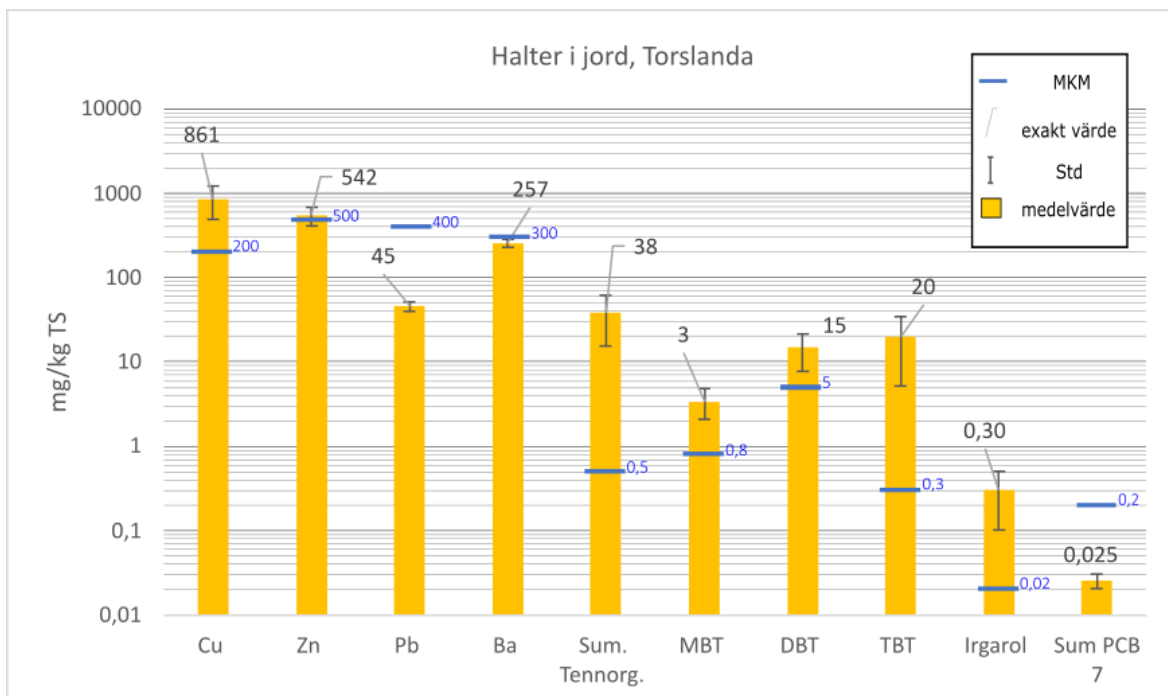
9.1.2 Torslanda

Jordprover från Torslanda hade lägre halter av föroreningar än Björlanda. Zink, koppar, Irgarol och summan av tennorganiska ämnen överstiger riktvärdena för MKM, se

Figur 8. Den totala mängden tennorganiska ämnen inom den undersökta volymen i testområdet (15 m³, 2 ton jord/m³) beräknas till cirka 1,1 kg. Jorden hade en organisk halt på 0,6 % och ett pH på 6,2. För kornstorleksfördelning se Figur 7.



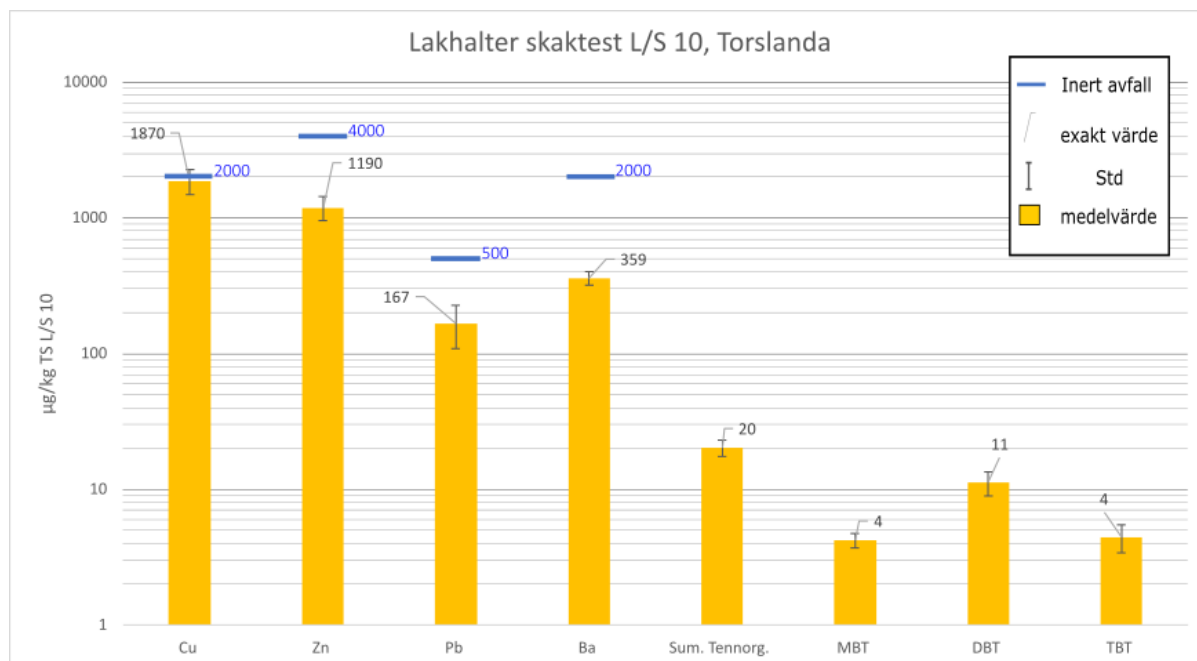
Figur 7. Kornstorleksfördelning i viktprocent för 3 olika samlingsprover från testområdet i Torslanda.



Figur 8. Halter i jord från Torslanda, siktade prover (<2 mm), för utvalda ämnen som har halter över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM), markerat med blått streck och blå text. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

Jorden i Torslanda lakade så lite att det räknas som inert avfall med avseende på metaller (se

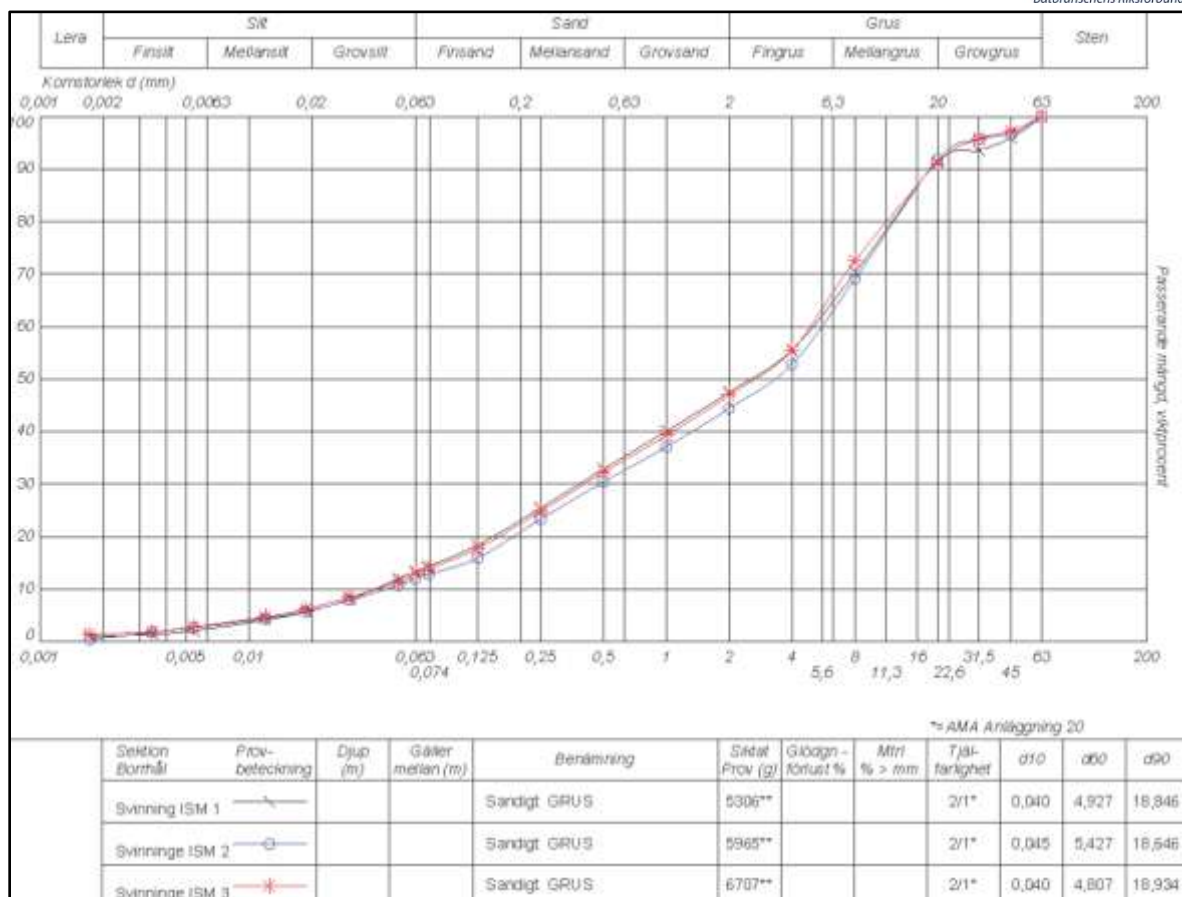
Figur 9). Mängden lakade tennorganiska ämnen är också förhållandevis liten, jämfört med de andra lokalerna.



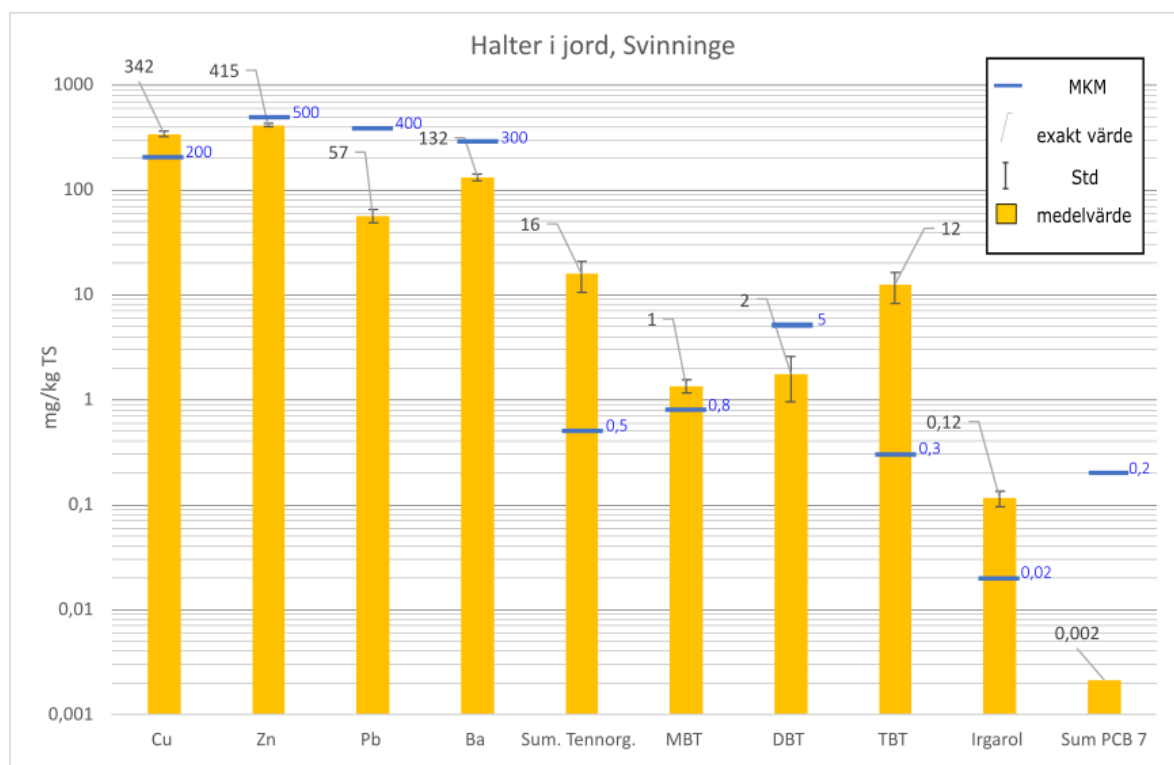
Figur 9. Lakhalter (L/S 10) från siktade prover (<4 mm) från Torslanda för utvalda ämnen som har halter i jord över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning. Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10 gränsvärde för inert avfall är markerat med ett blått streck och blå text, gränsvärden saknas för de tennorganiska ämnena. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

9.1.3 Svinninge

Svinninge hade relativt låga föroreningshalter jämfört med tidigare undersökningar av samma område som Österåkers kommun genomfört, där uppemot 100 000 mikrogram tennorganiska ämnen uppmätts. Koppar, Irgarol och tennorganiska ämnen översteg MKM (se Figur 11). Den totala mängden tennorganiska ämnen inom den undersökta volymen i testområdet (15 m³, 2 ton jord/m³) beräknas till cirka 0,5 kg. Jorden hade en organisk halt på 0,4 % och pH 8. För kornstorleksfördelning se Figur 10.

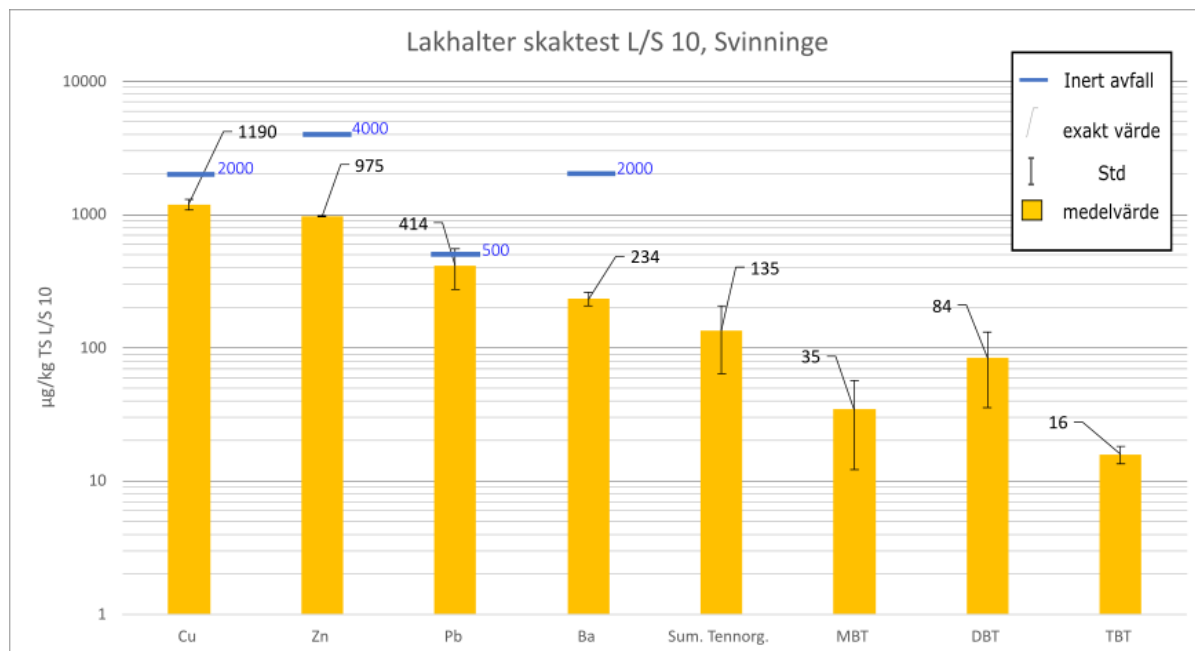


Figur 10. Kornstorleksfördelning i viktprocent för 3 olika samlingsprover från testområdet i Svinninge.



Figur 11. Halter i jord från Svinninge, siktade prover (<2 mm), för utvalda ämnen som har halter över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM), markerat med blått streck och blå text. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

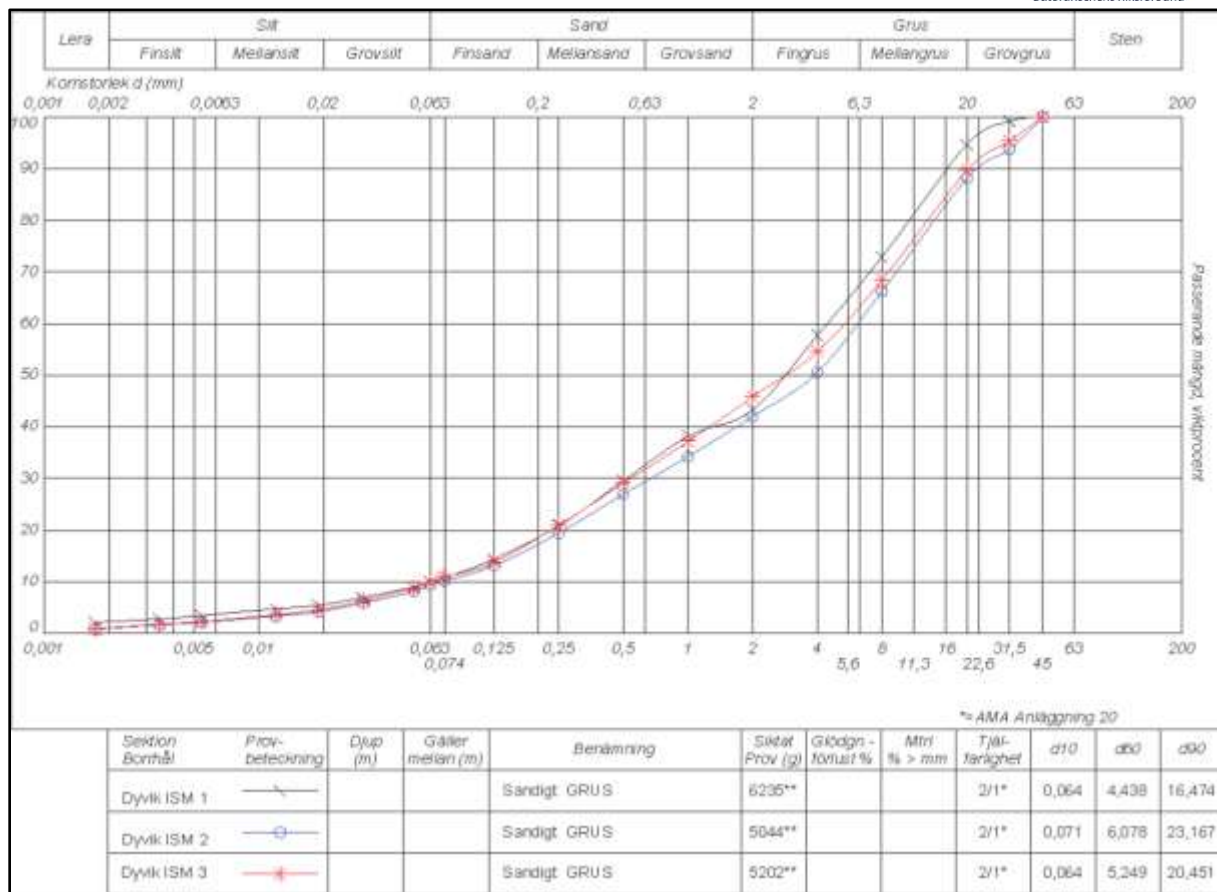
Jorden från Svinninge lakade förhållandevis mycket bly, koppar och tennorganiska ämnen, men under gränsvärdet för inert avfall, se Figur 12. Enligt skaktest verkar någonting surgörande funnits i jorden (möjligen kan inkrement i replikaten innehållit fosforsyra som används för att rengöra skrov från havstulpaner) då pH i två av ISM-replikaten sjönk från pH ca 8 i L/S 2 till pH 4,1 och 6,4 vid L/S 10. Ett samband mellan pH och lakhalter indikeras av resultaten.



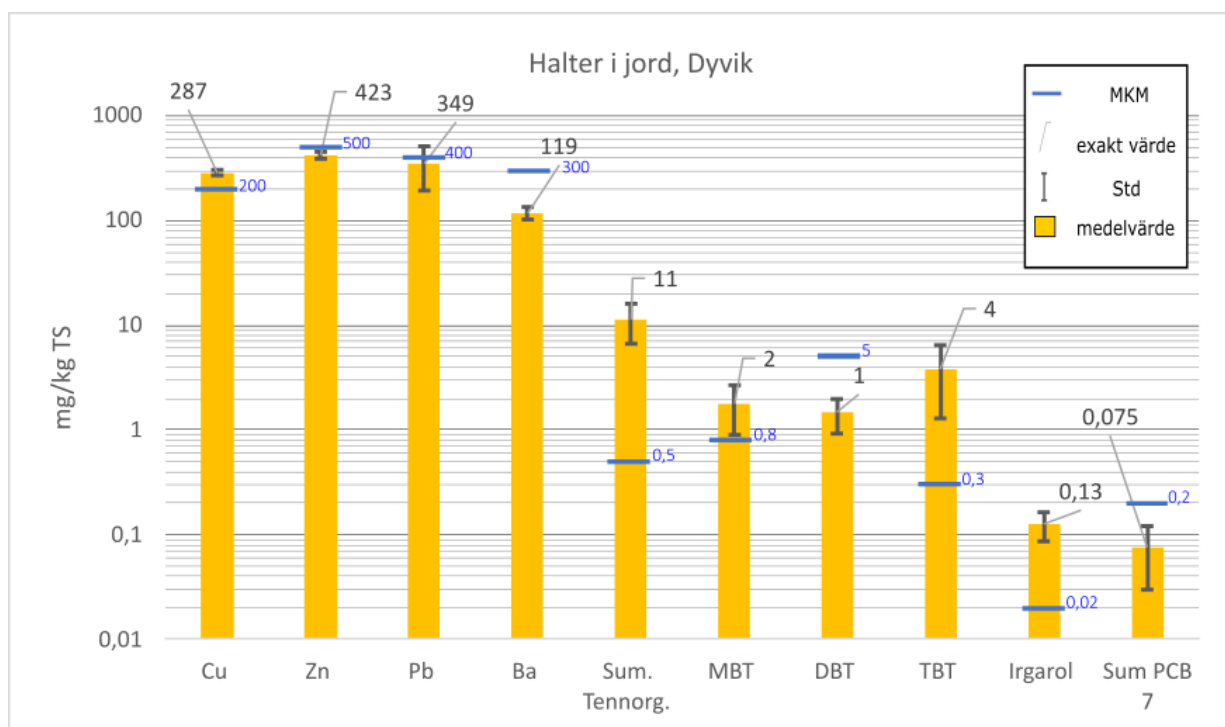
Figur 12. Lakhalter (L/S 10) från siktade prover (<4 mm) från Svinninge för utvalda ämnen som har halter i jord över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning. Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10 gränsvärde för inert avfall är markerat med ett blått streck och skrivet med blå text, gränsvärden saknas för de tennorganiska ämnena. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

9.1.4 Dyvik

Dyvik var den lokal som hade minst föroreningsproblematik men som kan ses i Figur 14 är medelhalten tennorganiska ämnen ändå högt över riktvärdet för MKM (500 µg/kg). Avseende halterna i jorden var det endast koppar, Irgarol och tennorganiska ämnen som översteg riktvärdet för MKM. Den totala mängden tennorganiska ämnen inom den undersökta volymen i testområdet (15 m³, 2 ton jord/m³) beräknas till cirka 0,3 kg. Jorden hade en organisk halt på 2,9 %, betydligt högre än de andra, och pH 7. För kornstorleksfördelning se Figur 13.

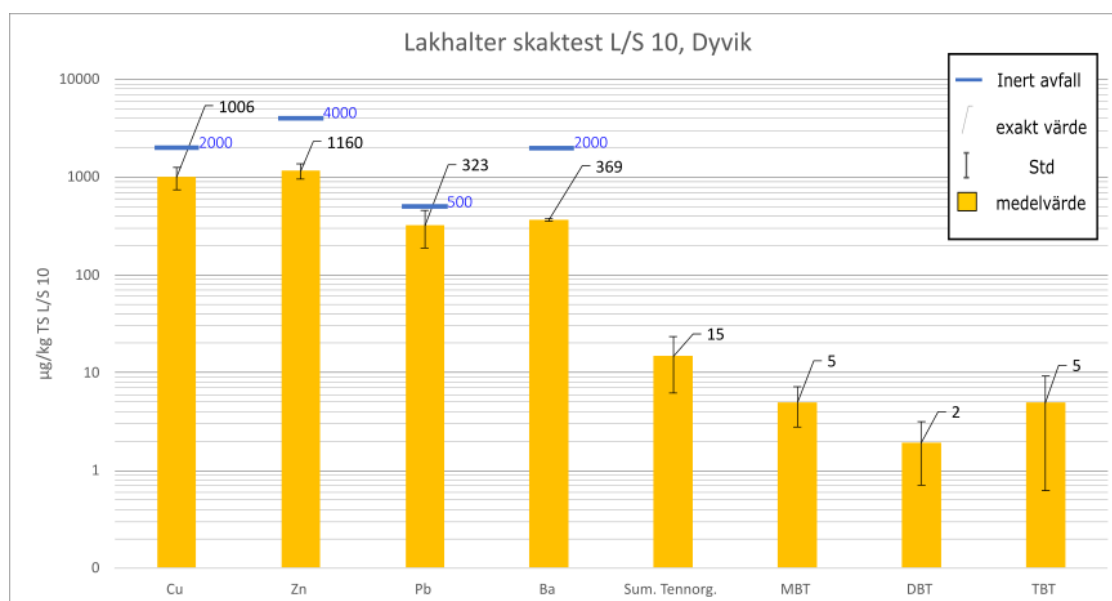


Figur 13. Kornstorleksfördelning i viktprocent för 3 olika samlingsprover från testområdet i Dyvik.



Figur 14. Halter i jord från Dyvik, siktade prover (<2 mm), för utvalda ämnen som har halter över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM), markerat med blått streck och blå text. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

Den högre halten organiskt material borde minska utlakningen och lakningen var också lägst i Dyvik med avseende på tennorganiska ämnen. Jordens pH var ca 7 vid alla analyser av jordprover men vid laktesten hade ISM 1 och ISM 2 pH 5,5 medan ISM 3 hade pH 8,5. Detta orsakade dock inte någon större standardavvikelse mellan ISM-provernans lakhalter (se Figur 15).



Figur 15. Lakhalter (L/S 10) siktade prover (< 4mm) från Dyvik för utvalda ämnen som har halter i jord över eller runt Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning. Naturvårdsverkets föreskrift NFS 2004:10 gränsvärde för inert avfall är markerat med ett blått streck och skrivet med blå text, gränsvärden saknas för de tennorganiska ämnena. En markör för standardavvikelse (Std) visar plus minus standardavvikelsen för de 3 replikaten, n=3. Grafen har en tiologaritmisk skala.

9.1.5 Diskussion karaktärisering

Generellt var kornstorleksfördelning och organisk halt i jordarna lika för alla fyra testområden. Alla områden hade halter över MKM med avseende på koppar, tennorganiska ämnen och Irgarol. Likheter mellan testytorna som resultaten visar antyder att hypotesen om att liknande metoder kan användas inom båtuppställningsplatser stämmer. Lakningen var generellt lägre än väntat, något som diskuteras mer i slutet av rapporten.

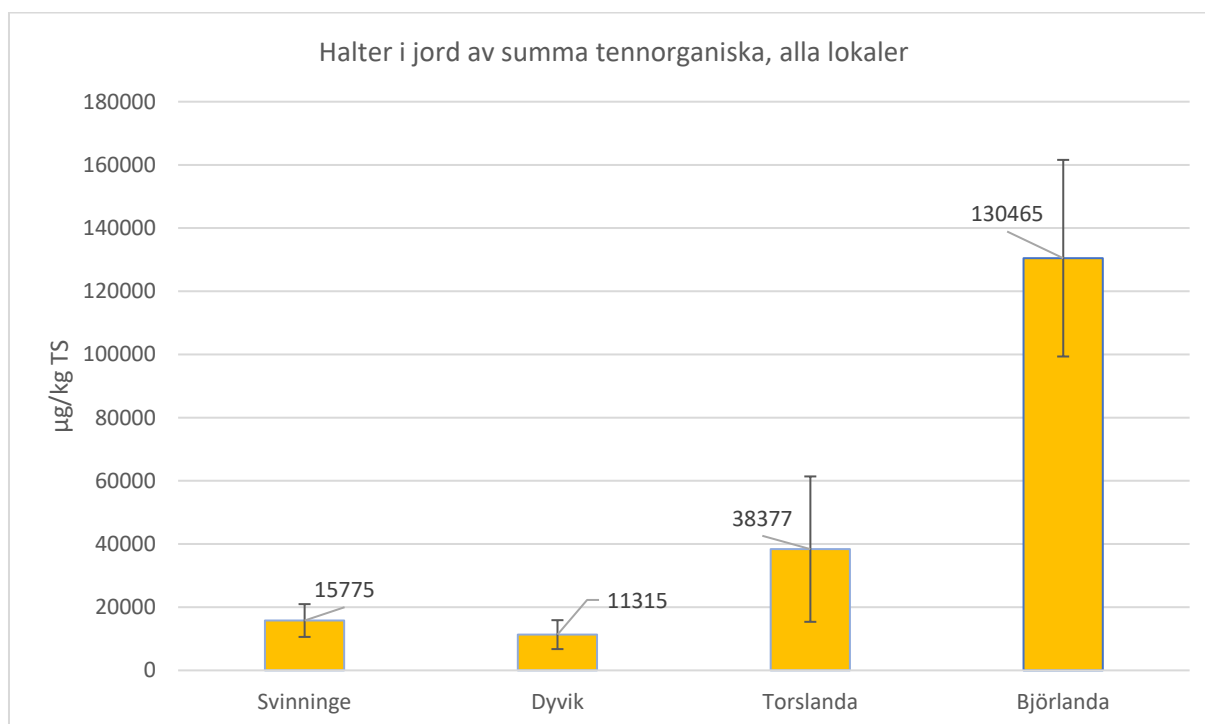
Provsvaren uppvisade en del egenheter som behöver beaktas. Bland annat har det påvisats svårigheter med att representativt provta och analysera halterna av framför allt tennorganiska ämnen (se variation i Figur 17). Medelvärdet för variationskoefficienten för alla analyser av summan tennorganiska ämnen var 46 %, jämfört med 10 % för zink och 16 % för koppar. Medelvärdet för variationskoefficienten för alla blyanalyser var 24 %. Variationen kan bero på att antalet båtar med blyfärg och tennorganiska ämnen är färre än de som målats med koppar och zink, vilket ger större variation i var höga halter tennorganiska ämnen förekommer sett över testytan. Detta borde ha motverkats genom att relativt många replikat uttogs (50 st. per område) i relativt små rutor (6 m²), som borde täcka in ytan av en båt, och därmed representeras av alla replikaten från samma ruta. Det förekommer dock även färgspill och lokala ansamlingar av färgflagor som bedöms kunna ge stor haltvariation på centimeternivå, se Figur 16. Det kan därför vara bra att ta än fler inkrement per samlingsprov än de 50 som användes i detta projekt.



Figur 16. Halter och ämnestyper kan variera beroende på typ av båtbottnfärg och hur ofta en båt med en viss typ av färg stått på samma plats inom ett område. Halterna varierar även då det ofta förekommer spill eller ackumulering av färgflagor lokalt över mindre yta. Även i en provtagningspunkt kan halterna variera beroende på ackumulering av färgflagor, se de blå prickarna i fotot till höger.

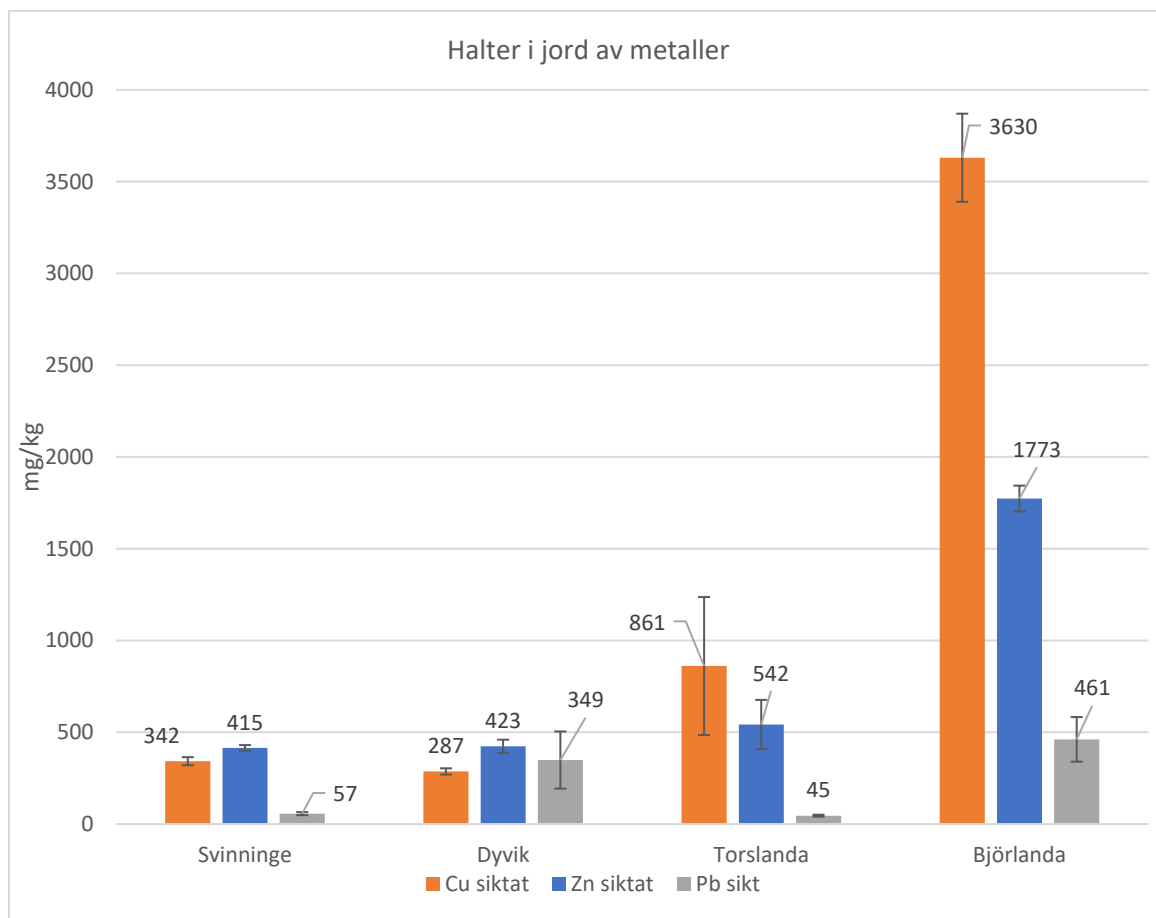
Variationen kan även bero på svårigheten att homogenisera proverna med färgflagor och att provmängden som tas ut på labb är för liten för att vara representativ. En annan förklaring kan vara att halterna tennorganiska ämnen var flera tiopotenser högre än vad anlitat laboratoriums metodik är anpassad för, och de tog därför väldigt liten provmängd (ca 0,1 g) i varje analys vilket ökar risken för variation. Detta styrks av att det är mindre variation i skaktesterna där uttagningsmetodiken är densamma men mängden jord som används vid analys istället är ca 180 g. I resultaten för skaktesterna (Figur 19) är det, tvärtemot resultaten för uppmätta halter i jord, Dyvik och Svinninge som har högre variation än Torslanda och Björlanda (

Figur 18). Detta beror troligen på att ISM-replikaten hade olika pH-värden i både Dyvik och Svinninge. Generellt var lakhalterna låga i förhållande till halterna i jord (mer utförligt om detta i kapitel 9 "Diskussion och utvärdering").

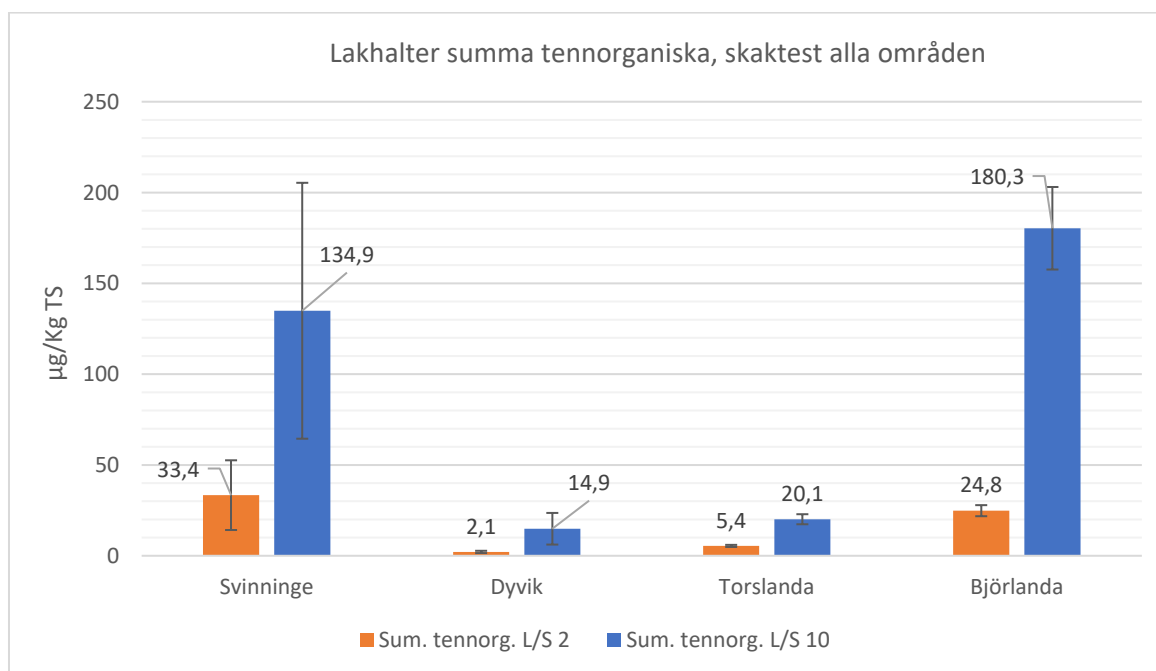


Figur 17. Uppmätta halter av tennorganiska ämnen i jordar från de fyra olika lokalerna i projektet. Värdena är medelhalter av 3 replikerade samlingsprover à 50 inkrement vardera och anges i µg tennorganiska ämnen per kg torr jord. Jorden har

enligt standardanalysmetodik för tennorganiska föreningar siktats till <2 mm, den fraktionen har sedan homogeniserats innan analys. Riktvärdet för MKM är 500 µg/kg TS. Felstaplarna visar plus minus en standardavvikelse, n=3.



Figur 18. Uppmätta halter i jord av metallerna koppar, zink och bly i de fyra testområdena. Sikt betyder att jorden enligt standardmetodik för analys av föroreningar i jord på labb har siktats till <2 mm, den fraktionen har sedan homogeniserats och analyserats. Felstaplarna visar plus minus en standardavvikelse, n=3.



Figur 19. Lakhalter i skaktest (L/S 2 och L/S 10) siktade prover (<4 mm) för tennorganiska ämnen i de fyra olika testområdena. Värdena är medelhalter av 3 replikerade samlingsprover à 50 inkrement vardera och anges i mikrogram tennorganiska ämnen som lakat ut per kg torr jord. Felstaplarna visar plus minus en standardavvikelse, n=3.

9.2 Åtgärdstester

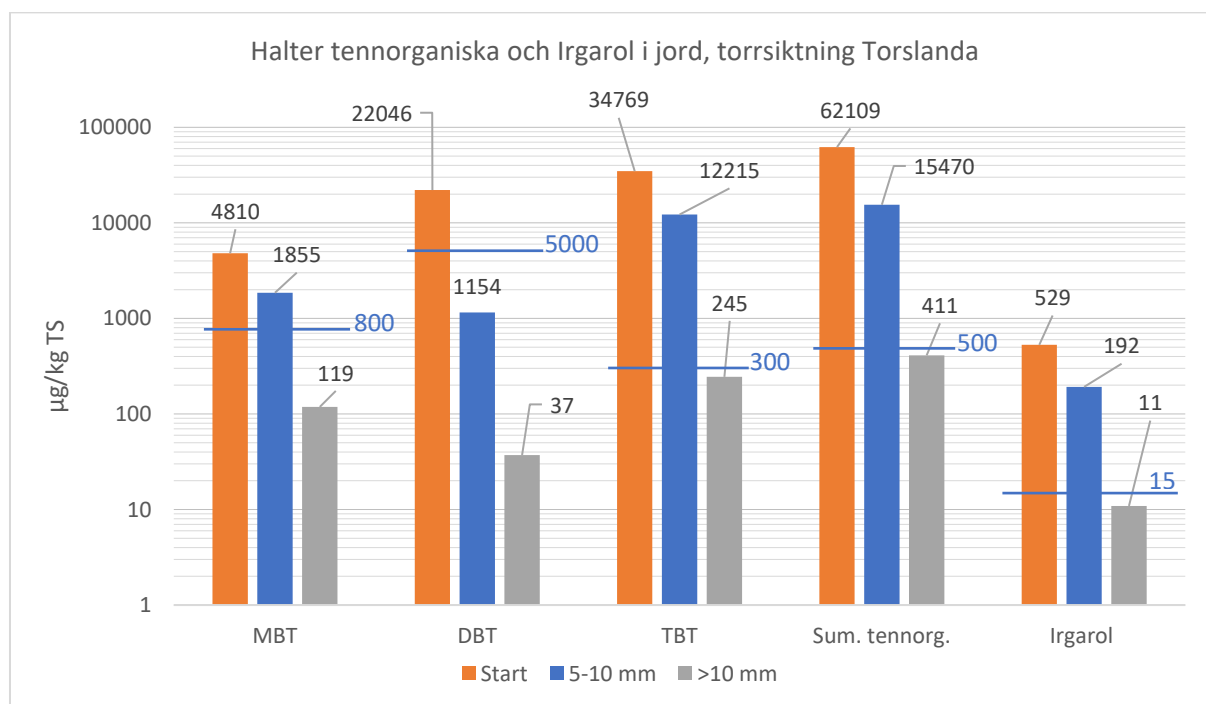
Resultaten presenteras tillsammans med riktvärden för MKM för att ge en referens till de halter som uppmätts. För att ta fram åtgärds mål är det dock lämpligare att göra platsspecifik riskbedömning och riskvärdering. Det generella riktvärdet ska därför bara ses som ett jämförvärde i nedanstående resultat. Samtliga resultat och analysprotokoll presenteras i bilaga 2.

9.2.1 Torrsiktning

Torrsiktningen gjordes på jord från testområdet i Torslanda (ISM 3). Anledningen till att Torslanda användes var för att testa metoden på jord med medelhöga utgångshalter av metaller och tennorganiska ämnen. Jorden siktades till fraktionerna <5 mm, 5–10 mm och >10 mm. Halterna i jorden 0–5 mm analyserade ej då de bedöms vara desamma som innan siktning. Fraktionerna 5–10 mm och >10 mm maldes till <2 mm innan analys för halter i jord. För skaktest användes hela de siktade fraktionerna, vilket är en avvikelse då skaktest som standard görs på jord <4 mm. På grund av kommunikationsfel analyserades inte metallhalten i jord utan enbart organiska ämnen analyserades. Metallanalys fanns däremot med i laktest.

Torrsiktningen reducerade halten tennorganiska ämnen i jord från ca 60 000 µg/kg TS i den osiktade jorden till ca 15 000 µg/kg TS i fraktionen 5–10 mm, se Figur 20. Halten tennorganiska ämnen i lakvatten vid L/S 10 minskade med ca 75 % för samma fraktion, vilket överensstämmer med haltminskningen i jord. Lakningen av koppar, som i obehandlad jord låg över gränsen för inert avfall, minskade med 56 % i fraktionen 5–10 mm jämfört med obehandlat material, och var efter behandling under gränsen för inert avfall.

I fraktionen >10 mm minskade halten tennorganiska ämnen i jord jämfört med starthalten med ca. 99,3 % till ca 400 µg/kg TS. Inget skaktest genomfördes för fraktionen >10 mm då halterna var under MKM för tennorganiska ämnen och metaller.



Figur 20. Tennorganiska ämnen och Irgarol i jord från Torslanda före torrsiktning (Start) och halten i de olika fraktionerna efter siktning. Det blå strecket och blå texten annoterar det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Skalan på y-axeln är logaritmisk och enheten är mikrogram per kilo torrsubstans.

9.2.1.1 Diskussion torrsiktning

Enligt resultaten krävs siktning med >10 mm för att nå halter kring MKM med de halter som fanns i utgångsmaterialet, men även i fraktion 5–10 mm minskade halterna summa tennorganiska ämnen i jord med 75 % och i lakvatten med 72 %, vilket kan vara tillräckligt i en del områden beroende på utgångsläge i föroreningshalt och åtgärds mål. Minskningen av lakning av zink och koppar i samma fraktion låg kring 90 %. Halterna zink och koppar i obehandlad jord låg över riktvärdet för MKM och om haltminskningen i jord motsvarar den i laktestet bör metallhalterna i fraktionen 5–10 mm vara under riktvärdet för MKM.

I aktuellt testområde var mängden material i fraktionen 5–10 mm ungefär 10 % och fraktionen >10 mm cirka 35 %. Det går att justera mängden finmaterial som blir kvar i respektive fraktion genom att utöka tiden som jorden körs i sikten vilket gör att en högre reningsgrad är möjlig. Sett till halterna i jorden i detta test är det troligen bara fraktionen >10 mm som skulle kunna återanvändas från aktuellt testområde vilket motsvarar 35 viktprocent. Resterande mängd skulle behöva kompletterande behandling eller omhändertas externt.

För att bedöma om åtgärden är lämplig bör föroreningshalter, lakhalter, TOC och kornstorleksfördelning analyseras i åtgärdsenheten. Det är positivt om det är en större andel grovt material än finkornigt. Även fuktkvoten i jorden påverkar mängden finpartiklar som blir kvar i de grövre fraktionerna, och det är lämpligt att genomföra metoden när marken är så torr som möjligt för att minimera andelen finmaterial i grövre fraktioner.

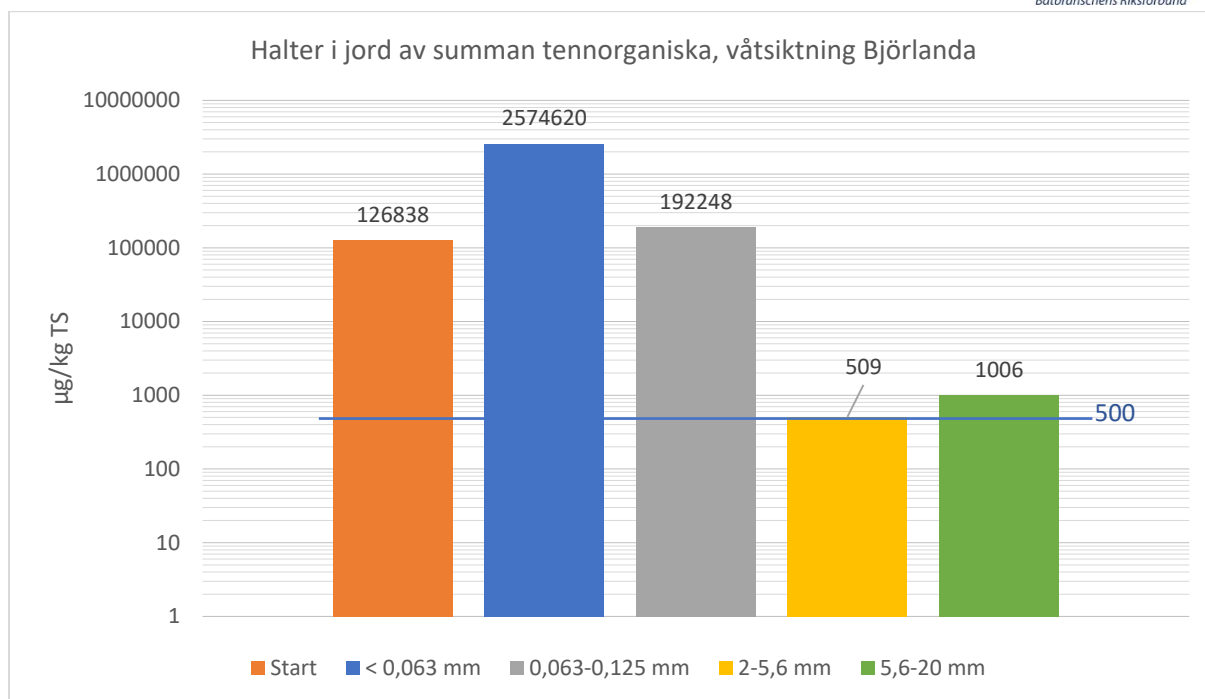
9.2.2 Våtsiktning

Två entreprenörer, Svevia och RGS Nordic, testade våtsiktning, med något skild metodik (se kapitel Metodbeskrivning ovan).

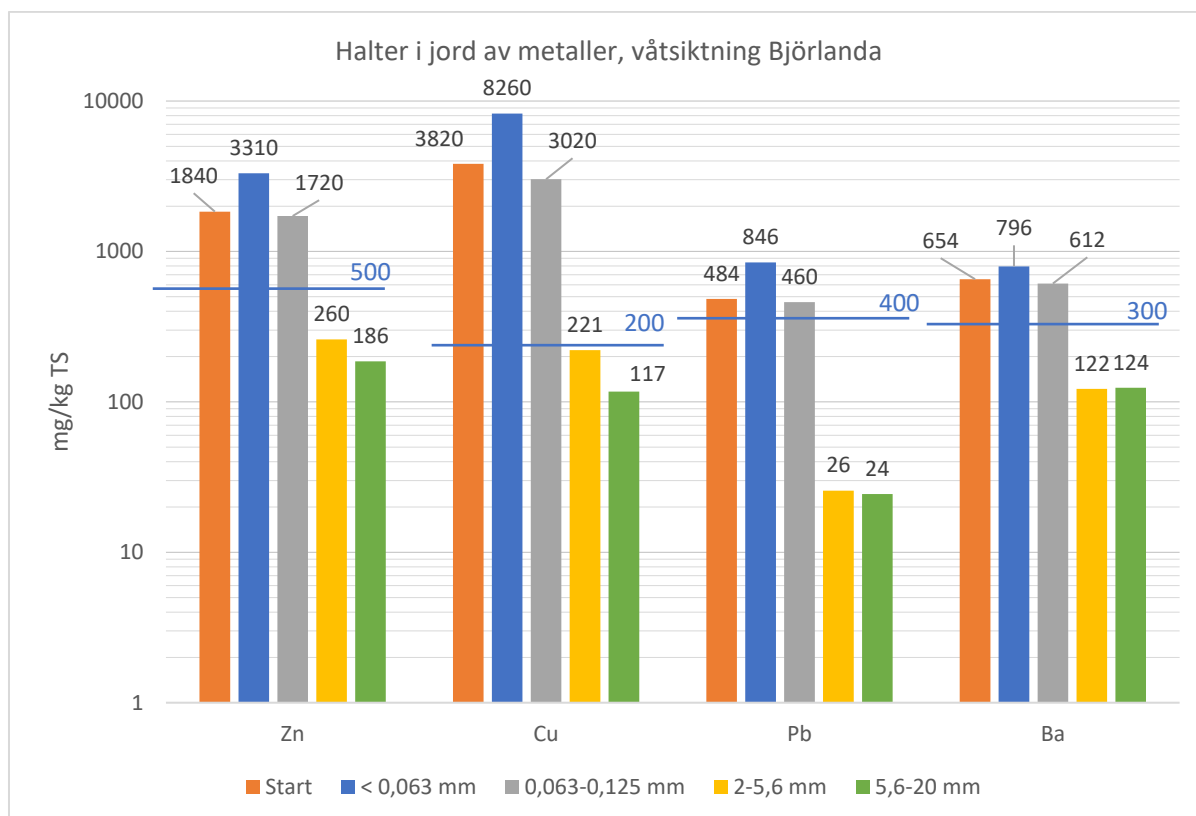
9.2.2.1 Våtsiktning - Svevia

Våtsiktning utfördes av Svevia på jord från Björlanda (ISM 2) och Dyvik (ISM 2) för att testa både på hög- och lågförorenad jord. De siktade fraktionerna var 0–0,063 mm, 0,063–0,125 mm, 0,125–1,0 mm, 1,0–2,0 mm, 2,0–5,6 mm 5,6–20 mm och >20 mm. Alla fraktioner analyserades ej då halten väntades avta signifikant först vid 1–2 mm. Finare fraktioner analyserades för att se om det finns något möjligt återvinningsvärde av metallerna i dessa. Även restvattnet från våtsiktningen analyserades och resultaten finns i bilaga 2.

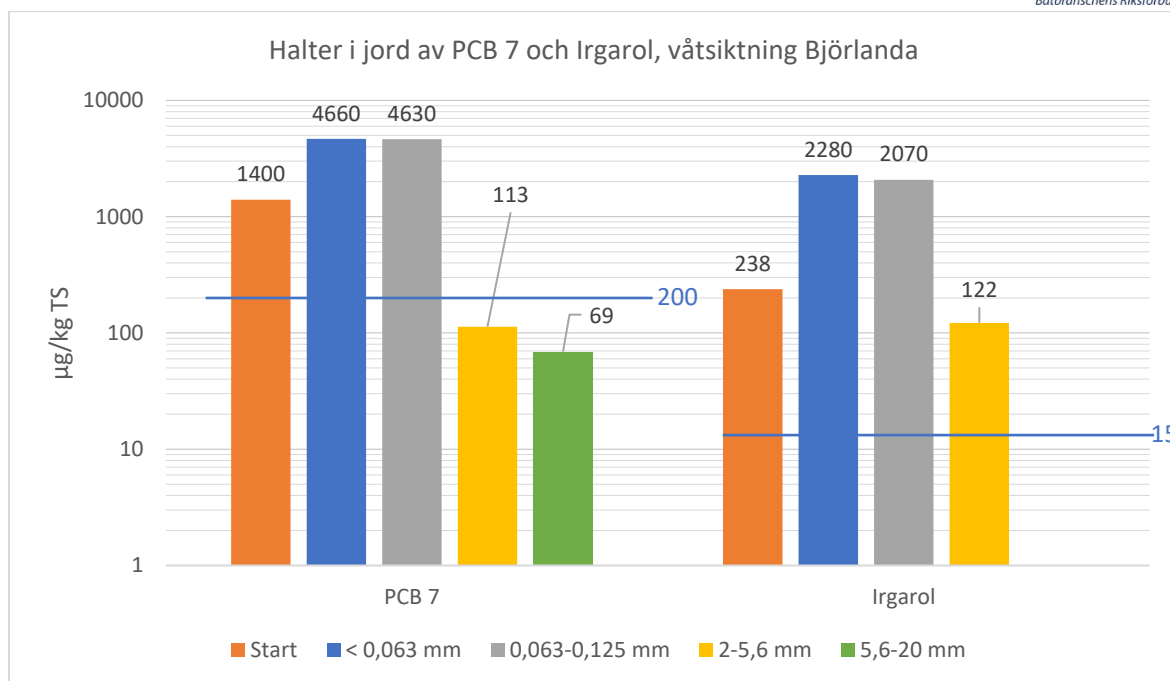
I Björlanda reducerades samtliga föroreningshalter i jord i fraktionen 2–5,6 mm, undantaget Irgarol, till en nivå under eller vid riktvärdet för MKM. Tennorganiska ämnen minskade med 99,6 % i fraktionen 2–5,6 mm från ca 127 000 µg/kg TS till ca 500 µg/kg TS, medan den ser ut att öka något i fraktionen 5,6–20 mm (se kapitlet om felkällor), se Figur 21, Figur 22 och Figur 23.



Figur 21. Summan tennorganiska ämnen i de olika analyserade fraktionerna efter våtsiktning av Svevia. Det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med blått streck och text. Skalan på y-axeln är logaritmisk och enheten är mikrogram per kilo torrsustans.

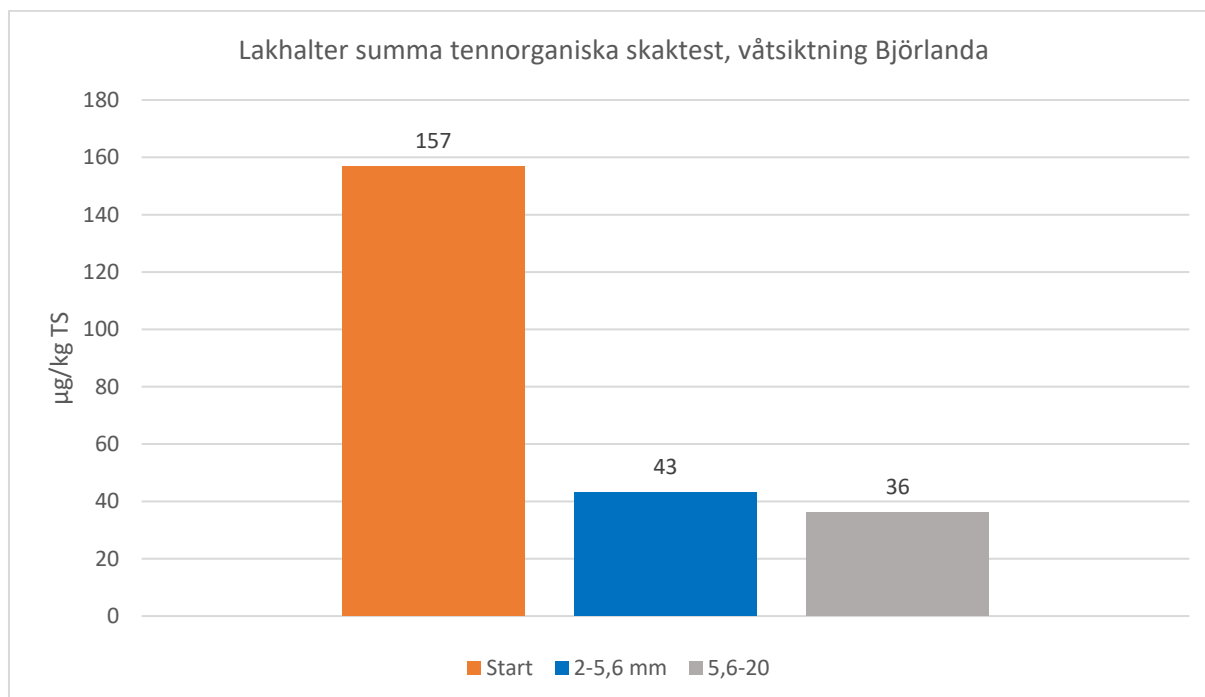


Figur 22. Halter av metallerna zink, koppar, bly och barium i de olika analyserade fraktionerna efter våtsiktning av Svevia. Generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med blått streck och text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

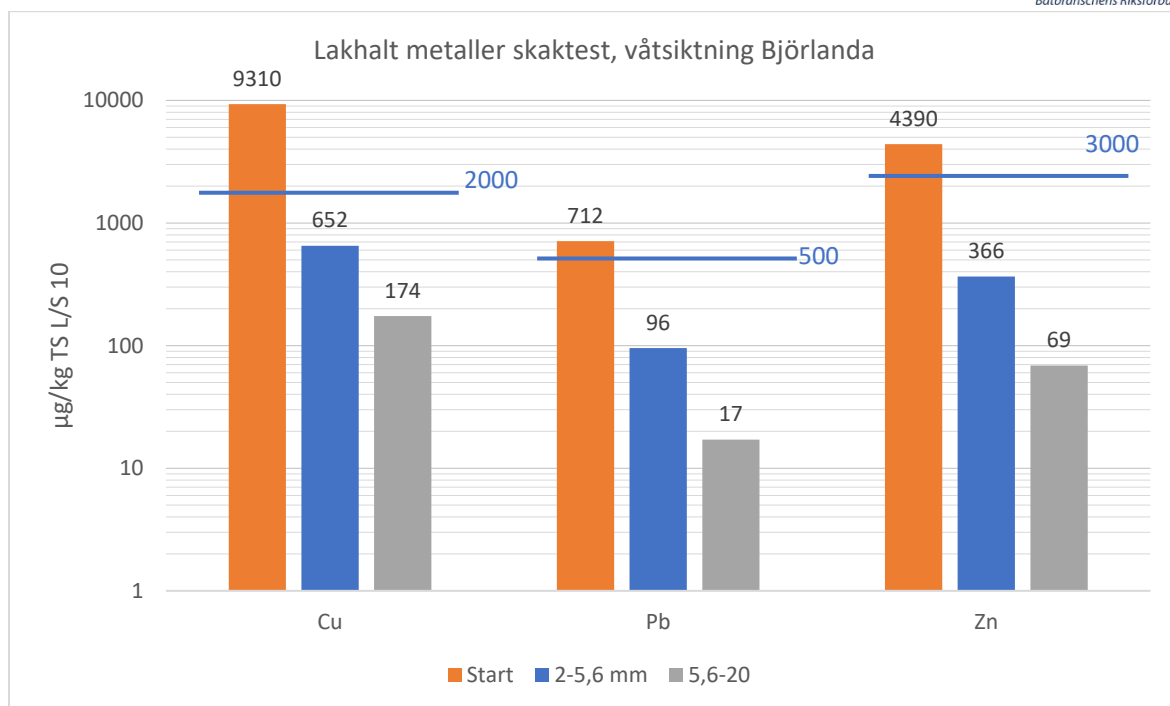


Figur 23. Halter av PCB och Irgarol i de olika analyserade fraktionerna efter våtsiktning av Svevia. Det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med blått streck och blå text. Tyvärr saknas analys för Irgarol i fraktionen 5,6–20 mm. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Skaktesterna visar att koppar, bly och zink, som i Björlanda lakade över gränsvärdet för inert avfall, minskade kraftigt i fraktioner över 2 mm, till en nivå under gränsvärdet för inert avfall. Även halterna tennorganiska ämnen minskade i skaktestet, med ca 75 % från 160 µg/kg TS till 40 µg/kg TS, se Figur 24 och Figur 25.

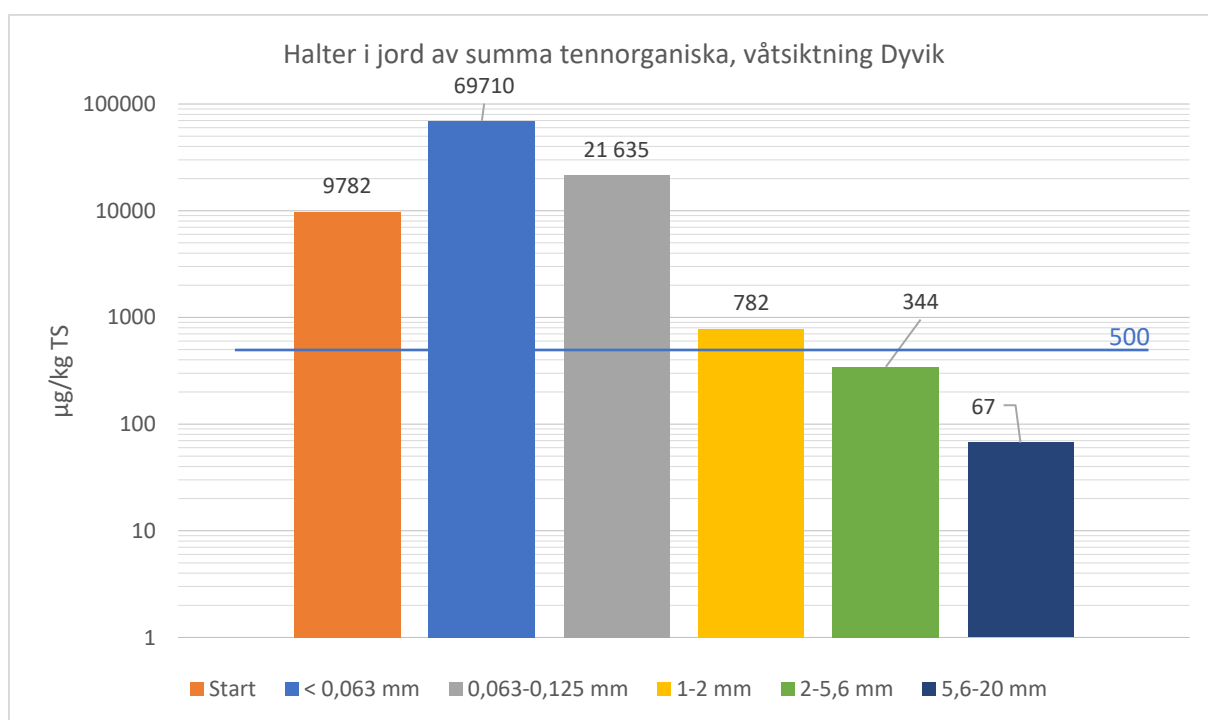


Figur 24. Mängden utlakade tennorganiska ämnen i skaktest L/S10 före och efter siktning med de två största fraktionerna. Inget gränsvärde finns att jämföra med.

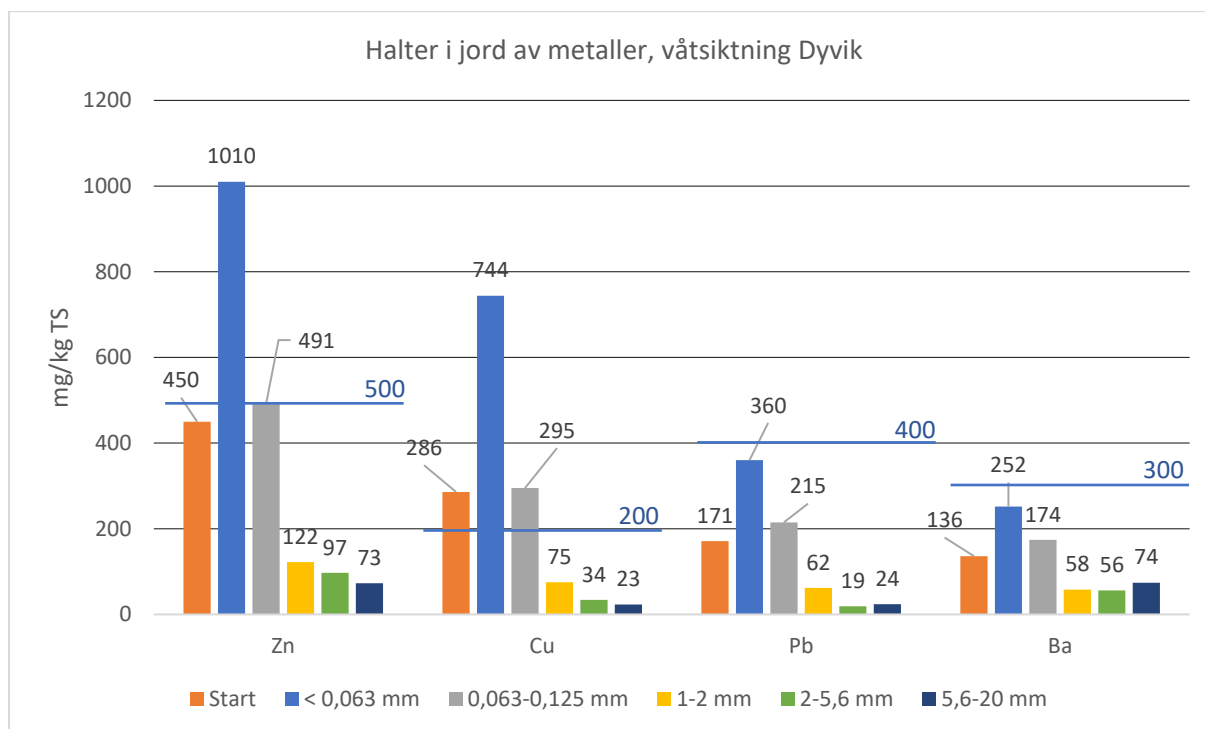


Figur 25. Mängden utlakade metaller i skaktest L/S10 från de större fraktionerna efter siktning, samt innan siktning, av jord från Björlanda. För jämförelse är gränsvärdet för inert avfall annoterat med blåa streck och blå text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Efter våtsiktning av jord från Dyvik uppmättes halter tennorganiska ämnen nära MKM, i fraktionen 1–2 mm, vilket motsvarar en minskning med 92 %. Halterna metaller i samma fraktion låg under MKM. Från 2–5,6 mm och större var halterna under MKM även avseende tennorganiska ämnen (en minskning med ca 96 %), se Figur 26 och Figur 27.



Figur 26. Halter av summan tennorganiska ämnen i jord från Dyvik före och efter siktning genomförd av Svevia. Generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med ett blått streck och blå text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.



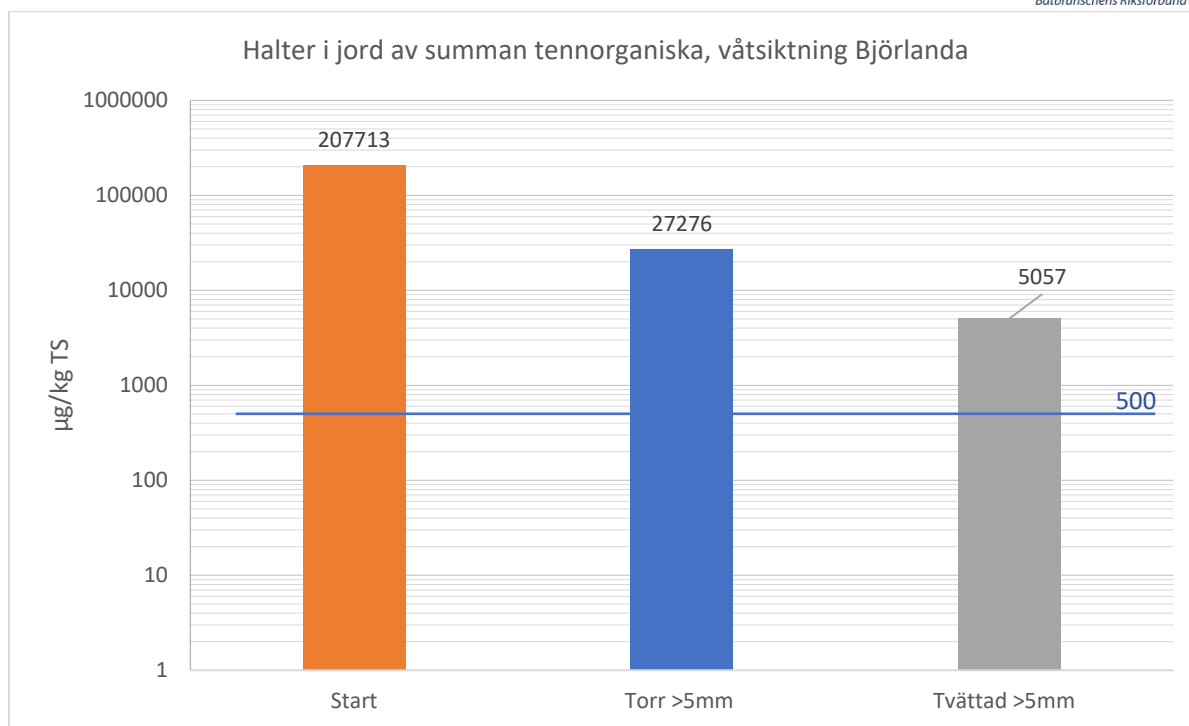
Figur 27. Halter av metallerna zink, koppar, bly och barium i jord från Dyvik innan och efter våtsiktning. Start är provet innan åtgärd och sedan ses fraktionerna i stigande storleksordning. Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning är markerat med blått streck och blå text.

Diskussion Svevia våtsiktning

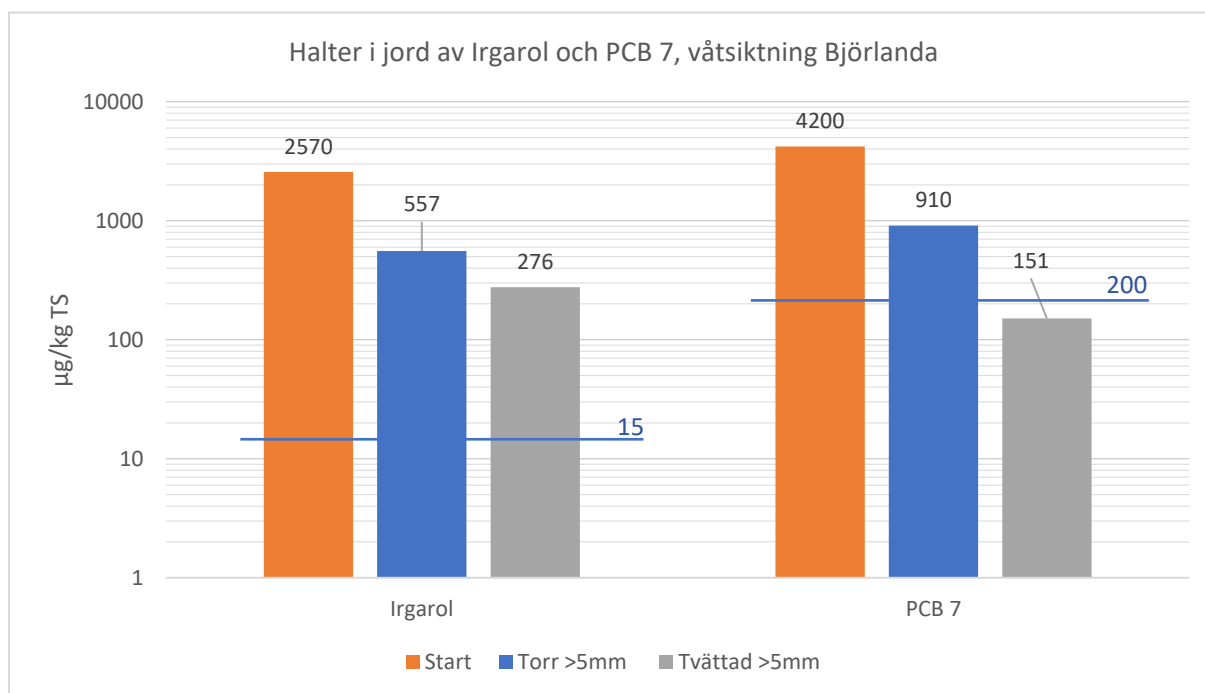
Halten Irgarol sticker ut och ligger över MKM även i de grövre fraktionerna, vilket går emot hur det teoretiskt borde se ut. Irgarol borde minska med liknande procent som tennorganiska ämnen. Som diskuteras senare i rapporten kan detta bero på analysfel. Om materialet över 2 mm skulle gå att återanvända motsvarar det, baserat på siktcurvor, att 50–60 viktprocent av jorden från Björlanda skulle kunna återanvändas. Av jorden från Dyvik bedöms motsvarande ca 55–60 viktprocent kunna återanvändas om jord över 2 mm återanvänds. Sett till volym kommer det vara en större andel som kan återanvändas än viktprocent eftersom det som sorteras ut är mindre partiklar som fyller porerna mellan de större fraktionerna. Procentuellt sett var reningsgraden högre för mer förorenad jord än för lågförorenad jord: 99,6 % för fraktionen 2–5,6 mm i jord från Björlanda, jämfört med 96 % för samma fraktion från Dyvik. Att halten tennorganiska föreningar var högre för jord från Björlanda i fraktionen 5,6–20 mm än i 2,0–5,6 mm beror troligen på heterogenitet i proverna och att det kommit med någon mindre färgflaga vid analysen. Teoretiskt ska halten minska ju grövre fraktionen är, vilket ses hos metallerna samt i skaktesterna där större mängd analyserat material används.

9.2.2.2 Våtsiktning - RGS Nordic

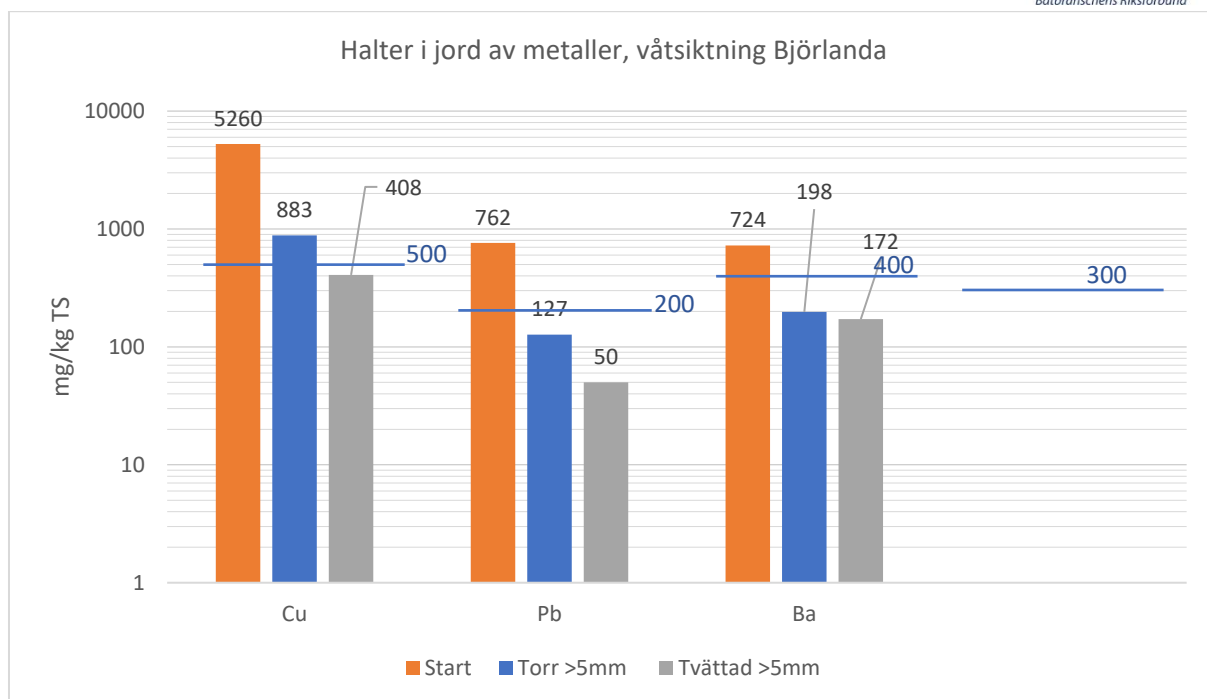
RGS Nordic använde jord från testområdet i Björlanda (ISM 4) och inledde med en torrsiktning och separerade ut fraktionen >5 mm som därefter våtsiktades. Det innebar att trots att halten sänktes med 97,6 % i fraktionen >5 mm översteg halten tennorganiska ämnen ändå MKM (se Figur 28). Halten PCB reducerades dock till under riktvärdet för MKM, se Figur 29). Irgarol låg kvar över riktvärdet för MKM i fraktionen >5 mm, liksom vid Sveys våtsiktning av jord från Björlanda. För metallerna uppnåddes halter under MKM i både torrsiktad och tvättad fraktion >5 mm, utom för koppar där halterna översteg MKM.



Figur 28. Halt av summan tennorganiska ämnen före och efter siktning. Start är analys av provet innan åtgärd och sedan ses fraktionen >5 mm före och efter tvättning. Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning är markerat med blått streck och text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

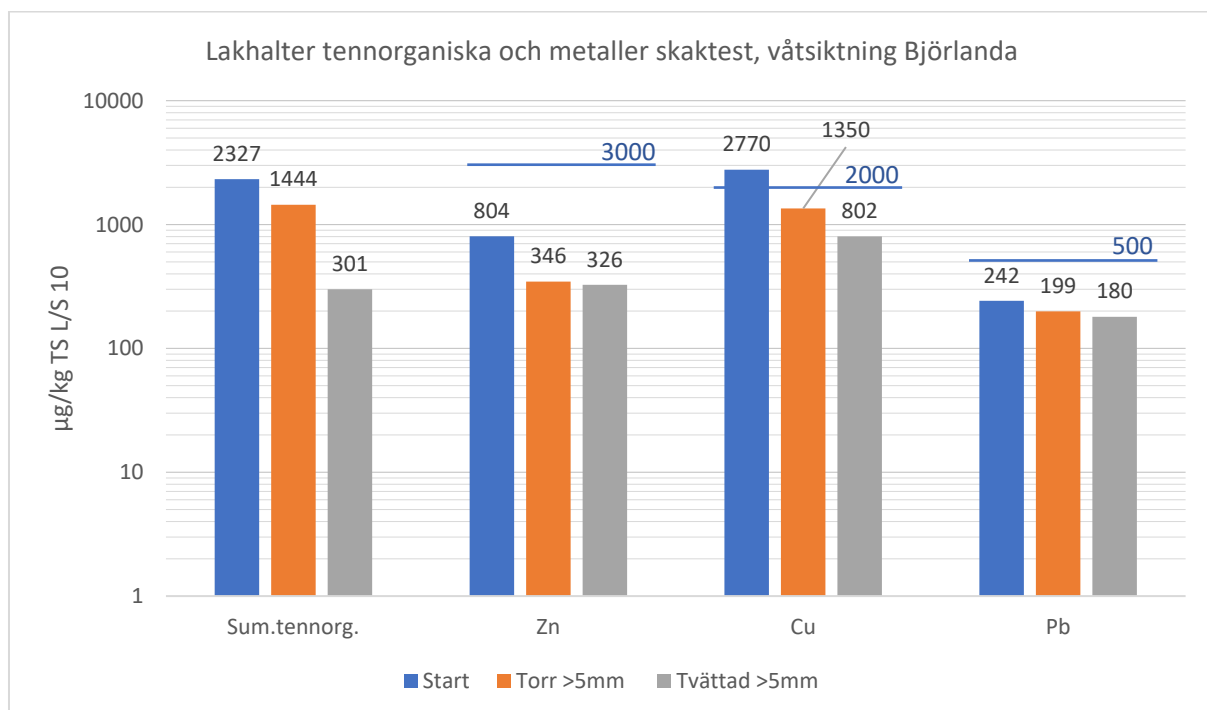


Figur 29. Halt Irgarol och PCB 7 i jord före och efter siktning genomförd av RGS Nordic på jord från Björlanda. Start är analys av provet innan åtgärd och sedan ses fraktionen >5 mm före och efter tvättning. Naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning är markerat med blått streck och blå text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.



Figur 30. Halt av metaller före och efter siktning genomförd av RGS Nordic. Riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med ett blått streck och blå text för metallerna zink (Zn), koppar (Cu), bly (Pb) och barium (Ba). Start är analys av provet innan åtgärd och sedan ses fraktionen >5 mm före och efter tvättning. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Tvättningen minskade lakningen framför allt för tennorganiska ämnen men en viss minskning ses även för zink, koppar och bly. Se Figur 31.



Figur 31. Mängden lakade tennorganiska ämnen och metallerna zink, koppar och bly i skaktest till 10 liter vatten per kilo jord (liquid to solid ratio L/S10) före och efter siktning, utförd av RGS Nordic, av jord från Björlanda. För jämförelse är gränsvärdet för inert avfall annoterat med blåa streck och blå text.

Diskussion RGS Nordic våtsiktning

Liksom vid Norditeks försök uppnås en minskning av de flesta ämnen redan vid torrsiktning. Tvättningen av den siktade fraktionen >5 mm hade dock inte lika stor påverkan på minskningen av halter som den Svevia uppnådde. Trots att halten tennorganiska minskade med 97,6 % var den fortfarande över MKM. Skillnaden kan bero på variation i analysresultaten, om ej bör reningsgraden gå att öka i full skala och ge liknande resultat som Sveglias.

Om materialet över 5 mm skulle gå att återanvända motsvarar det, baserat på siktkurvor, att 35–45 viktprocent av jorden från Björlanda skulle kunna återanvändas.

9.2.2.3 Generell diskussion våtsiktning

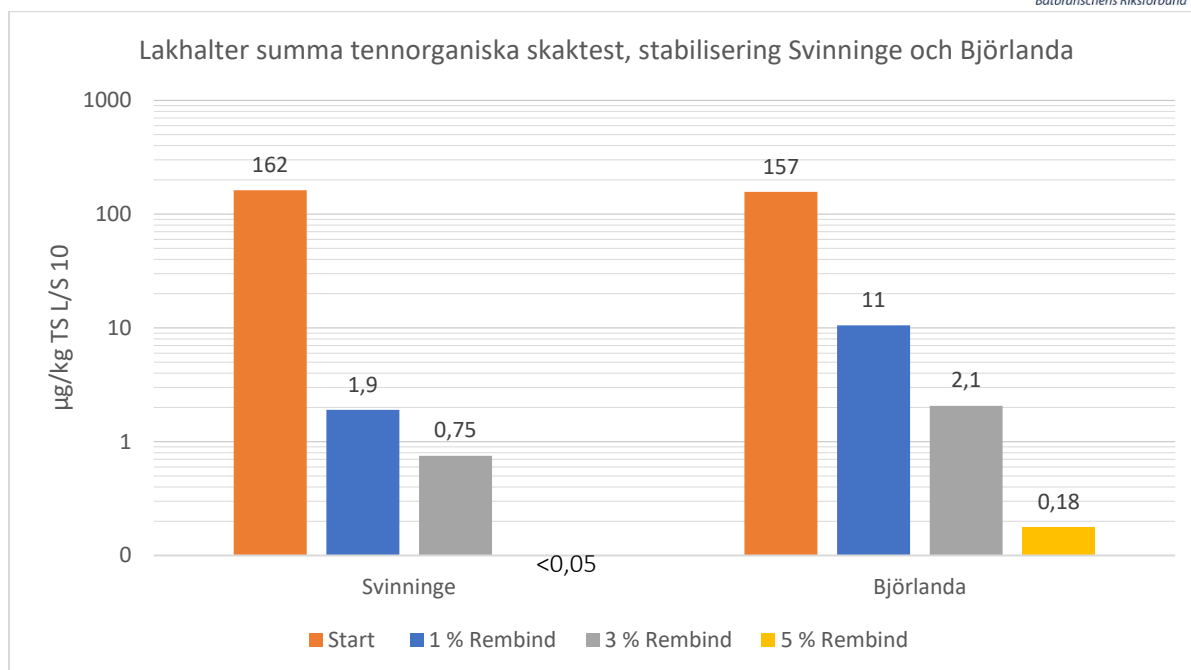
Vid jämförelse av de två olika metoderna lyckades Sveglias våtsiktning av Björlanda (ISM 2) minska halten med 99,6 % i fraktionen 2–5,6 mm med avseende på summan tennorganiska ämnen, medan RGS Nordics försök minskade halten i fraktionen >5 mm med 97,6 %. Metoderna borde uppnå samma reningsgrad och skillnaden beror troligen på haltvariation i proverna men skulle annars kunna förklaras av hur mycket vatten som användes vid tvättningen i silarna eller hur länge materialet tvättades. Vid ett fullskaligt försök används maskiner där det går att anpassa tiden som materialet tvättas och mängden vatten som används och båda metoderna borde få liknande resultat i större skala.

För att bedöma om åtgärden är lämplig bör föroreningshalter, lakhalter, TOC och kornstorleksfördelning analyseras i området. Det är positivt om det är större andel grovt material än finkornigt då det innebär att en större andel jord kan återanvändas. Grövre jordar innebär också att mindre mängd vatten går åt vid behandling och att vattnet inte behöver lika omfattande rening som om det är mycket finpartiklar.

9.2.3 Stabilisering med adsorptionsmedel

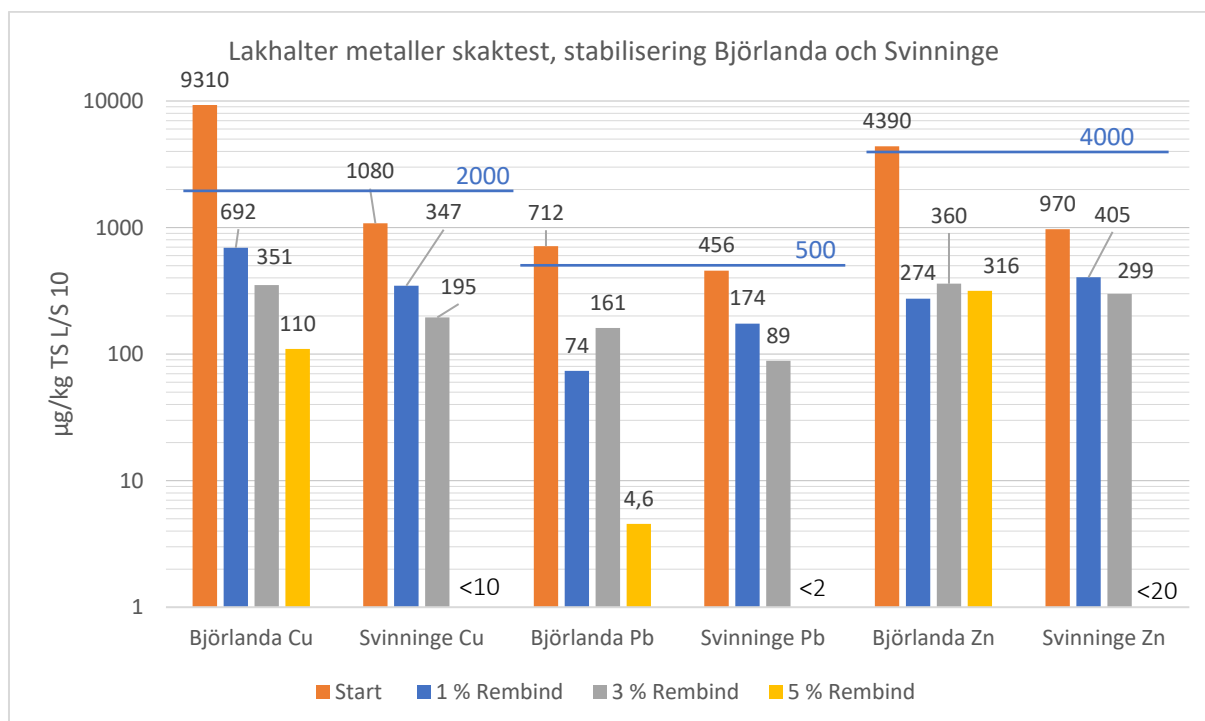
Envytech genomförde behandling med RemBind på alla fyra testområden men analyser genomfördes endast på behandlad jord från Björlanda och Svinninge, eftersom de var de områden som lakade mest. Då stabilisering inte väntas påverka totalhalter i jorden analyserades enbart lakhalter av stabiliserad jord och jämfördes med lakhalter i obehandlad jord.

I stabiliseringsförsöken med RemBind visades en tydlig minskning i lakning av tennorganiska vid både Svinninge och Björlanda. En tydlig dos-responseeffekt kunde ses vid 1, 3 och 5 viktprocent (hädanefters enbart kallat %) inblandning av RemBind i jorden, se Figur 32. Vid 1 % tillsats minskade halten i tennorganiska ämnen i lakvatten med 93–99 %, vid tillsats av 3 % RemBind minskade lakningen med 98,6–99,5 % och vid tillsats av 5 % RemBind minskade lakningen med mer än 99,9 %. I jorden från Svinninge var lakhalten tennorganiska ämnen under rapporteringsgränsen vid 5 % inblandning.



Figur 32. Mängden lakade tennorganiska ämnen i skaktest till 10 liter vatten per kg jord (liquid to solid ratio L/S10) i jord från Svinninge och Björlanda. Utan inblandning (start) och med 1, 3 och 5 % inblandning av RemBind. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Även för metaller sågs en dos-responseffekt i laktesterna, se Figur 33. Jorden från testområdet i Björlanda lakade koppar, bly och zink över gränsvärdet för inert avfall innan åtgärd. Inblandning av 1 % RemBind minskade dock lakningen så att halten med god marginal låg under gränsvärdet för inert avfall.



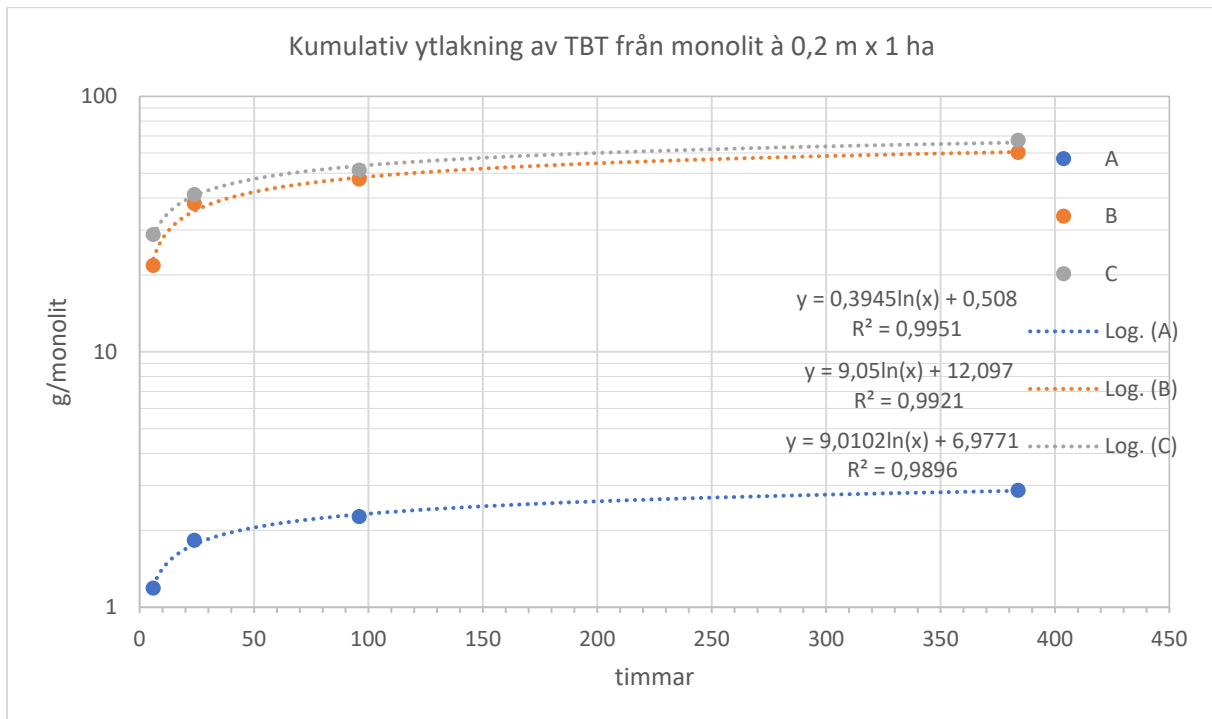
Figur 33. Mängden lakade metaller i skaktest till 10 liter vatten per kilo jord (liquid to solid ratio L/S10) i jord från Svinninge och Björlanda. Utan inblandning (start), 1, 3 och 5 % inblandning av RemBind. Gränsvärdet för inert avfall är annoterat med blåa streck och blå text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

9.2.3.1 Diskussion stabilisering

Stabilisering med RemBind gav en tydlig reduktion av utlakningen av metaller och organiska föroreningar. För tennorganiska ämnen, Irgarol och metaller uppnåddes mycket låga lakhalter. En dos-responseeffekt var tydlig och metoden kan troligen kostnadseffektiveras vid en fullskalig åtgärd genom att göra labbtest på aktuell jord och se hur mycket som behöver tillsättas i det specifika fallet. Beroende på platsspecifika åtgärds mål och aktuell lakning kan möjligen en lägre dos än 1 % ge tillräckligt god effekt på lakningen av både metaller och tennorganiska ämnen även i mer kraftigt förorenade områden, som Björlanda.

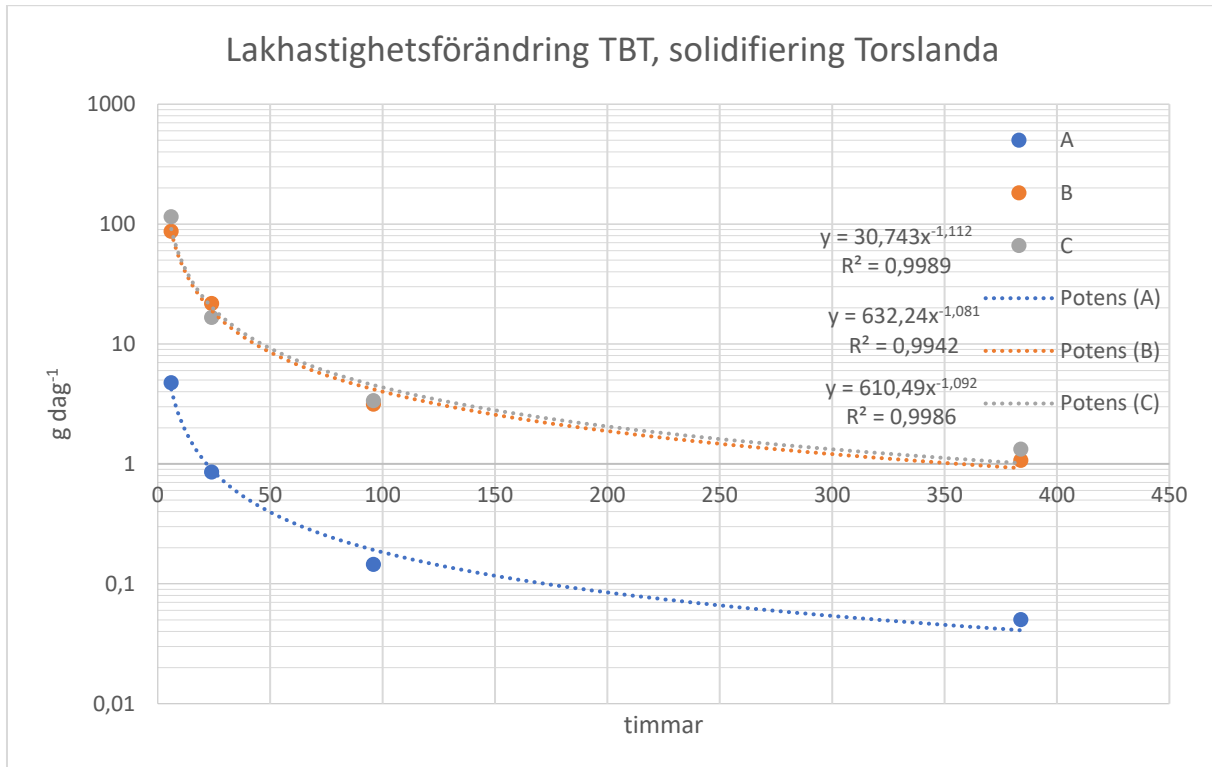
9.2.4 Solidifiering

För att kunna jämföra med lakningen i skaktesterna räknades försöken om så att lakningen beräknas från ytan (för ytlakning) och volym/vikt (för skaktest) från en teoretisk monolit på 100x100x0,2 meter, dvs ett område på 1 ha med 0,2 meters djup. Följande figurer och tabeller baseras på den beräknade lakningen från denna teoretiska monolit. Inblandning av Merit resulterade i en minskad lakning jämfört med bara cement. Vid tillsats av aktivt kol till cement minskade lakningen ytterligare, se Figur 34.



Figur 34. Mängden beräknad ackumulerad TBT i lakvatten från ytlakningstest på monoliter av de olika blandningarna A, B och C från Torslanda. Kumulativa resultat har extrapolerats till ytan på en teoretisk monolit som är 100x100x0,2 m stor (tot 20 080 m²) och enheten är g lakad TBT från monoliten per dag. A är 9 % cement plus 0,25 % aktivt kol. B är 8 % cement plus 8 % Merit. C är 16 % cement. Loglinjen är den logaritmiska modellen som har applicerats på resultaten. Ekvationerna och modellens korrelationsvärde till data R^2 syns i grafen närmast respektive linje i legenden. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Figuren ovan visar den ackumulerade lakningen. Den avtagande lutningen på kurvan visar att lakningen sett över tid avtar. I Figur 35 nedan visas lakhastighetsförändringen uttag för uttag. I Figuren ses en initial hög lakning av TBT, men lakningen avtar snabbt och har efter lite mer än två veckor minskat med runt 99 % jämfört med utgångsläget för alla inblandningar.



Figur 35. Lakhastighet av TBT i ytlakningstest på monoliter av jord från Torslanda, för de olika uttagen av vatten som byts ut kontinuerligt från provkroppar med blandningarna A, B och C. A är 9 % cement plus 0,25 % aktivt kol, B är 8 % cement plus 8 % Merit, C är 17 % cement. Resultaten har extrapolerats till ytan på en teoretisk monolit som är 100x100x0,2 m stor (tot 20 080 m²) och enheten är g lakad TBT från monoliten per dag, plottat mot timmar från försökets början. Potens är beräkningsmodellen som har applicerats på resultaten. Ekvationerna och modellens korrelationsvärde till datan R^2 syns i grafen närmast respektive linje i legenden. Y-axeln har logaritmisk skala.

Ekvationerna i Figur 34 och Figur 35 har använts för att extrapolera resultat in i framtiden för att kunna jämföra med skaktestens försök på Torslandas jord i karaktäriseringen. I Tabell 3 visas kumulativa experimentella data plus extrapolerade estimeringar från solidifiering och karaktärisering med skaktest av jorden innan solidifiering för metaller och tennorganiska ämnen. Behandling A med aktivt kol lakade mer MBT, kopparsilver och bly än B och C men i jämförelse med skaktesten av obehandlad jord indikerar resultaten en minskning. Sett till de tennorganiska ämnena gav behandling A lägre lakning än B och C, speciellt för TBT. För Irgarol syns inga tydliga skillnader mellan behandlingarna.

Tabell 3. Kumulativ lakning från solidifierade kroppar från blandningarna A är 9 % cement plus 0,25 % aktivt kol, B är 8 % cement plus 8 % Merit, C är 17 % cement. Experimentella resultat finns fram till 16 dagar. Data med gul bakgrund är extrapolerad från experimentella resultat. Resultaten från både skaktest och ytlakningstest har extrapolerats till en yta/volym 100x100x0,2 m (tot 20 080 m² eller 2 000m³). Modellens korrelationsvärde R² till data för extrapoleringen till framtiden står i kolumnen längst till höger. Prov med namn (start) visar lakningen från skaktest av obehandlad jord beräknat efter samma tid baserat på medelnederbörden från 1990 till 2020.

Ämne (behandling)	1 dag	16 dagar	1 år	2 år	10 år	R ²
MBT(Start)	-	-	-	12	17	-
MBT(A)	0,6	1,5	2,4	2,6	3,1	0,9882
MBT(B)	0,4	0,8	1,2	1,3	1,5	0,9876
MBT(C)	0,3	0,9	1,5	1,6	1,9	0,9599
DBT (Start)	-	-	-	5,1	44	-
DBT (A)	0,4	1,0	1,6	1,7	2,1	0,9916
DBT (B)	2,7	4,8	7,0	7,5	8,7	0,9806
DBT (C)	2,1	5,4	7,6	8,3	9,7	0,8855
TBT (Start)	-	-	-	4,2	18	-
TBT (A)	1,8	2,9	4,1	4,4	5,0	0,9951
TBT (B)	38	60	89	95	109	0,9896
TBT (C)	41	67	94	100	115	0,9921
Sum. tennorg. (Start)	-	-	-	22	80	-
Sum. tennorg. (A)	3,2	6,4	9,6	10	12	0,9952
Sum. tennorg. (B)	41	66	97	104	120	0,9901
Sum. tennorg. (C)	43	74	105	112	129	0,9866
Irgarol (Start)	-	-	-	-	-	-
Irgarol (A)	1,5	5,2	23,9	32,7	68	0,998
Irgarol (B)	1,9	4,3	14,1	17,9	31	0,9899
Irgarol (C)	2,9	7,6	25,7	33,2	60	0,9981
Koppar (Start)	-	-	-	1 861	7 480	-
Koppar (A)	73	170	519	660	1 153	0,9944
Koppar (B)	51	83	161	185	256	0,989
Koppar (C)	51	107	273	335	538	0,9959
Zink (Start)	-	-	-	1 160	4 759	-
Zink (A)	31	44	60	63	71	0,9877
Zink (B)	43	53	83	88	101	0,8413
Zink (C)	25	34	48	51	58	0,9756
Bly (Start)	-	-	-	157	668	-
Bly (A)	2,0	3,2	4,8	5,2	6,0	0,9951
Bly (B)	1,0	1,7	2,9	3,1	3,6	0,9986
Bly (C)	1,6	2,6	3,9	4,2	4,9	0,9971

9.2.4.1 Diskussion solidifiering

För att kunna jämföra resultaten mot den lakning som skaktesterna visar har beräkningar gjorts baserade på hur lång tid det skulle ta att uppnå förhållanden som motsvarar L/S 2 och L/S 10 i verkligheten. Genomsnittlig årsmedelnederbörd i Göteborgsregionen är cirka 900 mm och årsavdunstningen cirka 500 mm, vilket ger en infiltration på 400 mm. Baserat på ett förorenat jordskikt på 0,2 m och en vikt på 2 ton per kubikmeter beräknas den ackumulerade lakningen från obehandlad jord från Torslanda till ca 4 g TBT och 1 kg zink när L/S 2 uppnås, vilket tar 2 år med nämnd mängd nederbörd per år. För L/S 10 ger motsvarande beräkning en ackumulerad lakning på ca 18 g TBT och 4,8 kg zink när L/S 10 uppnås, vilket tar tio år med samma medelnederbörd. Förutsatt att det är renare jord längre ned i profilen som infiltrerande vatten passerar kommer en fastläggning att ske då aktuella föroreningar gärna binder till partiklar i jord, så mängden som når recipient är troligen lägre. Inblandningen av kol hade en negativ effekt på lakningen av koppar, men jämfört med obehandlad jord minskade lakningen tydligt.

Vid extrapolering av de kumulativa funktionerna som ses i Tabell 3 beräknas en solidifierad monolit med samma yta som i exemplet för skaktesten ovan (100 x 100 x 0,2 m), laka 4,4 g, 91 g, och 100 g TBT och 63 g, 88 g och 51 g zink efter 2 år för blandningarna A, B och C. Vid extrapolering till tio år blir det 5 g, 109 g och 115 g TBT och 71 g, 101 g och 58 g zink för blandningarna A, B och C. Data från beräkningar så långt fram i tiden baserad på denna typ av experiment bör användas med försiktighet för att modellera framtida lakning. Diffusionsjämvikt uppnås inte på så kort tid som ytlakningstestet pågick och andra processer som vittring eller förändrade markförhållanden kan påverka mer ju längre tiden går. Dock antyder ytlakningstesterna att lakningen avtar snabbt till en början och lakningen med tid blir lägre och lägre.

De olika laktesterna är inte direkt jämförbara. Skaktestet är mer aggressivt genom att partiklarna slås mot varandra och virvlar runt i vattnet, i motsats till ytlakningstestet. Det är därför väntat att de extrapolerade resultaten från skaktesten ger större mängd lakade föroreningar än under naturliga förhållanden och än ytlakningstesten. Den solidifierade monoliten *in situ* kommer inte att befinna sig under vatten i 10 år, vilket gör att även ytlakningstestet bör visa större lakning än vad som kommer att ske under verkliga förhållanden.

Beräkningarna visar att mängden zink som lakar från solidifierad jord är betydligt mindre än lakningen från obehandlad jord för alla solidifieringsblandningar som testades. Jämfört med obehandlad jord har lakningen minskat med 94–95 % efter 5 år och 98–99 % efter 10 år. För TBT ökar däremot lakningen i solidifierad jord jämfört med obehandlad jord, utom för blandning A, där aktivt kol tillsatts. Där är den beräknade kumulativa lakningen av TBT ungefär densamma efter 2 år för ytlakningstestet jämfört med obehandlad jord i skaktest, men efter 10 år har lakningen minskat med ca 60 % jämfört med obehandlad jord i skaktest. Utan tillsats av aktivt kol är lakningen av TBT 18–26 gånger så stor som obehandlad jord efter 2 år, och 5–7 efter 10 år. Den ökade mängden lakad TBT från solidifierad jord utan tillsats av aktivt kol bedöms bero på högt pH. I EU projektet LIFE02 ENV/B/000341 observerades att TBT lakade mer från sediment när pH var över 8 och ju högre pH desto mer desorberade ut i lösning. pH i ytlakningsvattnet i försöket i detta projekt låg stadigt kring 11. Inga skaktester gjordes på irgarol i obehandlad och det är därför okänt om lakningen minskade vid solidifiering. Tydligt är att aktivt kol inte resulterade i minskad lakning av irgarol, vilket skiljer sig från de tennorganiska ämnena.

Risken med lakning behöver utvärderas platsspecifikt och är bland annat beroende av mängden förorenad jord, fastläggning av föroreningar och recipientens volym och omsättningstid. Inför åtgärd behöver jorden från behandlingsområdet analyseras med avseende på föroreningshalter, lakhalter, TOC, kornstorleksfördelning, pH och alkalinitet. Då det var problematiskt att solidifiera jorden från

ett av testområdena (Björlanda) och anledningen är okänd rekommenderas att bänkskaletest genomförs för att säkerställa att metoden fungerar.

För utvärdering av resultat från ytlakningstest på en solidifierad monolit bör hänsyn tas till att i labbtest är monoliten helt nedsänkt och i kontakt med vatten på alla sidor. I verkligheten kommer monoliten att vara över grundvattenytan och enbart bli blöt under kortare perioder. Monolitens ovansida kommer att vara skyddad från nederbörd av ett tätskikt och ett dagvattensystem leder bort vattnet, och undertill kommer jorden vara dränerad. Resultaten motsvarar snarare värsta tänkbara fall, till exempel där havsnivåhöjning gör att vatten permanent omsluter monoliten. Som resultaten visar kommer även då lakningen snabbt att avta med tiden. Det beror på att ämnena i ytan kan laka ut direkt medan ämnen inne i den solida kroppen lakar ut långsammare och långsammare ju längre transportvägen är. Metoden bedöms därför i praktiken ha möjlighet att minska framför allt utlakningen av metaller och på sikt också tennorganiska ämnen, framför allt vid tillsats av aktivt kol. Metoden reducerar därutöver partikelbunden spridning till ett minimum.

9.2.5 Termisk behandling

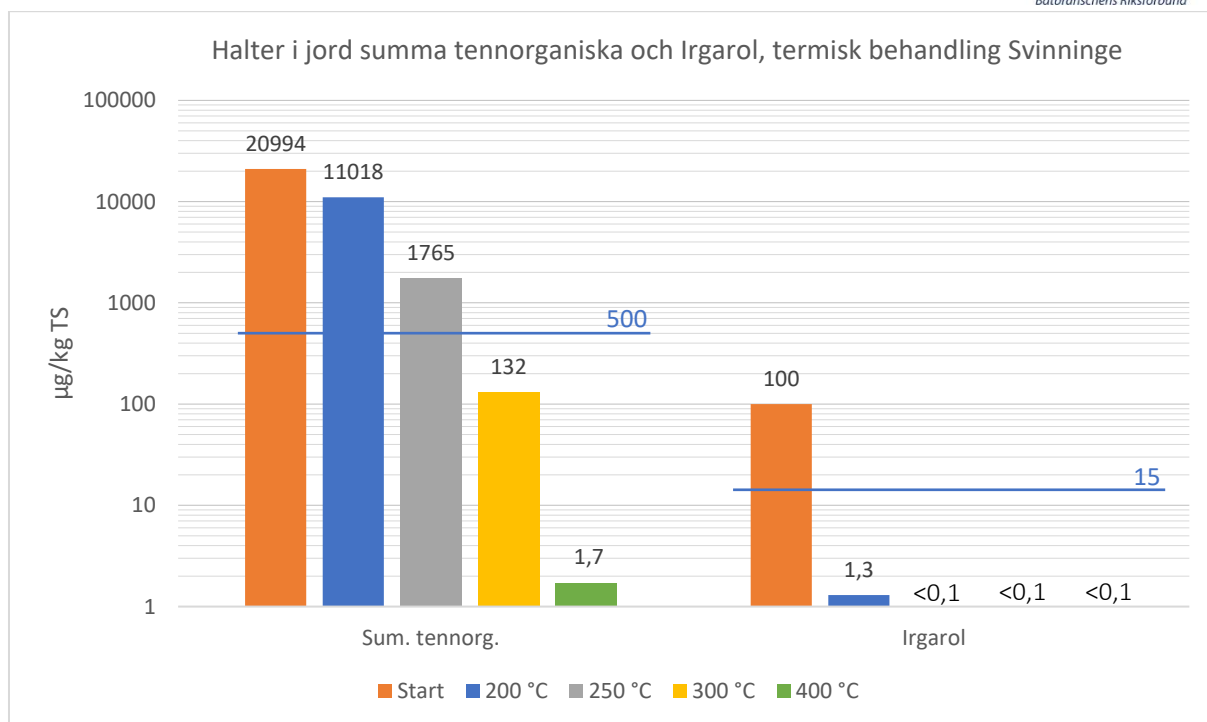
Termisk behandling genomfördes av SGI på jord från testområdet i Svinninge (ISM 2). Jord från Svinninge valdes då det var relativt höga halter tennorganiska ämnen och Irgarol som bedöms kunna påverkas av högre temperaturer, men låga metallhalter, då metaller inte påverkas av termisk behandling.

Behandling med olika temperaturerna pågick under 20 min. Den gradvisa nedbrytningen från TBT > DBT > MBT vid ökade temperaturer kan ses i Tabell 4.

Tabell 4. Halter tennorganiska ämnen och behandlingstemperatur.

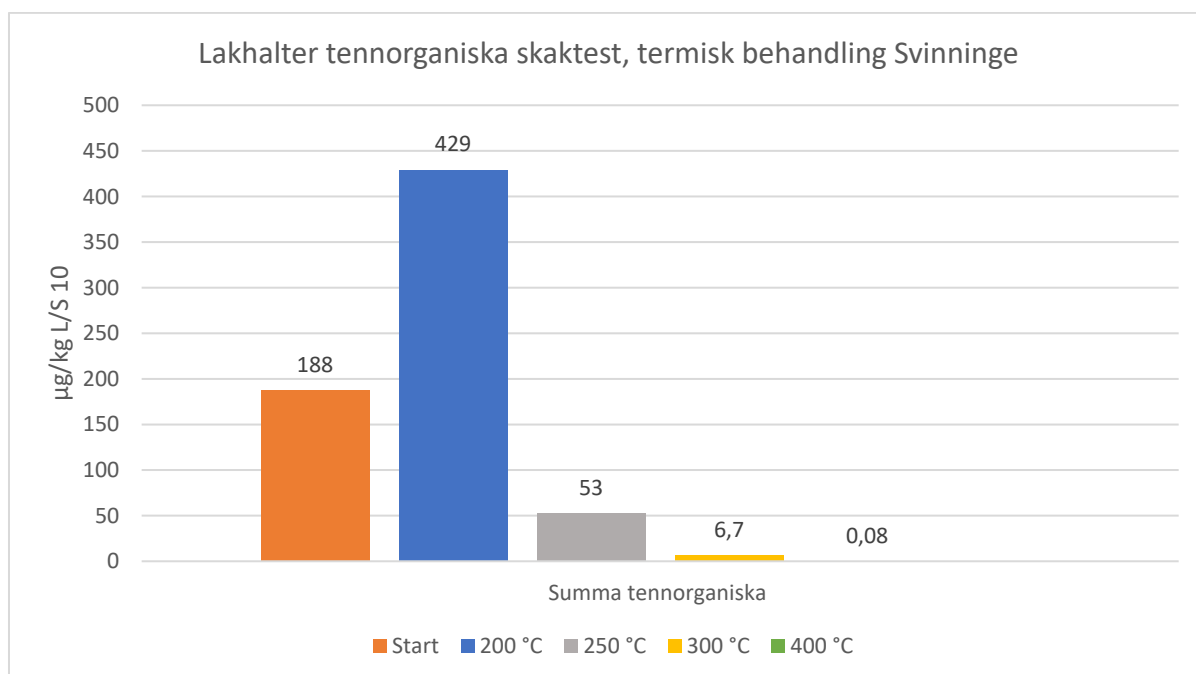
Ämnen	Start	200 °C	250 °C	300 °C	400 °C
TBT, tributyltenn	16 500	1 770	20	<1	<1
DBT, dibutyltenn	2 650	4 800	325	8,8	<1
MBT, monobutyltenn	1 570	4 380	1 420	123	1,7
TTBT, tetrabutyltenn	225	68	<5	<1	<1
MOT, monooktyltenn	<7	<5	<5	<1	<1
DOT, dioktyltenn	<7	<5	<5	<1	<1
TCyT, tricyklohexyltenn	<7	<5	<5	<1	<1
MPhT, monofenyltenn	49	<5	<5	<1	<1
DPhT, difenyltenn	<7	<5	<5	<1	<1
TPhT, trifenyltenn	<7	<5	<5	<1	<1

Vid 20 min behandling i 300 °C grader var halten av summa tennorganiska ämnen under riktvärdet för mindre känslig markanvändning på 500 µg/kg TS. Även Irgarol var under rapporteringsgränsen från och med 200 °C, se Figur 36.



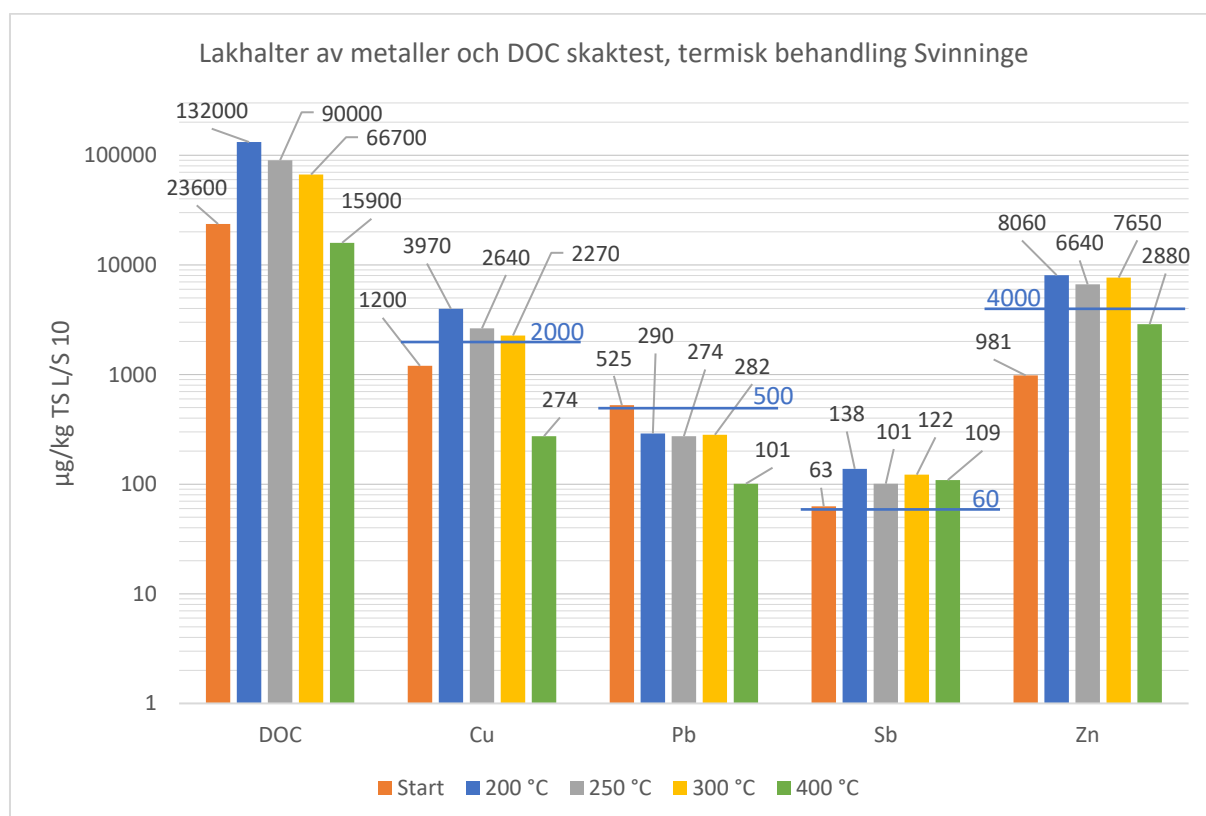
Figur 36. Halter i jord för summa tennorganiska ämnen och Irgarol i obehandlad jord (Start) och efter behandling vid olika temperaturer. Generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning är markerat med ett blått streck och blå text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

Lakningen av tennorganiska ämnen efter termisk behandling ökade initialt vid 200 °C, men vid 250 °C hade lakningen minskat med ca 70 % jämfört med utgångsvärdet. Vid 400 °C var lakningen försumbar, se Figur 37.



Figur 37. Lakning av summan tennorganiska ämnen i skaktest till 10 liter vatten per kilo jord (liquid to solid ratio L/S 10) för jord från Svinninge vid termisk behandling vid olika temperaturer.

I proverna som behandlats termiskt analyserades inga metallhalter i jord eftersom dessa förväntas vara samma som i ursprungsmaterialet. Istället gjordes skaktester för att se om temperaturbehandlingen påverkade lakbarheten av metaller. I Figur 38 visas hur lakningen påverkades av de olika temperaturerna. De flesta metallerna, liksom tennorganiska ämnen, hade ökad lakning initialt som sedan minskade vid högre temperaturer. Koppar och bly lakade mindre än innan åtgärd vid 400 °C, medan lakningen av antimon och zink fortfarande var högre än ursprungsmaterialet. Halten lakad DOC ökade vid de lägre temperaturerna men hamnade också under startvärdet vid 400 °C.



Figur 38. Mängden lakade metaller och löst organiskt kol (DOC) i skaktest till 10 liter vatten per kg jord (L/S10) av jord från Svinninge efter termisk behandling vid olika temperaturer. Blå streck och blå text visar gränsvärdet för inert avfall (ej för DOC då det ligger på 5×10^6 µg/kg). Skalan på y-axeln är logaritmisk.

9.2.5.1 Diskussion termisk behandling

Den initiala ökningen av lakade metaller och tennorganiska ämnen kan bero på att ämnena varit bundna i färgflagor som smält av de högre temperaturerna. Den ökade halten av DOC styrker den teorin, eftersom färgmatrisen ofta är oljebaserad och innehåller mycket organiskt kol. Vid frånvaro av färgflagor borde temperaturer över 200 °C kraftigt minska lakningen av DOC. Samma mönster med ökad lakning vid 200 °C som sedan sjunker vid ännu högre temperaturer gällde för metallerna zink och koppar, som använts mest i båtbottnfärger. De högre temperaturerna gör sedan troligen att stabilare mineraler, som oxider, bildas och minskar lakningen. Även Irgarol och diuron åtgärdades i den termiska behandlingen.

Testytan i Svinninge hade relativt låga metallhalter till att börja med och det är inte säkert att lakning av metaller i detta fall skulle utgöra en oacceptabel risk vare sig innan eller efter termisk behandling. Risken att termisk behandling ökar utlakningen av metaller kan dock utgöra ett problem i områden med högre metallhalter. Som för övriga metoder rekommenderas att metoden först testas i

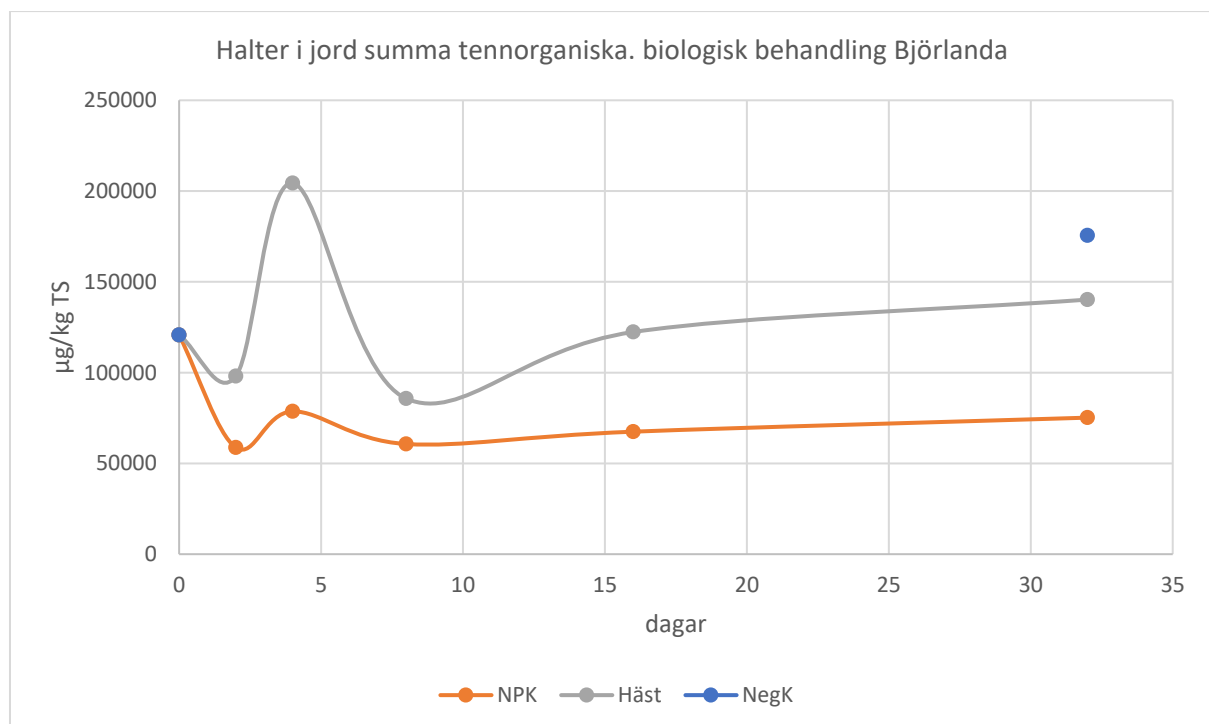
labbskala, på representativ jordvolym från området som ska behandlas, för att identifiera effektivitet och eventuella bieffekter, innan en fullskalig behandling genomförs. Är lakning av metaller ett problem inom området är åtgärden inte lämplig.

Eftersom kolfiltret som skulle samla in rökgaserna från den termiska behandlingen inte kunde analyseras är det inte känt hur mycket av de tennorganiska föreningarna som förångades. Resultaten i Tabell 4 tyder på att det troligen snarare är fråga om destruering än förångning då halterna kortkedjiga tennorganiska ämnen initialt ökar samtidigt som de långkedjiga minskar. Det behöver inte betyda att inga tennorganiska ämnen avgick med eller som gas. Det bedöms troligt att huvuddelen av tennorganiska ämnen destrueras vid temperaturer från 300 °C och uppåt, men det är inte uteslutet att en del kan avgå i gasform vid behandling och detta bör mätas innan åtgärd och vid behov renas föroreningar i gasform.

För att bedöma om metoden är lämplig behöver det kontrolleras att behandlingstemperaturen överstiger förbrännings- eller kokpunkten för de ämnen som ska behandlas. Halter av metaller och ämnen som inte är flyktiga eller destrueras vid högre temperaturer kommer inte att reduceras. Inför åtgärd behöver jorden från behandlingsområdet analyseras med avseende på föroreningshalter, lakhalter och TOC. Pilottest i bänkskala rekommenderas för att bedöma optimal temperatur och behandlingstid, samt kontroll om det finns metaller som ökar i lakning vid behandlingen och om dessa påverkar metodens lämplighet som åtgärd.

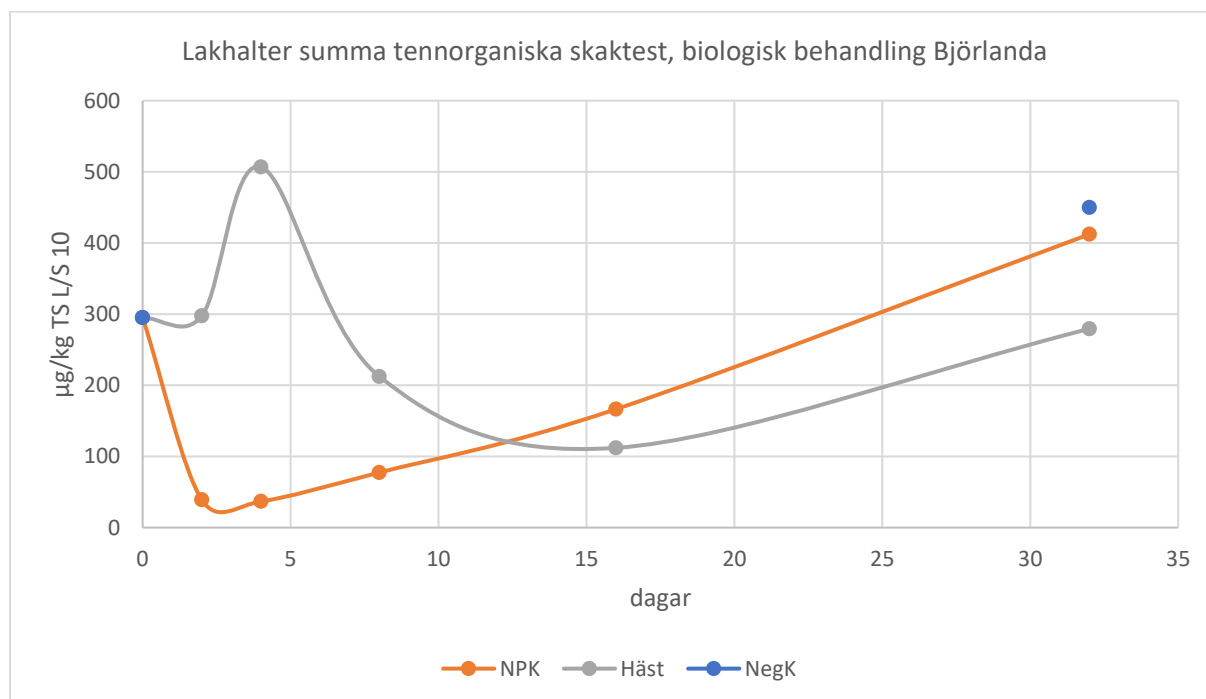
9.2.6 Biologisk nedbrytning

De tre försöksleden – utan tillsatser (negK), med tillsats av mineralgödsel (NPK) och med tillsats av hästgödsel (häst) – visade varierande resultat över tid. Varje punkt i Figur 39 nedan är ett analystillfälle. I figuren redovisas summan av halterna tennorganiska ämnen i jord hos de tre försöksleden över tid.



Figur 39. Halter i jord av tennorganiska ämnen över tid efter biologisk behandling av jord från Björlanda. En behandling med mineralgödsel NPK och en med hästgödsel.

Även skaktesterna visade liknande resultat som halterna i jord med en initial minskning av summan tennorganiska i början, följt av ökning, minskning och slutligen en ökning igen i slutet av försöket (se Figur 40).



Figur 40. Mängden lakade tennorganiska ämnen vid skaktest i 10 liter vatten per kg jord (L/S 10) från jord från Björlanda efter biologisk behandling över tid.

9.2.6.1 Diskussion biologisk nedbrytning

Det är relativt stor variation i data mellan de olika punkterna och det är svårt att skönja någon trend. Halterna tennorganiska ämnen i jord i försöksledet med NPK är generellt lägre efter behandling än innan, men det är inte någon tydligt nedåtgående trend över tid, och efter 32 dagar är halten högre än efter 2 dagar. Det går inte att särskilja om det är haltvariationer i jorden som ses, trots homogenisering och försök till representativt provuttag, eller om det är en effekt av behandlingen.

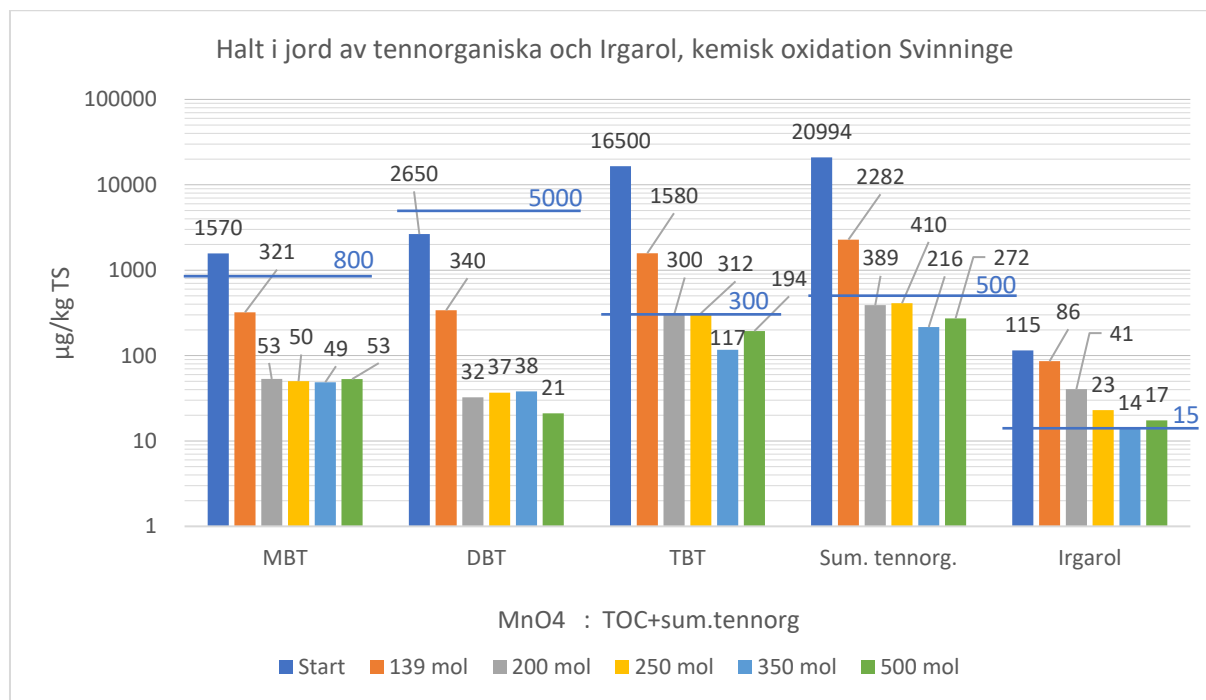
I skaktesten sågs att den negativa kontrollen hade högre TBT/MBT förhållande än vad behandlingarna hade, vilket kan indikera en ökad nedbrytning.

Om det sker en nedbrytning är det tydligt att längre tid än 32 dagar krävs för att tillfredställande nedbryta tennorganiska ämnen i den typ av jord som testades här. Baserat på dessa tester bedöms metoden inte lämplig för att genomföra på plats under sommarperioden, då ytorna på båtupställningsplatser är tillgängliga, på grund av att behandlingen bedöms ta längre än 3 månader, om den ens är möjlig. Det är möjligt att det går att genomföra biologisk nedbrytning med andra tillsatser eller under andra förutsättningar än de som använts i detta försök.

Inför åtgärd behöver jorden från behandlingsområdet analyseras med avseende på föroreningssammansättning och -halter, lakhalter, näringsämnen och TOC. Det kan även vara av intresse att titta på fördelningen mellan tennorganiska föreningar för att bedöma om nedbrytning redan sker. Pilottest i bänkskala rekommenderas därför för att bedöma om metoden kan uppnå åtgärds målen, hur lång behandlingstid som behövs och om det finns tillsatser (t ex näringsämnen eller bakteriestammar) som gör att metoden optimeras.

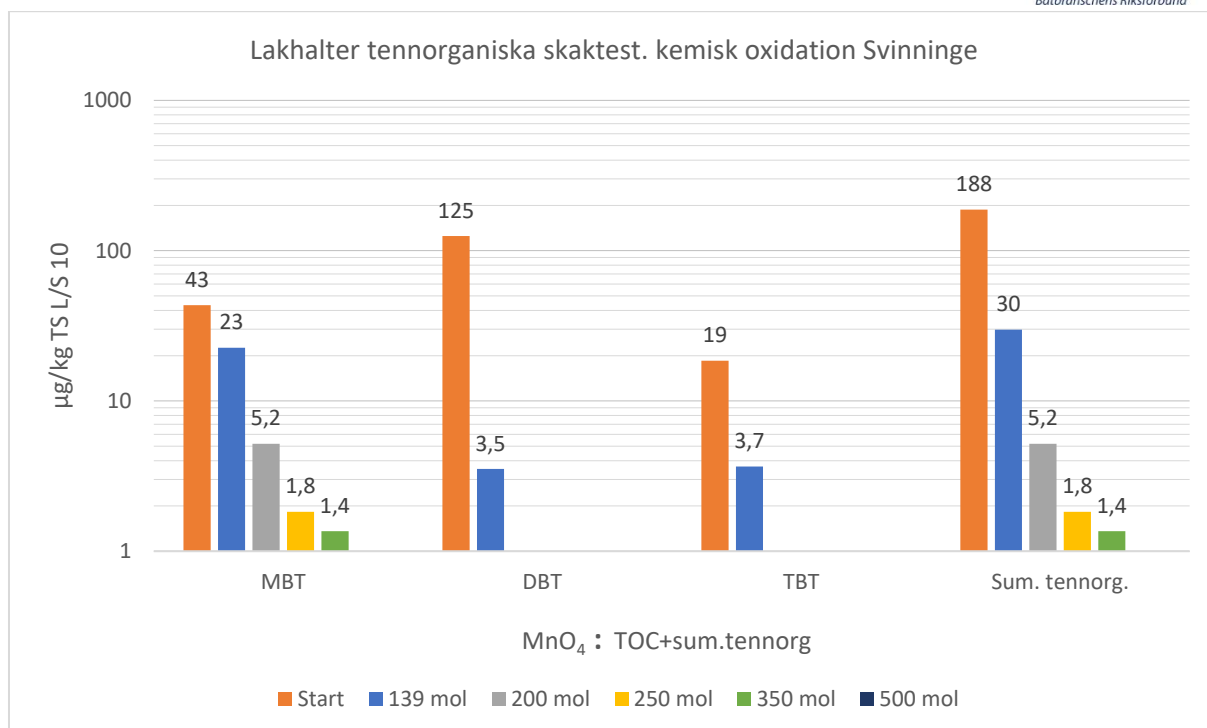
9.2.7 Kemisk oxidation

Oxidation med permanganat visade i testet kunna bryta ned tennorganiska ämnen, Irgarol och PAH. För halterna i jord av tennorganiska ämnen ses tydlig effekt av oxidationsmedlet och en minskning till under det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning redan vid molförhållandet 1:200 (se Figur 41).

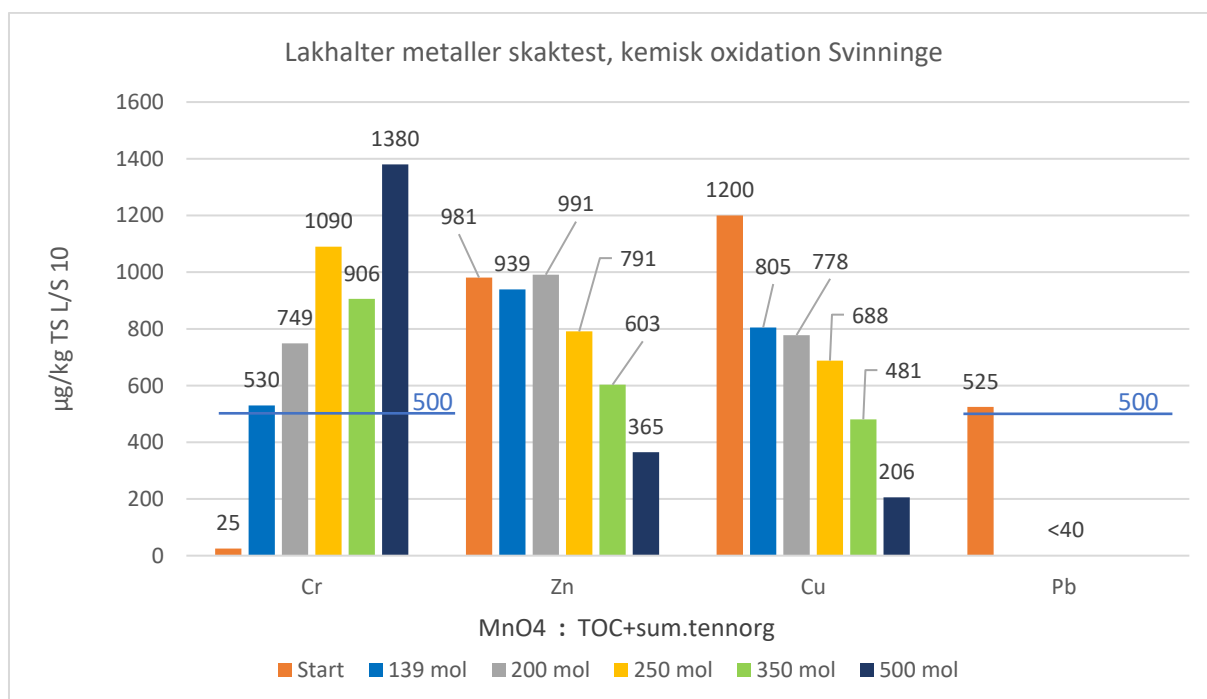


Figur 41. Halter i jord av tennorganiska ämnen före och efter kemisk oxidation av jord från Svinninge. Start är halten innan och den ökande koncentrationen är angiven i molförhållande TOC:permanganat. Generella riktvärdet för mindre känslig användning markerat med blått streck och text. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

För lakningen av tennorganiska ämnen ses en tydlig dos-responseffekt där halterna minskade med ökad koncentration av oxidationsmedel. Vid högsta koncentrationen var alla tennorganiska ämnen under rapporteringsgränsen, se Figur 42. Även lakning av metaller påverkades positivt av kemisk oxidation, förutom krom där lakningen ökade till över gränsvärdet för inert avfall efter oxidation, se Figur 43.



Figur 42. Mängden lakad tennorganiska ämnen i skaktest till 10 liter vatten per kg jord (L/S 10) från jord från Svinninge efter kemisk oxidation med olika mängder oxidationsmedel. Start är halten innan och den ökande koncentrationen är angiven i molförhållande TOC:permanganat. Skalan på y-axeln är logaritmisk och enheten är mikrogram per kilo torrs substans.



Figur 43. Mängden lakade metaller vid skaktest i 10 liter vatten per kg jord (L/S 10) från jord från Svinninge efter kemisk oxidation med olika koncentrationer av permanganat. Start är halten innan och den ökande koncentrationen är angiven i molförhållande TOC:permanganat. Blåa streck och blå text markerar gränsvärdet för inert avfall, för metallerna som saknar blått streck ligger gränsvärdet högre än grafen visar.

9.2.7.1 Diskussion kemisk oxidation

För att genomföra analyser av halter i jord behövde glukos tillsättas för att avbryta oxidationsprocessen, annars oxiderade labbets standard. Detta gjordes inte för analys av halterna i vatten vid skaktesterna och det råder därför viss osäkerhet om oxidationsmedlet brutit ned alla tennorganiska ämnen eller om det fanns oxidationsmedel kvar i vattnet som bröt ned de organiska ämnen som löstes ut. Minskningen av halter i jord som uppmättes efter att glukos tillsattes tyder dock på att halterna i jord bör minska, om än inte lika drastiskt som i lakvattnet.

Resultaten visar att metoden kan användas för att minska tennorganiska ämnen, Irgarol och även PAH (som dock var väldigt låg halt från början) samt lakning av metaller, förutom krom. Det sistnämnda är inte förvånansvärt eftersom krom vid tillsats av oxidationsmedel övergår från krom III till krom VI, som är mer mobilt. Då krom VI är mer toxiskt bör halten krom i jorden kontrolleras i en förstudie innan användning av kemisk oxidation i full skala. I riskvärdering bör hänsyn tas till att när krom VI lakar ut kommer det att röra sig nedåt i marken till reducerande förhållanden där det troligen kommer att fastläggas igen som trevårt krom, framförallt om det skulle nå grundvatten där tillgången på syre ofta är begränsad.

Den uppmätta halten Irgarol i jorden minskade till under gränsvärdet endast vid hög koncentration av oxidationsmedel, vilket antyder att det kan vara svårt att komma ned till de låga halter som krävs om MKM skulle användas som åtgärds mål. Sett till lakhalterna var dock Irgarol under rapporteringsgränsen vid alla koncentrationer oxidationsmedel, utom vid den lägsta koncentrationen. Det saknas dock ett startvärde för lakhalt Irgarol att jämföra med.

För att bedöma om metoden är lämplig behöver det konstateras att de organiska ämnen som behöver åtgärdas är oxiderbara. Halterna i jord av organiska ämnen som inte oxideras och metallföreningar kommer inte att påverkas.

Inför åtgärd behöver jorden från behandlingsområdet analyseras med avseende på föroreningshalter, lakhalter och TOC. Mängden organiska föreningar, tennorganiska ämnen och organiskt kol bestämmer vilken dos oxidationsmedel som kommer att behöva tillsättas. Pilotförsök i labbskala rekommenderas samt kontroll om det finns redoxkänsliga ämnen som ökar i lakning vid behandlingen.

10 Diskussion och utvärdering

10.1 Åtgärdstester i jämförelse

I detta avsnitt jämförs de olika metoderna avseende riskreducering, miljöpåverkan, kostnader och skalbarhet. Dessa parametrar påverkar under vilka omständigheter åtgärderna är lämpligast. Förutom föroreningsituationen kan även åtgärds mål och förhållanden som markkemiska egenskaper, kornstorleksfördelning, ekonomiska förutsättningar och påverkan på närboende avgöra metodvalet. Alla metoderna utom biologisk behandling bedöms kunna användas för att minska riskerna med förorenad jord vid båtuppställningsplatser.

I tabell 5 ges en överblick över metodernas resultat vid genomförda tester. Eftersom olika metoder testats på olika jordar som inte har samma föroreningsgrad visar tabellen haltreduktioner i procent för de föroreningar som är vanligast förekommande, det vill säga tennorganiska föreningar, Irgarol, koppar och zink. För sorteringsmetoderna användes minsta fraktion som nådde nära MKM i reningsgrad med avseende på tennorganiska ämnen.

Tabell 5. Jämförelse av resultat, uppskattade kostnader, och andra behandlingsaspekter, under förutsättning att ett område med mer än 1 000 ton jord ska behandlas.

Faktorer	Metoder							
	Torrsikt Norditek (>10 mm)	Våtsikt Svevia (>2 mm)	Våtsikt RGS Nordic (>5 mm)	Stabilisering Envytech (1 % RemBind)	Solidifiering (0,2 % AC)	Termisk behandling (300 °C)	Biologisk nedbrytning (häst 32)	Kemisk oxidation (1:350)
Etableringskostnad, tkr	50 - 150	300	200	50 - 150	100 - 150	500 - 2 000	50 - 150	100 - 300
Behandlingskostnad per ton, kr	70 - 150 ⁽¹⁾	250 ⁽¹⁾	200 ⁽¹⁾	470	750 - 1000	12 000 ⁽³⁾	200 ⁽³⁾	400 ⁽³⁾
Förändring halt i jord tennorg. %	-99	-99	-98	-	-	-99,4	+16	-99
Förändring halt i jord Irgarol %	-98	-49	-89	-	-	-100	-	-
Förändring halt i jord koppar %	-	-94	-92	-	-	-	-	-
Förändring halt i jord zink %	-	-86	-90	-	-	-	-	-
Förändring lakhalt tennorg. %	-	-73	-77	-93-99	-85 ⁽²⁾	-97	+39	-99
Förändring lakhalt koppar %	-89	-93	-98	-68-93	-85 ⁽²⁾	+89	+78	-60
Förändring lakhalt zink %	-90	-92	-59	-58-94	-99 ⁽²⁾			
Destruktionsmetod tennorg, ja/nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Möjligtvis	Ja
Andel jord som behöver omhändertas vikt %	65	40-45 plus vatten	55 - 65 plus vatten	0	0	0	0	0
Behov av ytterligare åtgärder?	Behandling/ deponering av rest	Behandling/ deponering rest, rening/ omhänder- tagande processvatten	Behandling/ deponering rest, rening/ omhänder- tagande processvatten	Hindra partikel- bunden spridning. Vid hårdgöring dagvattensyst.	Dagvatten- system, ev asfaltering av ytan	Metaller behandlas ej	Metaller behandlas ej	Metaller behandlas ej

⁽¹⁾ Behandlingskostnad för rest ej inkluderad, ca 900 kr/ton.

⁽²⁾ Skillnad mot skaktest av lakhalter i obehandlad jord för L/S 10 och beräknad kumulativ ytlakning efter 10 år (motsvarande L/S 10 i testområden).

⁽³⁾ Mycket osäker kostnad, har kalkylerats av projektet och ej erhållits av entreprenör som erbjuder metoden i Sverige.

10.1.1 Riskreducering

Torrsiktning visade goda effekter på att avskilja finmaterial och till detta bundna föroreningar. Rester av finpartikulärt material som finns kvar i de grövre fraktionerna påverkar reningsgraden och gör att metoden troligen är lämpligast i lågt till måttligt förorenade områden, alternativt kraftigt förorenade områden med större andel grovmaterial som kan sorteras ut.

Våtsiktning visade goda effekter på att avskilja finmaterial och de föroreningar som var bundna till materialet. Jämfört med torrsiktning avlägsnas även fler finpartiklar från de siktade grövre fraktionerna vilket möjliggör större återanvändning av material på plats. Metoden kräver dock hantering av processvatten.

Stabilisering med adsorptionsmedel var den metod som i högst grad minskade lakningen av både metaller och tennorganiska ämnen, även om föroreningarna fanns kvar i jorden. Om det finns partikelbunden spridnings- eller exponeringsrisk behöver metoden även kombineras med rent ovanlager av grus eller hårdgörande av ytan.

Solidifiering visade goda resultat för minskad spridning genom lakning av metaller och tennorganiska ämnen. Metoden reducerar även partikelbunden spridning till ett minimum. Metoden kräver dagvattensystem och rening av detta.

Termisk behandling gav god haltminskning av tennorganiska ämnen och även Irgarol i jord, dock påverkades lakningen av zink och antimon negativt. Det betyder inte nödvändigtvis att lakhalterna utgör ett problem men det måste utvärderas i varje enskilt fall. Om området har höga halter metaller kan kompletterande åtgärder som minskar metallernas spridning krävas. Med termisk behandling måste föroreningar som förångas beaktas och vid behov renas.

Biologisk behandling bedöms inte minska halterna organiska föroreningar under behandlingstiden och därmed inte kunna användas för riskreducerande åtgärd under förutsättningarna för detta projekt.

Kemisk oxidation hade ett jämförbart resultat med termisk behandling med avseende på minskade halter i jord av tennorganiska ämnen och Irgarol. Dock ökade lakning av krom, troligen för att krom III oxiderades till krom VI. De uppmätta lakhalterna är inte nödvändigtvis problematiska men det bör utvärderas om halterna krom i jorden kan bli ett problem innan kemisk oxidation väljs som åtgärdsmetod. Om området har höga halter metaller kan kompletterande åtgärder som minskar metallernas spridning krävas.

Som redovisas längre ned i diskussionen var ofta lakhalterna av framför allt tennorganiska ämnen från testområdena lägre än väntat och metallhalterna lakade med ett undantag (koppars i Björlanda) under gränsen för inert avfall. Det kan inom en del områden därför innebära att partikelbunden spridning är den dimensionerande risken att beakta. Denna spridning finns inte med i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och riktvärdet tar inte hänsyn till detta. Kvantifiering av partikelbunden spridning kompliceras av att föroreningar som påträffas i sediment kan ha transporterats längre sträckor eller komma direkt från flagnande båtbottnfärg från båtar i vattnet i närområden. Källan behöver därför inte nödvändigtvis vara närliggande landområde, dvs båtupställningsplatsen.

Om marken sluttar inom området, eller om det finns risk att området översvämmas och halterna i yttlig jord är höga, är risken för partikelbunden spridning från markytan troligen stor. I områden där de uppmätta lakhalterna/halter i grundvatten är så låga att spridning av lösta föroreningar ej utgör en oacceptabel risk, men det bedöms finnas en oacceptabel risk för partikelbunden spridning, kan ett alternativ vara att enbart minska denna. Detta som en skyddsåtgärd för att snabbt kunna minska spridning till sedimenten. Förutom metoderna som testats i detta projekt ges exempel på sådana åtgärder

nedan. De kan utgöra en slutlig åtgärd i vissa fall men kan också behöva underhåll och kompletterande åtgärder exempelvis om havsnivån stiger, verksamheten läggs ned eller markanvändningen ändras.

Täckning med ett nytt slitlager grus. Ett nytt lager grus skulle kunna hindra partikelbunden spridning genom ytavrinning och damning och skulle inte kräva installation av dagvattensystem. Det hindrar inte heller en framtida åtgärd om så blir nödvändigt. Ny ren jord kan skiljas med markduk från underliggande förorenad jord. Metoden kräver att båtarna inom området efter åtgärd är biocidfria och att slitlagret underhålls.

Hårdgöring av ytan genom t ex asfaltering kan vara en metod att minska både infiltration (lakning) och partikelbunden spridning. Det krävs att det finns ett dagvattensystem som tar hand om regnvatten, eventuella spill och tillräckligt god rening av dagvattnet. Det krävs även om båtbottnarna är biocidfria eftersom verksamheten innebär att det finns risk för spill av oljor, glykol eller andra kemikalier som är giftiga för vattenmiljön.

Ett annat sätt kan vara att låta *gräs eller lägre växter* växa upp över ytan, vilket kan binda partiklar och minskar risken för partikelbunden spridning. Analyser i detta försök visade på upptag av tennorganiska ämnen i växter och om växtmaterial skördas och lämnas in för förbränning skulle det kunna destruera ämnena och på sikt minska halterna i marken, en slags *fytoasanering* (se Bilaga 1.4). Det skulle troligen också öka den markbiologiska aktiviteten vilket skulle kunna öka den naturliga nedbrytningen av föroreningar. Metoden är dock obeprövad på båtuppställningsplatser och skulle behöva utvärderas i pilotförsök innan den rekommenderas som åtgärd.

I bedömningarna med riskerna för kontaminering av grundvatten bör hänsyn tas till att båtuppställningsplatser i princip alltid ligger nära ytvatten, som grundvattnet inom områdena ofta har direkt kontakt med. Ytvatten bedöms därför som ett av de primära skyddsobjekten. Skyddsvärdet av grundvatten är troligen generellt lägre, framför allt i havsnära områden då det inte kan användas som dricksvatten, men hänsyn till skydd av grundvatten ska tas om det finns, eller i framtiden kan finnas, grundvattenuttag i närområdet.

10.1.2 Hållbarhetsaspekter

Det har tyvärr inte funnits utrymme i projektet att utföra livscykelanalyser för att jämföra de olika metoderna. Då åtgärdernas relativa hållbarhet varierar med omständigheter och egenskaper för varje lokal baseras bedömningen som görs i denna rapport därför på ett framtaget standardscenario. Hållbarhetskriterier har hämtats och utvärderats från SGI:s vägledning 7 "Arbetsgång för hållbara åtgärder". Dessa kriterier är tänkta att användas i platsspecifika jämförelser och innehåller flera olika faktorer som påverkar kriterierna. Ofta har åtgärdsmetoderna flera egenskaper som har motsatt påverkan inom samma kriterium, exempelvis avlägsnar termisk behandling organiska föroreningar, vilket å ena sidan kan ses som positivt för markmiljön, å andra sidan dödas alla mikroorganismer under behandlingen vilket kan ses som negativt. Därför har enskilda faktorer under kriterierna bedömts mer i detalj.

Jämförelserna i rapporten är inte uttömmande och kan ha utelämnat viktiga faktorer. Om inget annat anges värderas kriterierna utifrån att åtgärdsmetoden faktiskt är applicerbar, exempelvis att metallhalter inte är ett problem vid kemisk oxidation. Utgångsläget för jämförelserna nedan är ett förorenat område med behov av att åtgärda ett område på 10 000 m², med 0,2 m föroreningsdjup och en jordvikt innan schakt på 2 ton per m³, vilket ger 4 000 ton jord som behöver behandlas.

10.1.2.1 Schaktning och deponering

Då schaktning och deponering idag är standardmetod för att åtgärda förorenade områden har metoden använts som jämförelsegrund för bedömning av de andra metodernas hållbarhet, även om det inte ingår som metod i projekttesterna. Utgångsläget är att allt förorenat material schaktas upp och deponeras. Alternativet förutsätter att det finns en deponi som är beredd att ta emot materialet.

Utsläpp till luft

Närmaste deponi antas vara 10 mil bort (20 mil t/r) och transport sker med lastbil med släp som kan ta 36 ton last. Det är även antagit att rent material måste produceras och ersätta bortfraktat material men att det görs på tillbakavägen med samma transportmedel, alltså 10 mil. Totalt sett per område går det då åt 111 fullastade lastbilstransporter som tillsammans gör en transportsträcka på 2 200 mil. Om bilarna går tomma tillbaka och bergkross hämtas på annan ort ökar det transportsträckan ytterligare.

Åtgärden kommer att innebära ökat buller och damning under tiden åtgärden pågår, men samtliga metoder nedan innebär samma påverkan då de kräver schaktning. Denna påverkan väger därför lika för alla metoder och utvärderas inte för denna eller resterande metoder.

Jord och mark

Markmiljön i jorden vid de flesta grusade båtupställningsplatser är troligen från början begränsad med låg halt organiskt material och näringsämnen samt dessutom belastning av metaller. Den är dock inte obefintlig. På flera av områdena i denna undersökning fanns viss växtlighet, vilket säkerligen stimulerar markmiljön lokalt. Schaktning och deponering innebär att alla organismer som lever i materialet som schaktas avlägsnas till en deponi med anaeroba förhållanden där de flesta organismer troligen inte överlever. Oftast ersätts materialet med jungfrulig bergkross vilket i princip är sterilt och det bedöms ta lång tid innan återfylld mark kan leverera någon form av ekosystemtjänst, även om dessa var begränsade redan från början. Metoden bedöms därför ha mer negativ effekt på markmiljön än de föroreningar som finns på platsen eftersom det efter åtgärd kommer att ta många år att uppnå en liknande markmiljö som innan åtgärd.

Grundvatten

Påverkan på grundvatten under schaktning ökar ofta under själva schaktningen och en period efter. Materialet ersätts dock med rent liknande material som fanns där innan och den långsiktiga påverkan på grundvattnet bedöms som positiv.

Ytvatten och sediment

Skydd av ytvatten och sediment kommer troligen vara den viktigaste motiveringen till att genomföra en åtgärd inom ett område. Temporär damning och utökad lakning kan ge en negativ påverkan under pågående åtgärd. Dock innebär avlägsnande av föroreningar en långsiktig positiv effekt på både ytvatten och sediment.

Naturresurser och avfall

Förutsatt att inte förnyelsebara drivmedel används kommer åtgärden innebära en förbrukning av fossila bränslen, skapa en större mängd avfall samt innebära brytning och återfyllnad med bergkross. Samtliga aspekter anses ha negativ påverkan och övriga metodbeskrivningar vägs mot detta.

Hälsa och säkerhet

Transporterna ökar risken för olyckor och orsakar lokala partikelutsläpp. Åtgärden innebär tillfälligt buller som kan påverka närboende men inte mer än övriga åtgärdsmetoder.

Osäkerhet och evidens

Metoden är väl beprövad och ger ofta gott resultat. Om det finns delområden som av något skäl inte kan schaktas innebär det ofta att restföroreningar förekommer, detsamma gäller förorenat material under

grundvattenytan. Övriga metoder i projektet som är beroende av schaktning är dock begränsade på samma sätt.

Beständighet och flexibilitet

Metoden anses flexibel och det går att justera omfattningen under utförande samt att det är lätt att kontrollera att åtgärds målen har nåtts i schaktbotten och schaktväggar. Metoden anses fullt beständig och kommer inte att behöva övervakning eller ytterligare åtgärder förutsatt att korrekta åtgärds mål har uppnåtts.

Om materialet som deponeras inte först behandlas kan materialet fortsätta utgöra en framtida risk och kräva att deponin underhålls. Moderna deponier är bättre konstruerade än äldre deponier, men har förutsättningsvis en begränsad livslängd vilket kommer innebära behov av någon form av ytterligare behandling i framtiden.

10.1.2.2 Torrsiktning

Torrsiktning minskar mängden transporter och behovet av deponering som en åtgärd kräver. Baserat på resultaten från dessa försök skulle metoden kunna minska behovet av deponering med 35–45 %. Eftersom det material som tas bort till viss del utgör hålrummen mellan de grövre kornen i jorden minskar även behovet av återfyllnadsmassor jämfört med deponering.

Utsläpp till luft

Jämfört med deponering kommer torrsiktning att minska utsläpp av fossila bränslen motsvarande mängden återvunnet material som behöver transporteras samt utsläppen från brytning och återtransport av bergkross. Det innebär en minskning av transporter motsvarande 780–990 mil. Etableringen och driften av siktmaskinen ger dock utsläpp till luft under åtgärden och bör finnas med i platsspecifik bedömning när metoderna jämförs.

Sett till lokal luftpåverkan kan torrsiktning ha en tillfällig påverkan genom damning under åtgärden, men detta kan motverkas med dysor som genom att sprida en fin vattendimma förhindrar damning. Den rest av finpartikulärt material som finns kvar i de siktade grovfraktionerna bedöms fastläggas längre ned i jorden när nederbörd infiltrerar marken.

Jord och mark

Jämfört med schakt och deponi minskar påverkan på markens ekosystem. Delar av det mikrobiologiska samhället kan överleva åtgärden, även om större delen av mikroorganismerna följer med finmaterialet som deponeras. De båtuppställningsplatser som ingick i dessa tester hade låga halter organiskt material vilket tyder på låg markaktivitet. Detta beror på att det är anlagda grusytor där växtlighet ofta tas bort. Siktningen kommer leda till en ökad porvolym och hydraulisk konduktivitet med en minskad fältkapacitet i jorden, vilket ur teknisk synpunkt ses som en fördel när marken dränerar bättre.

Grundvatten

Metoden kan öka infiltration genom att finmaterialet försvinner och den hydrauliska konduktiviteten ökar. Det kan leda till ökad grundvattenbildning inom behandlade områden, men troligen enbart vid extrem nederbörd då infiltrationsförmågan i aktuella jordar bedöms vara god även innan åtgärd. Minskningen av lakning av föroreningar till grundvatten jämfört med schaktning är beroende av uppnådd reningsgrad i den grova fraktionen. Jämfört med schakt och deponi finns en ökad risk för att restföroreningarna i det siktade materialet kan ge negativ påverkan på grundvatten. Resthalter i det siktade materialet som återanvänds kan styras med behandlingstid och fraktionsindelning vid siktning och bör tas med vid riskvärderingen.

Ytvatten och sediment

Torrsiktning ökar dräneringsförmågan vilket bör minska risken för ytavrinning vid kraftig nederbörd och på så sätt minska en spridningsväg för nytillkomna föroreningar efter åtgärd. Det finpartikulära material som finns kvar i det torrsiktade materialet bedöms fastläggas djupare ned i marken när nederbörd infiltrerar marken, och på så sätt minska risken för spridning till ytvatten.

Naturresurser och avfall

Torrsiktning innebär ökad återvinning av material vilket minskar behovet av jungfrulig återfyllnad och minskad användning av bränsle för transporter. Det minskar även utnyttjandet av plats på deponi. Reduktionen styrs av hur stor andel av materialet som kan återanvändas.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt mer buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende. Av de föroreningar som påträffats vid denna undersökning är det enbart bly som förekommit i så hög halt att det kan utgöra en hälsorisk, och det generella riktvärdet för bly och inandning av damm vid ett förorenat område är 29 000 mg/kg TS. I det mest förorenade området i denna undersökning påträffades 740 mg i ett prov. För att minimera risken för hälsa och spridning till närmiljön bör dysor användas för att motverka damning.

Osäkerhet och evidens

Metoden är väl etablerad och har använts för andra typer av förorenade områden. Torrsiktning har en mätbar effekt som är relativt förutsägbar om kornstorleksfördelning och fukthalt mäts, särskilt om det kombineras med testsiktning av materialet innan åtgärd. Den långsiktiga effekten är förutsägbar och bedöms ha låg osäkerhet.

Beständighet och flexibilitet

Torrsiktning genomförs relativt fort, fungerar på partikelbundna föroreningar och kan kombineras med andra metoder. Behandlingstiden kan anpassas i fält för att minska mängden finmaterial som kvarstår som rest i grövre fraktioner. Det går även att byta siktmaskiner om aktuell inte är lämplig. Storleken på området som ska behandlas går att justera under arbetets gång.

Resultatet på plats är bestående men den förorenade finfraktionen som troligen deponeras kan utgöra ett framtida problem den dagen deponins livslängd har passerat, se 10.1.2.1 Schaktning och deponering.

10.1.2.3 Våtsiktning

Våtsiktning kräver en siktmaskin med tvättsteg och en vattenreningsprocess. I de försök som gjordes inom detta projekt innebar det att 35–55 viktprocent av materialet kunde återanvändas på plats jämfört med schaktning och deponering. Eftersom det material som tas bort till viss del utgör hålrummen mellan de grövre kornen i jorden minskar även behovet av återfyllnadsmassor jämfört med deponering.

Utsläpp till luft

Jämförs reduktionen av transportbehov med att allt material schaktas och deponeras innebär det en minskning av transporter motsvarande 770–1 210 mil. Etableringen och driften av utrustningen ger dock något ökade utsläpp till luft under åtgärden och bör finnas med i platsspecifik bedömning när metoderna jämförs.

Våtsiktning innebär låg risk för damning om det görs på hela fraktionen. Om torrsiktning genomförs först, och sedan följs av våtsiktning på den grövre fraktion som ska återanvändas behöver samma metodik (dysor) användas som vid vanlig torrsiktning för att minska risken för damning.

Jord och mark

Jämfört med schakt och deponi minskar påverkan på markens ekosystem. Delar av det mikrobiologiska samhället kan överleva åtgärden, även om större delen av mikroorganismerna följer med finmaterialet som deponeras. De båtuppställningsplatser som ingick i dessa tester hade låga halter organiskt material vilket tyder på låg markaktivitet. Detta beror på att det är anlagda grusytor där växtlighet ofta tas bort. Siktningen kommer leda till en ökad porvolym och hydraulisk konduktivitet med en minskad fältkapacitet i jorden, vilket ur teknisk synpunkt ses som en fördel när marken dräneras bättre.

Grundvatten

Metoden kan öka infiltration genom att finmaterialet försvinner och ökar den hydrauliska konduktiviteten. Det kan leda till ökad grundvattenbildning i behandlade områden, men troligen enbart vid extrem nederbörd då infiltrationsförmågan i aktuella jordar bedöms vara god även innan åtgärd. Minskningen av lakning av föroreningar till grundvatten jämfört med schaktning är beroende av uppnådd reningsgrad i den grova fraktionen.

Ytvatten och sediment

Genom att mindre partiklar avlägsnas ökar dräneringsförmågan vilket bör minska risken för ytavrinning vid kraftig nederbörd och på så sätt minska en spridningsväg för nytillkomna föroreningar efter åtgärd. Det finpartikulära material som finns kvar i det våtsiktade materialet bedöms fastläggas djupare ned i marken när nederbörd infiltrerar marken, och på så sätt minska risken för spridning till ytvatten. Troligen kan behandlat processvatten släppas till ytvatten men det krävs då att det är renat så att påverkan inte är oacceptabel.

Naturresurser och avfall

Våtsiktning innebär ökad återvinning av material vilket minskar behovet av jungfrulig återfyllnad och minskad användning av bränsle för transporter. Det minskar även utnyttjandet av plats på deponi. Reduktionen styrs av hur stor andel av materialet som kan återanvändas.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt mer buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende. Risken för damning och påverkan på hälsa under åtgärd vid våtsiktning är låg då vatten tillsätts materialet.

Osäkerhet och evidens

Metoden är välbeprövad för andra typer av förorenade områden. I övrigt gäller samma faktorer som vid torrsiktning men med mindre risk för finpartikulära restföroreningar i fraktionen som återanvänds. Våtsiktning lämpar sig bättre på sommaren än på vintern då metoden kräver plusgrader, eller frysskydd av vattnet som används. För båtuppställningsplatser är det under sommarmånaderna som områdena är tillgängliga och risken för minusgrader bedöms inte påverka möjligheten att genomföra åtgärden.

Beständighet och flexibilitet

Våtsiktning kan genomföras relativt fort, fungerar på partikelbundna föroreningar och kan kombineras med andra metoder. Behandlingstiden kan anpassas i fält för att minska mängden finmaterial som kvarstår som rest i grövre fraktioner. Storleken på området som ska behandlas går att justera under arbetets gång.

Resultatet på plats är bestående men den förorenade finfraktionen som troligen deponeras kan utgöra ett framtida problem den dagen deponins livslängd har passerat, se 10.1.2.1 Schaktning och deponering.

10.1.2.4 Stabilisering med adsorptionsmedel

Stabilisering med adsorptionsmedel kräver relativt små insatser. Metoden minskar lakningen av alla föroreningar som förekom i förhöjda halter i detta projekt och därmed kan allt material återanvändas på plats. Om platsen väntas utsättas för kraftig erosion kan det vara olämpligt att återanvända massorna där. Antalet entreprenörer som erbjuder RemBind idag är begränsat till Envytech. Det finns andra adsorbenter som skulle kunna fungera men de har ej utvärderats i detta test.

Utsläpp till luft

Eftersom allt material kan återanvändas på plats minimeras utsläpp från transporter till deponi. Detta ska dock vägas mot produktion, transport och inblandning av adsorptionsmedlet. RemBind är en blandning av aktivt kol, leror och aluminiumhydroxid. Aktivt kol och aluminiumhydroxid kräver båda mycket energi för att produceras, men efter åtgärd kommer det aktiva kolet att finnas kvar i marken under en lång tid och kan beroende av råvara för tillverkning ses som en kolsänka. Troligtvis finns endast produktion av RemBind i Australien i dagsläget och därmed bör transporten därifrån vägas in. Om minskade transporter och utsläpp är viktiga faktorer för åtgärdsval bör därför en platsspecifik bedömning göras baserat på andelen RemBind och transporterna som det innebär kontra transportbehovet vid schaktning och deponering eller andra åtgärdsalternativ.

Under inblandning av stabiliseringsmedlet finns risk för damning som bör motverkas med dammreducerande åtgärder.

Jord och mark

Stabilisering med adsorptionsmedel innebär att jorden efter schaktning och inblandning av adsorbent kan återföras på plats och de organismer som fanns i jorden kan återetablera sig. Metoden bedöms därför vara mer positiv för markmiljön än schaktning och fyllning med bergkross, då det senare materialet i princip är helt sterilt. Skydd av markmiljö är styrande för Naturvårdsverkets generella riktvärden för koppar, zink och Irgarol. Stabilisering med RemBind minskar lakningen av samtliga av dessa ämnen, vilket bör innebära att även biotillgängligheten minskar. Produkten kan också bidra till att öka vattenhållande förmåga och fältkapacitet vilket har en positiv effekt på markmiljön men kan vara negativt i konstruktionssynpunkt.

Eftersom åtgärden kan innebära behov av att ett skyddslager appliceras för att minska partikelbunden spridning blir påverkan på markmiljön även beroende av detta. Ett tätt skyddslager som leder bort vatten kan påverka markbiologin negativt. Vid applicering av ett lager rent grus i markytan kan vatten perkolera och generera en mer levande markmiljö.

Grundvatten

RemBind minskar den hydrauliska konduktiviteten och kan minska grundvattenbildning i området. En fördel med metoden är att så länge adsorptionsmedlet inte är mättat kommer det även i framtiden binda nya föroreningar som tillförs, vilket kan vara positivt vid båtupställningsplatser där det fortfarande finns båtar med biocidfärg. Minskningen av lakning av föroreningar till grundvattnet bedöms ha en positiv effekt på grundvattenkvaliteten.

Ytvatten och sediment

Stabilisering minskar lakning till en låg nivå och påverkan på ytvatten och sediment via lakning kommer att minimeras. I de fall då även partikelbunden spridning till närliggande ytvatten och sediment är åtgärdsdimensionerande behöver metoden kompletteras med erosionsskydd, t ex tillsats av ett lager rent grus eller hårdgöring av ytan ovanför den behandlade jorden.

Naturresurser och avfall

Stabilisering gör att inget avfall genereras som behöver transporteras eller tar upp utrymme på deponier. Det minskar även behovet av jungfruliga massor. Det kräver dock användande av resurser som kol, kaolinlera och aluminiumhydroxid vilka alla finns tillgängliga i stora kvantiteter men kräver varierande mängd energi för att bryta och framställa.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt mer buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende.

Om det finns risk för dammbildning från stabiliseringsmedlet bör lämplig skyddsutrustning användas, alternativt att även detta damm motverkas med dysor.

Osäkerhet och evidens

Metoden har prövats i andra projekt på andra ämnen, som PFAS, vilka bör adsorbera sämre till aktuell adsorbent än föroreningarna i detta projekt. Användandet av aktivt kol för att binda organiska föroreningar är väl beprövat och även att binda metaller till olika typer av oxider eller mineral. Metoden anses därför ha relativt låg osäkerhet, förutsatt att pilottest visar att lakningen minskar på ett sätt att åtgärds målet uppnås.

Beständighet och flexibilitet

Skaktesten som genomförts är ett aggressivt sätt att laka föroreningar jämfört med faktiska förhållande på plats med infiltrerande regnvatten. Vid skaktest med L/S 10 motsvarar vätske-/jordförhållandet samma som uppnås efter 10 års infiltrerande nederbörd (400 mm/år) på västkusten och 20 år på östkusten (200 mm/år), men skaktestet ger troligen högre lakning än vad som skulle ske vid naturligt infiltrerande nederbörd under samma period. Adsorptionsmedlet beräknas alltså fungera i minst motsvarande mängd år, men under de aggressiva förhållande som är under skaktest. Dosen adsorptionsmedel kan anpassas med viss marginal efter de totala mängder föroreningar som finns i jorden och som kan laka ut. Om det inte sker tillförsel av större mängder nya föroreningar eller andra ämnen som adsorberas kommer materialet att ta hand om föroreningar som lakar, även sett ur ett längre tidsperspektiv.

Om det under behandlingsförfarandet finns skäl att ändra omfattningen på området som ska åtgärdas eller dosen adsorbent finns det möjlighet att göra det vilket ger relativt hög flexibilitet.

10.1.2.5 Solidifiering

Solidifiering kräver något större maskinell insats (se "Kostnader och skalbarhet" nedan) än ovan nämnda metoder, samt tillsats av cement, aktivt kol och eventuellt Merit. Beräkningar baserat på analysresultaten visar att åtgärden minskade lakningen av de föroreningar som förekom över MKM sett över tid. Metoden ger även skydd mot partikelbunden spridning men kräver ett dagvattensystem för att omhänderta vatten från den hårdgjorda ytan. Allt material kan återanvändas på plats och hårdgjord yta skapas.

Utsläpp till luft

Eftersom allt material kan återanvändas på plats minskas utsläpp från transporter. Detta ska dock vägas mot produktion, transport och inblandning av bindemedel. Cement och aktivt kol kräver båda mycket energi för att produceras, men efter åtgärd kommer det aktiva kolet att finnas kvar i marken under en lång tid och kan beroende av råvara för tillverkning ses som en kolsänka. Om Merit, som är en biprodukt från råjärnstillverkning, används bedöms det kunna minska utsläppen jämfört med cement.

Om minskade transporter och utsläpp är viktiga faktorer för åtgärdsval bör en platsspecifik bedömning göras baserat på andelen bindemedel och utsläpp från produktion och transporter som det innebär kontra transportbehovet vid schaktning och deponering eller andra åtgärdsalternativ.

Under inblandning av stabiliseringsmedlet finns risk för damning som bör motverkas med dammreducerande åtgärder.

Jord och mark

Monoliten som skapas innehåller lite eller ingen markmiljö. Det är även troligt att markmiljön under monoliten påverkas av minskad mängd infiltrerande nederbörd och mindre syre, men å andra sidan också mindre mängd lakade föroreningar.

Grundvatten

Metoden bedöms minska grundvattenbildningen då nederbörd avleds med dagvattensystem men har en positiv effekt på grundvattenkvaliteten på grund av minskad belastning från lakade föroreningar.

Ytvatten och sediment

Metoden bedöms ha en positiv effekt på ytvatten och sediment eftersom partikelbunden spridning minimeras och lakningen minskar med tiden.

Naturresurser och avfall

Stabilisering gör att inget avfall genereras vid åtgärd och tar därmed inte upp utrymme på deponier. Det minskar även behovet av jungfruliga massor. Det kräver dock användande av resurser som cement och kol. Kol finns i stora mängder och kan tillverkas av förnyelsebart material, medan cement är en ändlig resurs som kräver energi vid tillverkning.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende.

Vid inblandning av bindemedel bör lämplig skyddsutrustning användas och damning motverkas med dysor.

Osäkerhet och evidens

Metoden har använts för att solidifiera sediment med liknande föroreningsproblematik som jorden i detta projekt med goda resultat. Jorden från båtupställningsplatser är troligen än mer lämpad då den har lägre organisk halt än vad sediment generellt har, och organiskt material påverkar solidifieringen negativt. Som visades i detta projekt finns det dock jordar som inte verkar gå att solidifiera och det krävs därför pilottest på jord från det aktuella området för att säkerställa att metoden fungerar.

Beständighet och flexibilitet

I de ytlakningstest som genomförts avtog lakningen med tiden. Efter en initialt relativt hög ytlakning minskar lakningen fort till mycket låga nivåer.

Betongkonstruktioner åldras med tiden och kan vittra. En väl genomförd betongkonstruktion kan dock hålla i århundraden och även om monoliten hamnar under havsnivån kommer endast den mängd som uppmätts i laktesten att laka från den. Att skydda monoliten med ett asfaltsskikt eller rent ytlager och dränera bort dagvatten bedöms dock minska åldrandet. Att inte armera betongen gör den också mer beständig då rostande armeringsjärn är en av orsakerna till att betong spricker med tiden.

Om jorden schaktas upp under åtgärd går det att justera behandlingsområdet om mer föroreningar upptäcks, men om bindemedlet fräses ner krävs det att området är noggrant undersökt och föroreningarna väl avgränsade då det inte finns något sätt att upptäcka och justera för avvikelser.

10.1.2.6 Termisk behandling

Termisk behandling kräver, förutom schaktning, även värmeelement, gasinsamling och -destruering samt transformatorer. Därutöver behöver området ha tillräcklig tillgång till el eller bränsle för att generera värme.

Utsläpp till luft

Förutom själva schaktningen förväntas utsläppen till luft bli små både lokalt och externt förutsatt att eventuella förorenade gaser från behandlad jord samlas in och renas samt att förnyelsebar el används som energikälla under åtgärden. Används bränsle för att generera värme kan utsläppen öka under åtgärdens genomförande. Hänsyn bör även tas till transporterna av utrustning, då det finns få entreprenörer som genomför termisk behandling i Sverige i dagsläget.

Om minskade transporter och utsläpp är viktiga faktorer för åtgärdsval bör en platsspecifik bedömning göras baserat på energikälla för uppvärmning och transporterna av utrustning kontra transportbehovet vid schaktning och deponering eller andra åtgärdsalternativ.

Jord och mark

Den behandlade jorden behöver uppnå en temperatur på minst 300 grader vilket innebär att den är helt steril när den återförs till det schaktade området. Även halterna organiskt material är troligen mycket låga. Påverkan på markmiljön bedöms därför bli samma som vid schaktning och återfyllning med bergkross.

Grundvatten

Lakningen av åtgärdade organiska föroreningar kommer att upphöra, men baserat på detta test öka något för metallerna koppar, zink och antimon vid temperaturer upp till 300 °C, vilket kan ha en negativ påverkan på grundvattnet. Metoden bör enbart användas i områden där denna påverkan inte bedöms bli oacceptabel.

Ytvatten och sediment

Metoden bedöms ha en positiv effekt på ytvatten och sediment då både lakning och partikelbunden spridning av organiska föreningar minimeras. Som nämnts ovan kan lakningen av vissa metaller öka och metoden bör enbart användas i områden där denna påverkan inte bedöms bli oacceptabel.

Naturresurser och avfall

Inget avfall förväntas uppstå men då det finns få lokala entreprenörer som kan genomföra behandlingen kan transporterna av utrustning behöva bli långväga.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende, men inte mer än schaktning och deponering.

De höga temperaturerna innebär en viss hälsorisk och hela behandlingsområdet kommer att vara avspärrat och isolerat för att minska värmeförluster. Risker för gasavgång kan mätas i fält för dem som vistas inom området. Då det är specialiserade entreprenörer som genomför projekt med termisk behandling kommer personalen att vara väl insatt i de risker som finns.

Osäkerhet och evidens

Termisk behandling har inte testat i fullskaliga projekt på tennorganiska föroreningar. Metoden har testats på andra typer av organiska föroreningar i jord med liknande behandlingstemperaturer och har i de flesta fall uppnått god effekt på organiska föroreningar med kokpunkt under uppnådd behandlingstemperatur.

Uppvärmning av förorenad mark/jord kan ha oönskad effekt genom att oönskade nedbrytningsprodukter uppstår, något som är relativt enkelt att kontrollera för tennorganiska föreningar och inte var ett problem i detta försök vid 300 °C. Det kan även bildas dioxiner om klor och kol finns närvarande och temperaturen är över 400 °C.

Beständighet och flexibilitet

Då behandling görs på uppschaktad jord kan schaktningen anpassas efter föroreningsmängden. Temperatur och tid kan anpassas för att nå önskade åtgärds mål. Då föroreningarna destrueras är åtgärden evig och inga massor deponeras vilket gör att problemet inte förflyttas i tid och rum.

10.1.2.7 Biologisk nedbrytning

Metoden utvärderas ej då den ej uppnådde reduktion av halterna.

10.1.2.8 Kemisk oxidation

Metoden kräver schaktning och installation av behandlingsutrustning samt oxidationsmedel.

Utsläpp till luft

Förutom själva schaktningen förväntas utsläppen till luft bli låga. Produktionen av oxidationsmedel kan påverka miljön där det produceras och om produkten är tillverkad utomlands bör transporterna av oxidationsmedlet vägas in i hållbarhetsbedömningen. Då det kan krävas 2 % av den behandlade jordens vikt av oxidationsmedlet kan det röra sig om relativt stora mängder som behöver transporteras.

Om minskade transporter och utsläpp är viktiga faktorer för åtgärdsval bör en platsspecifik bedömning göras baserat på transporterna av utrustning och oxidationsmedel kontra transportbehovet vid schaktning och deponering eller andra åtgärdsalternativ.

Jord och mark

Metoden bedöms ha negativ inverkan på markmiljön under behandlingsperioden. Troligen överlever inga organismer behandlingen. Marken innehåller inget organiskt kol efter åtgärd och det är osäkert hur väl organismer kan leva i marken efter att oxidationsprocessen avslutats. Exponeringen för organiska föroreningar upphör dock helt.

Grundvatten

Där kemisk oxidation är lämplig metod, dvs där det inte finns höga halter av metaller, framför allt krom, kommer det ha en påverkan på grundvattnet som är jämförbar med schaktsanering. Åtgärden kommer att resultera i ett renare grundvatten.

Ytvatten och sediment

Spridningen av organiska föreningar bör upphöra. Förutsatt att krom inte lakar ut till ytvattnet bör påverkan på sediment och ytvatten bli positiv.

Naturresurser och avfall

Kemisk oxidering gör att jorden kan återanvändas på plats, inget avfall genereras vid åtgärd och inget utrymme på deponier tas därmed i anspråk. Det minskar även behovet av jungfruliga massor. Grundämnena som används för oxidationsmedel är vanligt förekommande och sällan begränsade.

Hälsa och säkerhet

Med färre transporter minskar risken för olyckor jämfört med schakt- och deponialternativet. Metoden innebär tillfälligt buller medan åtgärden pågår vilket kan innebära temporär störning för närboende.

Hantering av permanganat innebär en säkerhetsrisk, men med rätt hantering och skyddsutrustning bedöms riskerna hanterbara.

Osäkerhet och evidens

Metoden är relativt välbeprövad för andra typer av föroreningar men några fullskaliga försök för att behandla tennorganiska föreningar i jord har aldrig genomförts, enligt efterforskningar av projektet.

Precis som vid uppvärmning av förorenad mark/jord kan kemisk oxidation ha önskad effekt genom att oönskade nedbrytningsprodukter uppstår, något som är relativt enkelt att kontrollera för tennorganiska föreningar och inte var ett problem i detta försök. För områden med höga halter av PAH kan det dock vara svårare då det finns ett stort antal PAH varav enbart 16 stycken vanligtvis analyseras.

Beständighet och flexibilitet

Metoden innebär dels att schaktningen av material kan anpassas efter föroreningssituationen, dels att doseringen och behandlingstiden med oxidationsmedel kan anpassas. Då föroreningarna destrueras är åtgärden evig och inga massor deponeras vilket gör att problemet inte förflyttas.

10.1.3 Kostnader och skalbarhet

I projektet har alla metoder testats i bänkskala, förutom torrsiktning som genomfördes i pilotskala med en maskin som kan användas vid fullskalig åtgärd. För att kunna användas i verkligheten måste metoderna vara skalbara och flera tekniska problem och lösningar kan uppstå på vägen. Nedan adresseras detta med förslag på tillvägagångssätt, men det kan naturligtvis finnas andra lösningar. De kostnadsuppskattningar som lämnas är ofta schabloniserade estimeringar och kommer att variera mellan projekt beroende på platsspecifika faktorer, etableringsavstånd, val av entreprenör mm.

10.1.3.1 Schakt och deponering

Kostnaderna för de olika metoderna nedan bör jämföras mot att transportera bort massorna och deponera dem. Tanken är att metoderna testade i projektet ska utföras på platsen där föroreningarna förekommer för att minska påverkan av transporter och deponibehov. Kostnaderna för schakt och deponi kan variera kraftigt beroende deponi, transportavstånd och föroreningshalter i materialet. En grov uppskattning är att det kostar cirka 1 000 kr/ton som behöver deponeras inklusive mottagningsavgift, transporter och återställning av området. Om föroreningshalterna motsvarar farligt avfall kan mottagningskostnaderna stiga till mellan 1 500 – 3 000 kr/ton. En åtgärd av 4 000 ton, som i exemplen ovan, skulle då kosta 4 miljon kronor, eller upp till 6–12 miljoner om jorden klassas som farligt avfall. Alternativet förutsätter att det finns en deponi som är beredd att ta emot materialet.

10.1.3.2 Torrsiktning Norditek

Utrustningen som entreprenören använde var en trefraktioners-sikt, med flipflow-teknik på 14 m². Med den utrustningen bedöms ett maxflöde på ca 10 ton/h kunna behandlas vilket skulle motsvara ca 400 ton i veckan. Etableringskostnaden bedöms vara 50–150 tkr.

Om ca 4 000 ton behandlas uppskattas kostnaden per behandlat ton bli ca 150 kr. Inklusive etableringskostnad blir kostnaden för att behandla 4 000 ton 650–750 tkr. Transporter och deponering med motsvarande mängd av restfraktionen på 65 % av materialet tillkommer. Det beräknas ha ungefär samma kostnad som ovan, minus kostnaden för bergkross och transport för återfyllnad vilket kan minska kostnaden med 100 kr per ton. Det ger en kostnad på 900 kr per ton för de 2 600 ton restmaterial som deponeras, totalt 2,34 mkr.

Det ger en total åtgärds kostnad på 3,0–3,1 mkr, vilket är en besparing på 0,9–1,0 mkr jämfört med deponering. I större projekt blir den procentuella besparingen större då etableringskostnaden utgör en mindre andel av budgeten. Kostnadskalkylen visar dock att det är viktigt att optimera metoden för att minska mängden som behöver deponeras så långt som möjligt.

Som nämnts tidigare rekommenderas pilottest innan fullskalig åtgärd, eftersom fukthalt och kornstorleksfördelning påverkar kapaciteten och resultatet av åtgärden.

Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.1.3.3 Våtsiktning Svevia

Ett flertal olika maskiner behövs och kan användas för att genomföra våtsiktning på plats. Minst behövs en sikt och en hydrocyklon. Etableringskostnaden uppskattas till ca 300 000 kr.

Om 4 000 ton behandlas uppskattas totalkostnaden per behandlat ton bli ca 250 kr exklusive etableringskostnad.

För att behandla 4 000 ton ger det en kostnad på 1,3 mkr inklusive etablering. Transporter och deponering med motsvarande mängd av restfraktionen på 40–55 % av materialet tillkommer. Det beräknas ha ungefär samma kostnad som vid schaktning och deponering minus kostnaden för bergkross och transport för återfyllnad vilket kan minska kostnaden med 100 kr per ton, vilket ger en kostnad på 900 kr per ton av de 1 600–2 200 ton restmaterial som deponeras, totalt 1,44–1,98 mkr.

Det ger en total åtgärds kostnad på 2,74–3,28 mkr, vilket är en besparing på 0,7–1,26 mkr jämfört med deponering. I större projekt blir den procentuella besparingen större då etableringskostnaden utgör en mindre andel av budgeten. Kostnads kalkylen visar dock att det är viktigt att optimera metoden för att minska mängden som behöver deponeras så långt som möjligt.

Som nämnts tidigare rekommenderas pilottest innan fullskalig åtgärd, eftersom fukthalt, organisk halt och kornstorleksfördelning påverkar kapaciteten och resultatet av åtgärden.

Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.1.3.4 Våtsiktning RGS-Nordic

Den uppställning av maskiner som bedöms erfordras för att utföra torrsiktning och våtsiktning i fullskala är t.ex. följande:

- Torrsikt t.ex. skaksikt eller stjärnsikt, beroende på jordens beskaffenhet. Sannolikt med uppdelning i tre olika fraktioner, t ex:
 - 0–5 mm finfraktion som körs direkt till deponi eller extern behandling.
 - 5–80 mm mellanfraktion som tvättas
 - >80 mm som inte behöver tvättas beroende på inledande labbförsök
- Tvättsteg som transporterar och tumlar runt mellanfraktionen/grusfraktionen så att stenarna tvättas rena från finmaterial.
- Vattenrening sannolikt bestående av en lamellavskiljare som sedimenterar finfraktionen samt en mellanlagringstank så att vatten kan återanvändas i grustvättsteget. När projektet är klart kan kvarvarande vatten i systemet analyseras för bedömning av behov av ytterligare rening via olika filtersteg (sandfilter/kolfilter) innan det kan släppas tillbaka i markområdet, eller ut till recipient.

Kapaciteten bedöms bli ca. 50–100 ton per dag.

Kostnadsuppskattningen bygger på att projektet är tillräckligt stort för att inkörningskostnaden inte blir avgörande. Det bör vara minst 10 000 ton som behandlas. När metodiken blivit väl utprovad vid ett flertal båtuppställningsplatser är det enklare att genomföra mindre projekt.

Den uppställning som prissatts består av en grävmaskin som lastar in materialen, en hjullastare som tar undan processade material, en torrsikt med erforderlig kapacitet vid siktvidd 0,5–10 mm, en grustvätt slutligen en lamellavskiljare och en mellanlagringstank varifrån vatten återanvänds och fylls på med rent vatten vid behov.

- Etableringskostnad bedöms hamna på ca 200 tkr i södra och mellersta Sverige
- Behandlingskostnad per ton ligger på ca 200 kr

För att jämföra metoderna utgår beräkningen för att behandla 4 000 ton, med en behandlingskostnad på 200 tkr vilket ger en total behandlingskostnad på 1,0 mkr inklusive etableringskostnad. Transporter och deponering med motsvarande mängd av restfraktionen på 50–60 % av materialet tillkommer. Det beräknas ha ungefär samma kostnad som ovan minus kostnaden för bergkross och transport av detta vilket kan minska kostnaden med 100 kr per ton, vilket ger en kostnad på 900 kr per ton för de 2 000–2 400 ton restmaterial som deponeras, totalt 1,8–2,16 mkr.

Det ger en total åtgärds kostnad på 2,8–3,16 tkr, vilket är en besparing på 0,84–1,2 mkr jämfört med deponering. I större projekt blir den procentuella besparingen större då etableringskostnaden utgör en mindre andel av budgeten. Kostnadskalkylen visar dock att det är viktigt att optimera metoden för att minska mängden som behöver deponeras så långt som möjligt.

Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.1.3.5 Stabilisering med adsorptionsmedel

För projekt i fullskala kan kontaminerat material schaktas upp och läggas på hög eller i "limpor". RemBind 100 tillsätts genom att de säckar som RemBind kommer i sprätts upp över jordhögar manuellt, och sedan blandas i en s.k. grovmix med hjälp av grävmaskin/hjullastare, eller med spade vid mindre mängder. Vatten tillsätts via besprutning för att binda RemBind samt minimera damning. I nästa steg blandas massorna mer omfattande genom att de lastas i en trumsikt eller liknande, eller en cementblandare vid små mängder. Därefter lämnas massorna för fixering i 24 h. Representativa prov tas på massorna och skickas på analys. Efter att analysresultaten påvisar att önskad reduktion av lakegenskaper erhållits återförs massorna varifrån de togs. Därefter rekommenderas att ytan täcks med andra massor, för att minimera partikelbunden spridning genom damning eller ytavrinning av det behandlade materialet. Alternativt kan ytan hårdgöras, men då krävs dagvattensystem och rening av dagvatten om båtar med biocidfärg fortfarande ska finnas inom området efter åtgärd.

Enligt tidigare erfarenhet av liknande projekt vid användning av grävmaskin och trumsikt bedöms behandlingen/framdriften vara ca 200–400 ton/dag. Ca tid för behandling av 4 000 ton massor kan därmed utföras på 10–20 arbetsdagar.

- Etablering/avetablering: 50 tkr.
- Kostnad RemBind 100: Ca 350–370 kr/ton (exkl. transport).
- Kostnad maskin (behandlingskostnad): Ca 80–100 kr/ton jord för schaktning samt trumsikt.
- För en behandling av 4 000 ton jord innebär det en kostnad av RemBind 100, och maskindrift på 1,93 mkr vid 1 % inblandning (7,85 mkr om inblandningen är 5 %), inklusive etablering, vilket jämfört med schaktning och deponering ger en total kostnadsbesparing på 2,07 mkr. Vid högre inblandningar av RemBind stiger kostnaden.

Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.1.3.6 Solidifiering

Vid ett fullskaligt projekt kan en traktordragen horisontalfräs med ställbart djupgående 0,1 till 0,6 m användas, efter att ytan terrasserats till lämplig nivå och lutning. Bindemedel sprids med utrustning där bindemedel läggs ut efter receptur i förhållande till fräsdjup (kg/m^3). Under processen bedöms 100–200 m^3/h behandlas, beroende på behandlingsdjup och tillgång till rent vatten och logistiken av bindemedel. Med en fullskalig hantering skulle ca 7 000 ton i veckan kunna bearbetas och därigenom skapa underlag som sedan beläggs med bergkross med cementinblandning till en användbar hårdgjord terminalyta. För större områden rekommenderas pilottest om ca 5 000 m^2 (3 600 ton) innan fullskalig åtgärd genomförs.

Maskinbehov för utförande på verksamhetsområde:

- Horisontalfräs, typ Wirtgen WS 250
- Bindemedelsspridare, typ Wirtgen Streumaster
- Vattentank med djupgående spridarmunstycken
- Väghyvel
- Vält, typ Hamm H13i

Etableringskostnad bedöms till ca 150 tkr.

Behandlingskostnad per ton jord inom åtgärdsområdet bedöms uppgå till 750–1 000 kr vid en mäktighet på den bearbetade ytan av 0,3 m kompletterat med slitskikt om 0,2 m, vilket även innefattar återställning av området för fortsatt verksamhet.

Kostnaden för att åtgärda 4 000 ton jord blir då inklusive etablering 3,15–4,15 mkr. Vilket, jämfört med schaktning och deponering, är en besparing på 0,85 mkr eller kostnadsökning på 150 tkr. Priset för stabilisering med cement/Merit/aktivt kol som skapar en hårdgjord yta som samlar upp framtida spill, tvättvatten och slipdamm från underhåll av båtarna bör jämföras med att etablera en asfaltyta för motsvarande syfte. Kostnaden för asfaltering med erforderlig uppfyllnad för avjämning är ca 250–330 kr/ m^2 vilket, om det ändå finns behov av en hårdgjord yta, kan dras av från kostnaden för stabilisering ovan.

Bedömd behandlingskostnad förutsätter att det finns gott om tillgängliga ytor (3 000 m^2) för behandling av massor och att föroreningarna är belägna i den översta halvmetern av jorden, samt att det är grusig jord med lågt organiskt innehåll (<5 %). Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.1.3.7 Termisk behandling

För att genomföra en fullskalig termisk behandling på plats finns två vägar att gå. Antingen schaktas massorna upp och behandlas i en mobil ugn, t ex rotationsugn, eller så behandlas föroreningar *in situ*.

Ingen entreprenör i projektet testade metoden och beräkningarna bedöms inte ha samma precision som för ovanstående metoder.

För att få en någotsånär uppskattning kontaktades det amerikanska företaget Terratherm, som har utvecklat flera patenterade metoder för termisk behandling *in situ*, för att få kostnadsförslag för två metoder som de tror kan vara applicerbara på de förhållanden som våra teststudier har utförts under. Den ena metoden innebär att värmeelement installeras i marken och därefter täcks ytan för att isolera och hålla värmen kvar i marken, vilket blir nödvändigt eftersom det är så pass ytliga föroreningar som behöver behandlas. Den andra föreslagna metoden är att schakta och lägga massorna i limpor för behandling. I deras kostnadsförslag för 1 000 ton uppskattar de en kostnad på ca 12 000 kr per ton för *in situ*-behandling och 11 000 kr per ton för behandling i limpor. Etableringskostnaden är så hög att den

utgör drygt 90 % av totalkostnaden för så små mängder. Entreprenören rekommenderade att rakna på en större mängd jord för att sänka kostnaden per ton, då kostnaden uppskattningsvis skulle kunna sänkas till ungefär hälften per ton. Förutom etableringskostnaden kan energikostnaderna driva på priset, exemplet är beräknat med elpris på 1,7 kr/kWh.

Med mobil ugn finns inga jämförbara exempel. Det bedöms kunna vara en möjlig metod, men kräver att jorden kommer upp i tillräckligt hög temperatur tillräckligt länge, vilket kan begränsa flödet av massor och åtgärdshastigheten.

Den totala kostnaden för 4 000 ton enligt beräkningarna ovan skulle vara 44–48 mkr vilket är 40–44 mkr dyrare än schaktning och deponering.

Kostnaderna ligger betydligt över kostnaden för deponering och andra åtgärdsmetoder som testats i detta projekt. Tillsammans med bristen på entreprenörer i Sverige som kan genomföra metoden gör det att metoden får ses som ett hypotetiskt alternativ tills vidare.

10.1.3.8 Biologisk behandling

Hypotesen var att det skulle kunna gå att genomföra biologisk behandling på plats under sommarmånaderna och åtgärdstestet som genomfördes på labb i detta projekt skulle visa om det var möjligt. Baserat på resultaten som inte visade någon minskad trend av aktuella föroreningar bedöms det inte möjligt att genomföra en behandling på så kort tid som under sommarmånaderna. Kostnaderna och skalbarheten för metoden har därför inte utvärderats i projektet.

10.1.3.9 Kemisk oxidation

Det var ingen entreprenör i projektet som testade metoden och beräkningarna bedöms inte ha samma precision som för ovanstående metoder.

Kemisk oxidering är relativt vanligt att använda *in situ*, genom att injektera ner oxidationsmedlet under grundvattennivå. Eftersom föroreningarna på båtuppställningsplatser i regel är relativt ytliga och ligger i jordar med hög genomsläpplighet är detta inte möjligt eftersom oxidationsmedlet kommer rinna igenom den förorenade jorden. Det kommer därför att krävas uppschaktning av jorden och behandling i en reaktortank eller möjligen i någon form av tät invallning (t ex. grop med gummiduk eller mer avancerade konstruktioner). Om föroreningar ligger djupare i vattenmättad zon kan det vara möjligt att injicera oxidationsmedel och göra en *in situ*-åtgärd. Eftersom metoden kräver tät invallning eller mer avancerade täta tankar för behandling uppskattas etableringskostnaden hamna mellan 100–300 tkr.

1 % oxidationsmedel i förhållande till jordens vikt krävdes för att uppnå MKM med avseende på tennorganiska ämnen i detta försök. Det motsvarar 40 ton oxidationsmedel för att behandla 4 000 ton jord. Kostnaden för kaliumpermanganat uppskattas till ca 10 000 kr per ton, vilket ger en total kostnad för oxidationsmedel på ca 400 tkr.

Själva behandlingskostnaden är troligen motsvarande 200–300 kr per ton, inklusive återfyllnad. Detta ger en total kostnad på 1,3–1,9 mkr. Kostnaden ska ses som hypotetisk då det inte finns någon entreprenör som erbjudit metoden till detta pris, men i jämförelse med schaktning och deponering innebär det en besparing på 2,1–2,7 mkr.

Det är möjligt att det finns entreprenörer med andra lösningar på utrustning och oxidationsmedel som kan bidra till en minskad kostnad jämfört med kalkylen ovan. Bedömd behandlingskostnad förutsätter att det finns gott om tillgängliga ytor (3 000 m²) för behandling av massor och att föroreningarna är belägna i den översta halvmeteren av jorden, samt att det är lågt organiskt innehåll (<5 %). Kostnaden ska ses som ett riktvärde och beroende på var i landet projektet ska genomföras samt andra lokala förhållanden (skyddsåtgärder mm) kan den faktiska kostnaden variera.

10.2 Potentiella kombinationer av åtgärdsmetoder

Nedan utvärderas möjligheten eller nyttan av att kombinera olika testade metoder.

Torr- och våtsiktning – De metoder som utvärderades i detta projekt bygger i de flesta fall på att massorna först schaktas upp. Både torr- och våtsiktning kan då minska volymen som behöver hanteras vid till exempel termisk behandling, kemisk oxidation, solidifiering eller stabilisering. Solidifiering och stabilisering kan även göra finfraktionen mer lätthanterlig och minska kostnaderna vid deponering.

Stabilisering med adsorptionsmedel – Om det finns vinning i att minska mängden material som behandlas kan siktning används, men det kommer att ge en ökad mängd jord som hanteras och inte påverka mängden adsorptionsmedel som behövs. Stabilisering kan behöva kombineras med åtgärd som minskar risken för partikelbunden spridning, om det är identifierat att det är en oacceptabel risk. Kompletterande åtgärd kan till exempel vara att lägga på ett överliggande rent grusskikt eller hårdgöring av markytan. Metoden kan även kombineras med andra metoder där lakning kan vara ett problem, t ex vid kemisk oxidering, termisk behandling eller solidifiering. Det är dock troligen mer ekonomiskt att applicera de metoderna i situationer där lakning inte bedöms vara ett problem efter åtgärd, eller att enbart använda stabilisering.

Solidifiering – Förutsatt att bindemedlet inte fräses direkt ner i jorden kan metoden kombineras med siktning för att minska mängden som behöver behandlas. Den siktade grovfraktionen kan med fördel användas under och runt den solidifierade jorden som dränering för att minska monolitens kontakt med vatten, och därmed även lakningen. Om det finns organiska föroreningar och behov av att destruera dessa men metallhalterna är så höga att de utgör en risk skulle kemisk oxidering eller termisk behandling kunna kompletteras med solidifiering. Solidifiering och kemisk oxidering har bland annat använts tillsammans vid Kolkajen, Ropsten i Stockholm, i Malmö och i Kristianstad.

Termisk behandling – Metoden kombineras lämpligen med siktning för att minska mängden jord och därmed energiåtgången och kostnaden för åtgärden. Om lakning efter åtgärd är en oacceptabel risk kan metoden troligen kombineras med solidifiering eller stabilisering med adsorptionsmedel.

Biologisk behandling – Om metoden skulle fungera bedöms behandlingskostnaden vara så låg att det inte bedöms vara gynnsamt att minska mängden material genom siktning eller kombinera med andra metoder.

Kemisk oxidation – Om det finns vinning i att minska mängden material som behandlas kan siktning används, men det kommer inte att påverka mängden oxidationsmedel som behövs då det är föroreningsmängd och TOC som styr dosen oxidationsmedel och inte mängden jord. Om lakning efter åtgärd är en oacceptabel risk kan metoden troligen kombineras med solidifiering eller stabilisering med adsorptionsmedel. Kemisk oxidation *in situ* kombineras ofta med ytterligare stimulering av den biologiska nedbrytningen i marken.

10.3 Karaktärisering av testområden

10.3.1 Fysiska egenskaper

En grundförutsättning för projektet var att jordarna vid icke hårdgjorda båtuppställningsplatser hade liknande fysiska egenskaper. Detta för att underlätta jämförelsen av åtgärdsalternativen. Bedömningen innan projektet startade var att materialet ofta utgörs av grus i fraktionen 0–64 mm. De uppmätta kornstorleksfördelningarna visade på att detta stämde och att jorden från alla testområden hade relativt lika fysiska egenskaper. Cirka 40–50 procent av materialet utgjordes av fraktionen <2 mm vilket är den del av jorden som analyseras för halter av föroreningar vid undersökningar av förorenade områden. Replikaten visade låg variation med avseende på kornstorleksfördelning och även jordarna från de olika områdena hade liknande kornstorleksfördelning. De åtgärdsmetoder där jordens fysiska sammansättning har stor betydelse har därför liknande förutsättningar i alla testområden.

10.3.2 Kemiska egenskaper och föroreningar

Den kemiska sammansättningen mellan testområdena skiljer sig, främst vad det gäller föroreningssammansättning, vilket också var väntat då områdena valdes ut baserat på att de hade olika förväntad föroreningshalt. Dyvik avvek något från de andra områdena med högre halt organiskt kol och mer växtlighet inom testområdet. Trots att analysresultaten av föroreningshalt mellan replikat från samma område varierade, framför allt avseende tennorganiska ämnen, gick det ändå att skilja områdena åt baserat på föroreningsgrad. En anmärkningsvärd detalj för Dyvik och Svinninge marina var att metallhalterna generellt var lägre än vad som påvisats vid tidigare provtagningar av områdena, medan halterna tennorganiska ämnen var högre. Det kan bero på slump eftersom enbart två av områdena har provtagits tidigare och då har de inte provtagits, provberetts och avgränsats på samma sätt som i detta projekt.

SGI Publikation 42 har beskrivit problematiken med båtuppställningsplatser i Sverige och sammanställde även resultaten från flera undersökningar. Medelhalterna av tennorganiska ämnen i deras sammanställning var högre än vid testområdena i Dyvik och Svinninge men lägre än i Torslanda och Björlandas. Endast Björlanda låg över medel med avseende på koppar och zink. Det verkar därmed som alla fyra testområden har en ganska typisk föroreningssituation för båtuppställningsplatser. SGI noterade dock i rapporten att många undersökningar hade blandat jord från olika djup för analys emedan detta projekt har följt SGI:s rekommendation och endast analyserat ytlig jord, eftersom ytlig jord väntas vara det mest förorenade. Detta projekt har dessutom använt en omfattande ISM-provtagning som väntas vara mer representativ för den jordvolym som ska beskrivas.

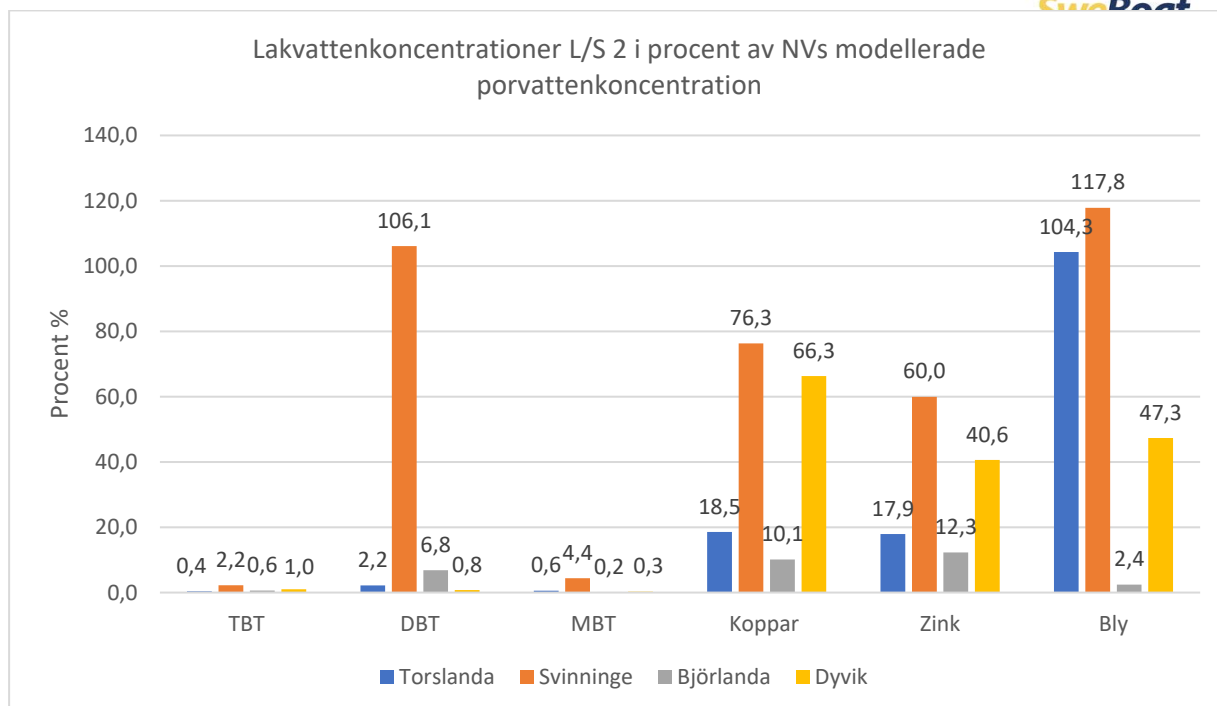
Det är tydligt att medelhalten tennorganiska föreningar i samtliga områden överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM och att även koppar och zink i flera fall förekommer i halter över de generella riktvärdena, liksom Irgarol och i vissa fall bly, PCB och diuron. Däremot var lakhalterna förvånansvärt låga jämfört med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Trots det skulle det från ett område på 1 hektar och 0,2 m föroreningsdjup laka totalt 720 g, 80 g, 44 g och 540 g summa tennorganiska ämnen för respektive Björlanda, Torslanda, Dyvik och Svinninge om lakhalterna från respektive område omräknats från skaktest med L/S 10. På västkusten beräknas det med 900 mm regn och 500 mm avdunstning ta cirka 10 år att uppnå, vilket motsvarar en årsutlakning av tennorganiska ämnen på 72 g för Björlanda och 8 g för Torslanda. På östkusten beräknas det med 600 mm regn och 400 mm avdunstning ta cirka 20 år att uppnå motsvarande jord/vattenförhållande som L/S 10, vilket då skulle ge beräknad en årsutlakning av tennorganiska ämnen på 2 g för Dyvik och 27 g för Svinninge. Huruvida påverkan är acceptabel eller ej beror på hur stor andel som verkligen når recipienten, recipientens volym, omsättningstid samt andra källor till tennorganiska ämnen.

10.3.2.1 Irgarol

Halten Irgarol är anmärkningsvärd då den inte minskar i samma utsträckning som övriga ämnen vid siktningsstesterna. Det var även i vissa fall högre halter när hela jorden finmaldes (ink grus och sten) med kryomalning (se bilaga 1), jämfört med halten i de vanliga analyserna där en siktnings till 2 mm görs, där det borde vara högre koncentrationer i fraktionen under 2 mm. Möjligen kan Irgarol förångas vid malning utan kylning men det är osannolikt då Irgarol har ett lågt ångtryck på ca $6,6 \times 10^{-7}$ mmHg. En liknande trend sågs även vid vissa siktmetoder där halten Irgarol var hög trots att finmaterialet avlägsnats. Någon rimlig förklaring till detta har inte påträffats då grövre partiklar med lägre specifik yta teoretiskt ska späda ut halten om de finmals och tas med i analysen. Längre diskussioner har också förts med labbet huruvida proverna för Irgarol (som analyserades på externt labb i Tjeckien) i de grova fraktionerna verkligen finmalts innan analys eller om de siktades först och sedan maldes, något som har varit svårt att få säkra svar på.

10.3.3 Skaktester jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärdesmodells modellerade halter i porvatten

För att bedöma observerade lakhalter har ursprungsmaterialets lakning jämförts med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och de porvattenhalter som modellen uppskattar vid de halter av föroreningar som har uppmätts i jorden. I Figur 44 visas hur stora de uppmätta medelkoncentrationerna är i lakvatten vid L/S 2 för olika ämnen vid de fyra olika lokalerna, jämfört med Naturvårdsverkets modellerade porvattenkoncentrationer vid motsvarande medelhalter i jord som påträffats i de olika testområdena. pH eller mängden DOC har inte justerats i modellen, enbart halter i jord har justerats för att beräkna halter i porvatten. Värt att notera är att de verkliga halterna i jord troligen är högre än analysresultaten eftersom extraktionen aldrig blir hundra procent. Detta gäller speciellt ämnen som är bundna i färgflagor och då framför allt de tennorganiska ämnena. I protokollet för mätning av tennorganiska ämnen i jord (SS-EN ISO 23161:2018) används antingen ättiksyra eller natriumhydroxid i metanol för extraktion ur matrisen och det är troligen inte tillräckligt för att extrahera allt när de tennorganiska ämnena är inkapslade i färgflagor. Däremot är de empiriska lakvattenkoncentrationerna mer noggranna och därmed kan skillnaden mellan modellen och verkligheten som presenteras nedan egentligen vara ännu större.



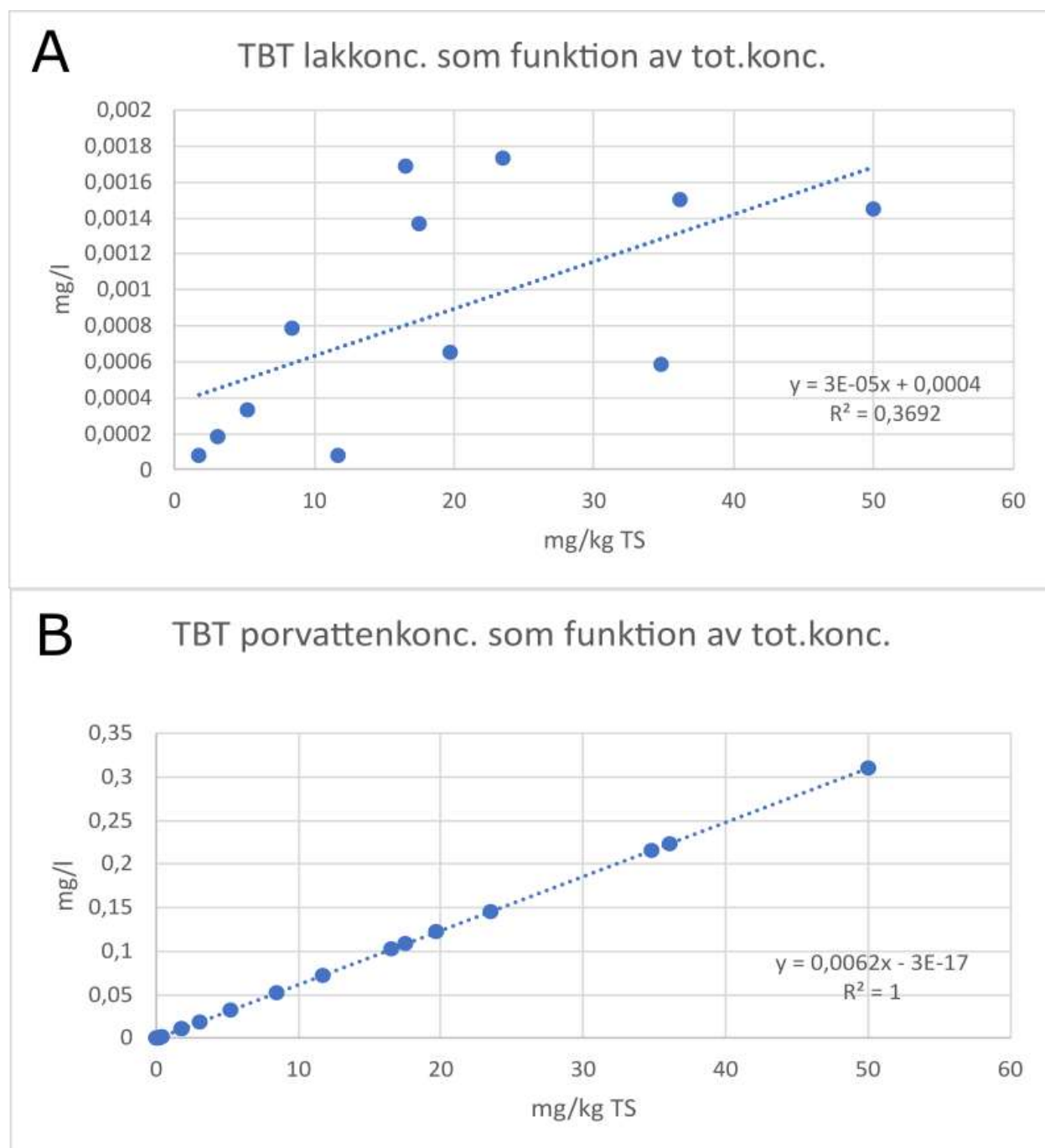
Figur 44. En jämförelse i procent mellan medelkoncentrationer ($n=3$) i lakvatten från skaktest (L/S 2) och de modellerade porvattenkoncentrationerna i Naturvårdsverkets modell för de generella riktvärdena för förorenad mark. De olika färgerna representerar de fyra olika lokalerna som har undersökts och sex olika ämnen som var problematiska i alla lokaler jämförs: Tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT), monobutyltenn (MBT), koppar, zink och bly.

Som Figur 44 ovan visar var de halter som uppmättes i lakvattnet vid skaktesterna i förhållande till de uppmätta halterna i jord betydligt lägre än vad som kan förväntas enligt Naturvårdsverkets modell för platsspecifika riktvärden. De skaktest som genomfördes kan även väntas överskatta lakningen på grund av den fysiska påverkan jorden utsätts för under testet jämfört med naturliga förhållanden med endast perkolation av regnvatten. Trots detta visade skaktesten i de flesta områden 10 till över 100 gånger lägre koncentration av tennorganiska ämnen i lakvattnet vid L/S 2 än vad riktvärdesmodellen beräknar i porvattenkoncentrationer vid samma halt i jord. En viss utspädning av halt sker vid L/S 2 jämfört med vad som kan förekomma i porvatten vilket skulle kunna förklara en del av minskningen, men aggressiviteten i skaktesten kombinerat med föroreningar i färgflagor som kan frigöras vid denna fysiska påverkan borde kompensera för utspädningseffekten. För än mer korrekt bedömning av verklig lakning bör halter i porvatten eller grundvatten analyseras. Även perkolationstester ger mer realistiska resultat än skaktesterna, men är mer tidskrävande.

I Figur 45 visas de enskilda replikatens lakvattenkoncentration som en funktion av halterna i jord i jämförelse med Naturvårdsverkets modellerade porvattenkoncentrationer som en funktion av jordens halt. De linjära ekvationerna får en likartad lutning men de uppmätta halternas koefficient är 200 ggr mindre än koefficienten för riktvärdesmodellen. Dock är skärningspunkten för lakkoncentrationerna högre, vilket betyder att riktvärdesmodellen enligt resultaten underskattar porvattenkoncentrationerna vid de låga halterna i jorden runt 1–10 $\mu\text{g}/\text{kg}$, men vid 1 mg/kg överskattas halten runt 100 ggr.

Vid inmatning av medelvärdet av TBT i den uppmätta linjära ekvationen ges porvattenkoncentration baserad på empiriska data. Den estimerade porvattenkoncentrationen för TBT i Björlanda, Dyvik, Svinninge och Torslanda blir då 0,5 %, 1,3 %, 0,7 % och 0,5 % av Naturvårdsverkets modellerade porvattenkoncentration. Således kan Björlandas platsspecifika riktvärde för TBT höjas 200 ggr i de fall där lakning och halten i por eller grundvatten är styrande, som till exempel: Skydd av ytvatten, grundvatten och markmiljö. I modellen är skydd av ytvatten styrande på en halt om 0,32 mg/kg och med den

genomsnittliga lakningen vid L/S 2 från jorden i detta projekt skulle det istället vara 64 mg/kg. Siffrorna ska bara ses som exempel på hur riktvärdena kan påverkas om ämnena beter sig annorlunda i verkligheten än vad modellen anger. För beräkningar av korrekta riktvärden måste dock områdets yta, föroreningsdjup och mängd tas med samt ytvattnets egenskaper som volym och omsättningstid.



Figur 45. Jämförelse mellan uppmätta lakvattenkoncentrationer A och modellerade porvattenkoncentrationer B baserat på Naturvårdsverkets riktvärdesmodell av tributyltenn (TBT) som en funktion av halten uppmätt i jorden från de fyra olika lokalerna: Svinninge, Dyvik, Björlanda och Torslanda, med triplikatprov från varje lokal. Panel A är de uppmätta lakvattenkoncentrationerna av TBT i skaktest vid L/S 2. Panel B är de modellerade porvattenkoncentrationerna av TBT. I båda paneler redovisas den linjära ekvationen i det nedre högra hörnet.

Ett exempel på hur lakningen påverkar ett ytvatten är att utgå från scenariot i den generella riktvärdesmodellen där en sjö har en volym på 1 000 000 kubikmeter och en omsättningstid på 1 år. Det betyder att det räcker med en tillförsel av mer än 0,2 gram TBT per år för överskrida Havs- och Vattenmyndighetens förordning HVMFS 2019:25 där gränsvärdet för TBT i ytvatten är 0,2 ng/l. Ett båtuppställningsområde på 1 hektar med föroreningsdjup på 0,2 meter skulle därmed behöva lakvattenhalter för L/S 2 under 0,1 mikrogram förutsatt att all lakad TBT nådde ytvattnet och att L/S 2 motsvarar 2 års infiltrerande nederbörd. Som jämförelse var jorden från testområdet i Dyvik den som lakade minst vid L/S 2 med 2 mikrogram per kg jord. I fallet med Dyvik är dock vattenförekomsten Norrfjärden utanför 14 kvadratkilometer, och utspädningen blir betydligt större än i sjön i exemplet. Det finns dock ofta flera källor till TBT i en vattenförekomst och ett enskilt område kan därför inte antas bidra till hela den tolerabla belastningen.

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell beaktar inte partikelbunden spridning via ytavrinning, erosion och damning. Dessa är troligen viktiga spridningsvägarna att beakta för dessa typer av områden, eftersom föroreningarna är bundna till fint material (jord och färgflagor) som förekommer i höga halter väldigt ytligt i jorden. Därför är det möjligt att kraftig nederbörd eller perioder då områdena eventuellt översvämmas av högvatten är drivande för spridningen till närliggande recipienter. Även om lakningen i modellen överskattas skulle hänsyn till partikelbunden spridning kunna påverka riktvärdena till att bli lägre. I det här projektet har enbart jorden från fyra områden undersökts men det vore det önskvärt att undersöka de faktiska riskerna *in situ*, på ett tillräckligt stort underlag för att kunna dra statistiska slutsatser, och justera riktvärdena efter dessa.

Slutsatsen av skillnaden i lakhalter jämfört med modellen är att det behövs platsspecifika bedömningar av lakningen. Vid riskbedömning måste hänsyn tas till mängden förorenad jord och recipientens känslighet för belastning av aktuella föroreningar samt omsättningstid.

10.4 Felkällor

Nedan beskrivs möjliga felkällor som identifierats i projektet och hur de hanterats. Variationen i analysresultaten var större än väntat för vissa av ämnena vilket skapat diskussioner i projektet hur provberedning och analysmetod ska genomföras på bästa sätt. Trots en relativt omfattande provtagning med både stor volym på inkrement och många inkrement per testområde var spridningen i halt för vissa av föroreningarna stor (framför allt bly och tennorganiska ämnen). Som kan ses i nästa kapitel var det dock stor spridning för dessa ämnen även vid omanalys av exakt samma prov (analysreplikat), vilket tyder på att det finns en osäkerhet i analysledet. Det går tyvärr inte inom ramarna för detta projekt att skilja mellan provtagningssosäkerhet och skillnader i analysosäkerhet.

10.4.1 Provtagningsmetodik

Det visade sig vara svårt att få representativa analyser eftersom stora delar av föroreningarna finns i färgflagor. Även med ISM-provtagning med 50 inkrement uppstod en variation mellan de olika ISM-proverna som kan bero på att olika mängd färgflagor hamnade i samlingsprovet och att fel introduceras när delprov tas ut för analys på laboratoriet. I de flesta typer av förorenade områden är det relativt säkert att variationer från enskilda prover normaliseras efter att 50 prover samlas till ett, förutsatt en god homogenisering innan analys.

Möjliga förklaringar till hur provtagningen kan påverka variationen i halt i samlingsproven kan vara:

- Haltvariationen inom testområdet är tätare än de rutor som området delats in i och det är för få inkrement per samlingsprov.
 - Föroreningskällan i samtliga fall bedöms vara båtskrov, men kan även vara enskilda färgspill. Enskilda båtar kan ha väldigt höga halter tennorganiska ämnen och ses som en

punktkälla, men rutstorleken har anpassats för att enskilda båtar inte ska vara så mycket större än rutorna (6 m^2) och att inkrementen i en ruta, eller närliggande rutor därför bör överlappa ev. storlek på en båt. En enskild båt borde inte heller påverka föroreningsgraden i marken så mycket att ett prov med 50 inkrement sticker ut från de övriga samlingsproverna. Om större färgspill har skett kan det påverka halten i enskilda inkrement kraftigt vilket skulle kunna ge en variation mellan samlingsproverna, även om en sådan effekt späds ut när 50 inkrement slås samman. Slumpen kan dock även med så många inkrement göra att flera färgspill kom med till ett samlingsprov vilket kan ge en ökad halt i det samlingsprovet.

- Inkrementen är för små.
 - Variationen i jorden lokalt där uttag av inkrement genomförts kan vara stor och volymen på replikatet är för låg att representera det. Replikaten var dock ovanligt stora (vid inkrementell provtagning är prover på 15–30 ml vanligt, medan de i detta projekt var 50–200 ml). Det är svårt att se vad som skulle orsaka stor haltvariation i decimeterskala inom området, som kan ge mätbar effekt i samlingsprovet när ett inkrement späds ut med övriga inkrement.

De fel som kan uppstå ovan är svåra att korrigera om replikatanalyser av samma prov är stora, men det vore önskvärt att ta fram en metodik för att provta förorenade båtuppställningsplatser.

10.4.2 Analysmetodik

En annan möjlig förklaring till skillnad i halter mellan de olika replikaten kan vara att analysmetodiken inte var anpassad för variationen som fanns i de prover som lämnades in för analys. Bland de felkällor som beskrivs nedan räknas även provberedning på labb in i analysmetodiken. Följande punkter kan ha påverkat resultaten:

Otillräcklig homogenisering

Färgflagor och partiklar i samlingsprovet finfördelades ej tillräckligt och haltvariation fanns kvar i provet även efter malningen som genomförts. Det gör att fel kan introduceras när delprov tas ut för analys i instrument på laboratoriet.

Förväxling av prover

I vissa fall avvek enskilda provsvar kraftigt från de övriga samlingsproverna som skickats in från samma område och det visade sig när proverna analyserades om att halten ofta låg betydligt närmare. Det var många prover som skulle hanteras och arbetet gjordes ofta utanför standardrutin vilket kan öka risken för förväxling av prover.

Rutinen som labbet använde var inte anpassad efter så höga halter tennorganiska ämnen

Laboratoriet arbetar ackrediterat och använder en ISO-metod (ISO 23161:2018), med angiven precision ($\pm X \%$) upp till koncentrationer på ca $1000 \mu\text{g}/\text{kg}$, medan proverna i detta projekt ofta hade i storleksordningen $100\,000 \mu\text{g}/\text{kg}$. För att inte tillsätta standarder och andra kemikalier skulle bli "övermättade" av tennorganiska föreningar uttogs en väldigt liten mängd jord från varje samlingsprov för analys av tennorganiska föreningar (ca 0,1 gram) vid analys av halter i jord. Även om homogeniseringen var relativt god är risken att det finns en stor variation i provmaterialet på den skala som uttaget görs då 0,1 gram ska representera ett prov på 2,5 liter.

Felkalibrering/beräkning av halt

I några fall hade labbet räknat fel med en faktor 10 på analysresultaten. Detta kunde upptäckas tack vare ett stort analysunderlag och flera replikat. Hade det enbart rört enstaka analyser hade halterna ändå bedömts som rimliga och aldrig ifrågasatts.

Kombination av otillräcklig homogenisering och liten mängd prov uttaget för analys

Om homogenisering inte lyckas är ett provuttag på endast ett gram för lite, än mindre 0,1 gram, som användes vid analyserna av tennorganiska ämnen. Studier med 20 repetitioner av jord som är relativt homogent förorenad med radioaktiva isotoper har visat att provupptag på hundra gram krävs för att få en analysfördelning som pålitligt representerar den sanna medelhalten i jorden ([Doctor and Gilbert 1978](#)).

Varierande och bristande extraktion

För att analysera halter i jord måste ämnena extraheras från jordmatrisen. De metoder som används normalt är möjligen inte lika lämpliga när föroreningarna är bundna i färgflagor. Eventuellt kan storleken på färgflagor ge stor variation i hur effektiv extraktionen blir. Inget av de kommersiella laboratorierna i Sverige har modifierat metoderna med avseende på detta.

Det var även stora mängder jord som lämnades in och metodiken med provberedning ingick inte i laboratoriets standardhantering av prover som vanligen analyseras för dessa parametrar. Detta har gjort att mer manuell hantering än vanligt har behövts, och prover har provberetts på ett labb, skickats till andra för analys, och flera av analyserna skedde under semestermånaderna 2021.

Ett sätt att minska osäkerheterna i analysprocessen skulle vara att ta fram en provberedningsmetod med extra malning och större mängd uttagen jord för analyser, denna skulle kunna utvecklas i samarbete med laboratorium.

10.4.3 Slutsats felkällor

Provtagningsmetodiken med ett begränsat område på 300 m² och 50 inkrement à 50–200 ml i ett samlingsprov och 3 replikat är mer omfattande än vad som kan anses rimligt för att göra fullskaliga karaktäriseringar av områden inom hela båtuppställningsområden, som ofta är över 10 000 kvadratmeter. Vid fullskaliga undersökningar för riskbedömning och åtgärdsförberedande undersökningar kommer det därför att behövas en förenkling av provtagningsmetodiken, vilket kan bli en utmaning om representativa resultat önskas. Var gränsen går mellan egenskapsområden och vad som är rimlig storlek på inkrementen har inte varit syftet att undersöka med detta projekt, utan tanken har varit att ha en ambitiös provtagnings- och analysmetodik för att få så säkra analysresultat som möjligt av både jorden före och efter åtgärdstest. Trots det har det alltså funnits en oönskat stor variation i analysresultaten för vissa ämnen.

En möjlig förenkling kan vara att använda XRF för att avgränsa egenskapsområden i djupled och sidled. Egenskapsområden kan vara betydligt större än de 300 m² som använts i detta projekt. Därefter kan flera inkrement (t.ex. 100 st à 15–30 ml) uttas för att bilda samlingsprov, och upprepas så att 3 replikat erhålls. Finns det flera egenskapsområden inom en båtuppställningsplats uttas samma mängd replikat per egenskapsområden, men enbart några replikat skickas in till laboratorium för siktnings och homogenisering (finmalning) och uttag för analys enligt ISM-standard. Om avvikelsen är stor mellan dessa replikat kan fler replikat skickas in och analyseras för att öka säkerhet i analyserna och bedöma om undersökningen har tillräckligt god precision.

Tydligt är att det är önskvärt med replikatprovtagning och även replikatanalyser för att ge en någorlunda uppskattning av osäkerheten i provtagningen. Även homogenisering av proverna bedöms vara nödvändig för halter i jord. Analyser av lakvatten, helst genom perkolationstest, men annars skaktest, är väsentligt för att bedöma om föroreningarnas lakning stämmer överens med modellen, och även för att välja åtgärdsmetod. En kombination av analyser av jord, grundvatten, ytvatten och sediment bedöms som det bästa alternativet för att ge ett gott underlag för att utreda åtgärdsbehovet samt välja åtgärd.

11 Referenser

Doctor, Gilbert (1978). *Two studies in Variability for Soil Concentrations: With Aliquot Size and With Distance*. TRAN-STAT. Number 4. 1978.

Havs- och vattenmyndigheten 2019, *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*; HVMFS 2019:25.

Naturvårdsverket 2009, Rapport 5976 *Riktvärden för förorenad mark*.

Naturvårdsverket 2009, Rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden*.

Naturvårdsverket 2009, Rapport 5978 *Att välja efterbehandlingsåtgärd*.

SGL 2018, [Förorenad mark vid uppställningsplatser för fritidsbåtar Inventering, undersökning, riskbedömning och åtgärd](#). Publikation 42 Linköping.78

SGL 2022, *Riskvärdering vid förorenade områden, Arbetsgång för hållbara åtgärder*, SGL Vägledning 7, Statens geotekniska institut, SGL, Linköping.

Sjöholm et al. (2021) *Eko Marina III – inventering, kartläggning och miljömärkning av Sveriges fritidsbåtshamnar*. Rapport nr 2021:6, Havsmiljöinstitutet.

Transportstyrelsen 2020, [Båtlivsundersökningen 2020](#). Dnr 2021-2170.

Youcai, Z. (2018). *Pollution Control Technology for Leachate from Municipal Solid Waste*. Chapter 2.8.4. Butterworth-Heinemann. ISBN: 9780128158135.