



# DP Gäddviken, Nacka

Åtgärdsutredning

Uppdragsgivare <b>KUAB</b>	<b>Wescon Miljökonsult AB</b>	
Kontaktperson <b>Peter Smith</b>	www.wescon.se info@wescon.se	
Kundnummer <b>1031</b>	Norra Källgatan 22 722 11 Västerås	
Rapporttitel <b>DP Gäddviken, Nacka - Åtgärdsutredning</b>		
Uppdragsnummer <b>1211-002</b>	Upprättad <b>2026-01-23</b>	Reviderad

VÄSTERÅS 2026-01-23  
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare



Petter Wetterholm

Granskad av



Karin Skattegård

Granskad av



Erica Tallberg

# Innehåll

1	Inledning.....	5
1.1	Uppdrag och syfte.....	6
1.2	Avgränsning.....	7
2	Objektbeskrivning .....	7
2.1	Fastigheten och föreningssituation .....	7
2.2	Skyddsobjekt och skyddsvärde .....	9
2.3	Tekniska begränsningar .....	11
3	Behov av riskreducering .....	13
4	Metod för åtgärdsutredningen .....	15
4.1	Åtgärdsstrategi .....	15
4.2	Urvalskriterier för genomförande.....	17
5	Genomgång av åtgärdsmetoder kvartersmark.....	19
5.1	Avlägsna föroreningen .....	19
5.2	Mot exponering och spridning.....	21
5.3	Administrativa restriktioner.....	24
6	Genomgång av åtgärdsmetoder naturmark.....	25
6.2	Skydd mot exponering och spridning.....	26
7	Identifiering av åtgärdsalternativ för kvartersmark .....	27
7.1	Nollalternativet.....	27
7.2	Alternativ 2a - 2c.....	28
7.3	Max-alternativ (schakt).....	32
8	Identifiering av åtgärdsalternativ för naturmark .....	34
8.1	Nollalternativ.....	34
8.2	Alternativ 1.....	34
8.3	Alternativ 2.....	35
9	Alternativanalys steg 1 Naturmark .....	35
10	Alternativanalys steg 2 .....	36
10.1	Teknikalternativ 2a.....	37
10.2	Teknikalternativ 2b .....	39
10.3	Max-alternativ.....	40
11	Slutsats.....	41
12	Referenser .....	42

# Bilagor

Bilaga 1 PM Miljöbarriär

# 1 Inledning

Kvarnholmen är en halvö i västra delen av Nacka kommun i Stockholms län, se Figur 1-1. Inom Kvarnholmen pågår en exploatering där området ska ställas om från tidigare långvarig industriverksamhet till en ny stadsdel med bostäder, förskola och anmäla anläggningar.



Figur 1-1, Kvarnholmen är beläget öster om Södermalm och söder om Djurgården och markerad med streckad cirkel.

Framtagandet av detaljplaner sker etappvis med program för detaljplaner (2005) som underlag. Detaljplan Gäddviken, är under framtagande och plansamråd planeras under 2025. För att arbetet med detaljplanen ska fortskrida måste miljö- och hälsorisker avseende markföroreningar utredas. Det är med anledning av detta som denna åtgärdsutredning tagits fram för att beskriva olika åtgärdsalternativ för detaljplaneområdet.

Inom DP Gäddviken finns utöver förorenad mark även förorenat sediment och det finns även oljebergum där drivmedel tidigare lagrats. Föroreningssituationen i sediment har utretts och sammanställts av WSP, berggrummen har utretts av SWECO och mark och grundvatten av Structor Miljöteknik AB fram till mars 2017 och därefter har utredningar utförts av Wescon Miljökonsult AB.

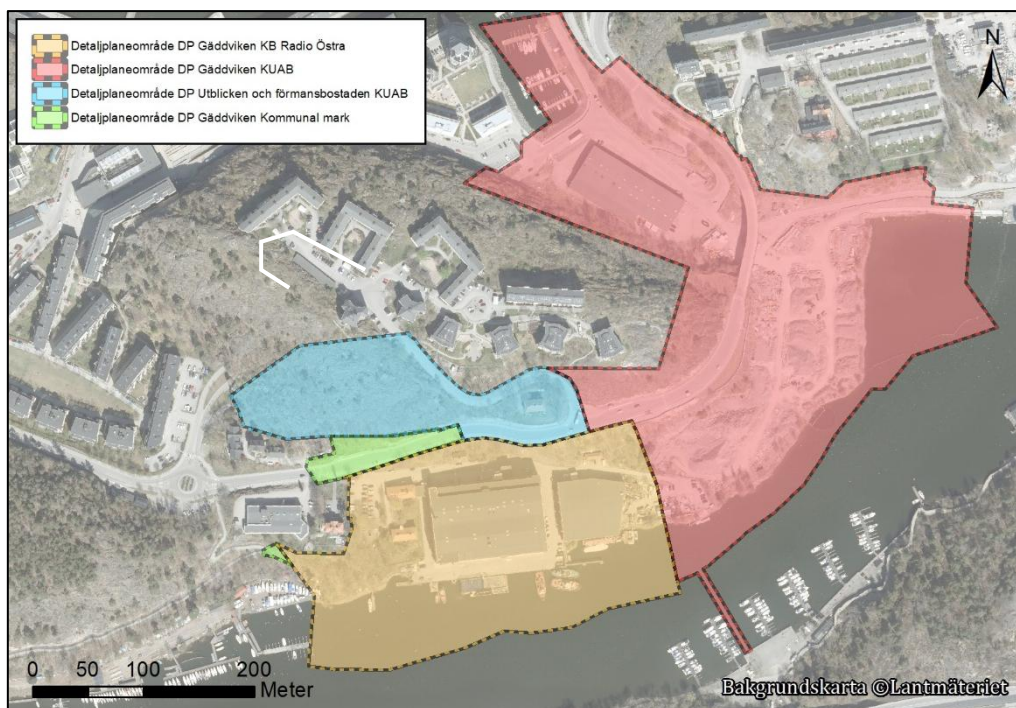
## 1.1 Uppdrag och syfte

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av Kvarnholmen Utveckling AB (KUAB) utfört en översiktlig åtgärdsutredning av inom delar av DP Gäddviken där KUAB eller dess dotterbolag är fastighetsägare. Åtgärdsutredningen omfattar följande fastigheter:

- Del av Nacka Sicklaön 37:40
- Nacka Sicklaön 37:43
- Del av Nacka Sicklaön 38:1

En översikt över detaljplaneområdet Gäddviken presenteras tillsammans med detaljplaneområdet Utblicken och förmansbostaden i Figur 1-2.

Syftet med denna åtgärdsutredning är att undersöka vilka åtgärdsmetoder och alternativ som kan vara lämpliga för att åtgärda aktuell föroreningsituation inom KUAB:s delar av DP Gäddviken.



Figur 1-2, Översikt av detaljplanerna DP Gäddviken och DP Utblicken och Förmansbostaden, denna åtgärdsutredning omfattar KUAB:s del av DP Gäddviken inom fastigheterna "Del av Nacka Sicklaön 37:40", "Nacka Sicklaön 37:43" och " Del av Nacka Sicklaön 38:1".

## 1.2 Avgränsning

Specifika åtgärder för infrastrukturområden beaktas inte i denna åtgärdsutredning eftersom de kommer hanteras i samband med anläggningsarbeten.

En förutsättning för riskbedömning och åtgärdsutredning är att schakter för infrastruktur som vägar, VA- och andra ledningsschakter saneras till projekterat schaktdjup. Innan dessa schakter kan återfyllas eller installation av ledningar påbörjas ska markduk och geonät placeras i botten och i schaktväggar. Samtliga överskottsmassor ska avfallsklassas och sedan hanteras efter respektive avfallsklass. Eventuell återanvändning av schaktmassor föregås av anmälan om återanvändning av avfall. Anledningen till detta är att framtida underhållningsarbeten ska kunna utföras säkert och enkelt utan att behöva ta hänsyn till föroreningar.

## 2 Objektbeskrivning

### 2.1 Fastigheten och föreningsituation

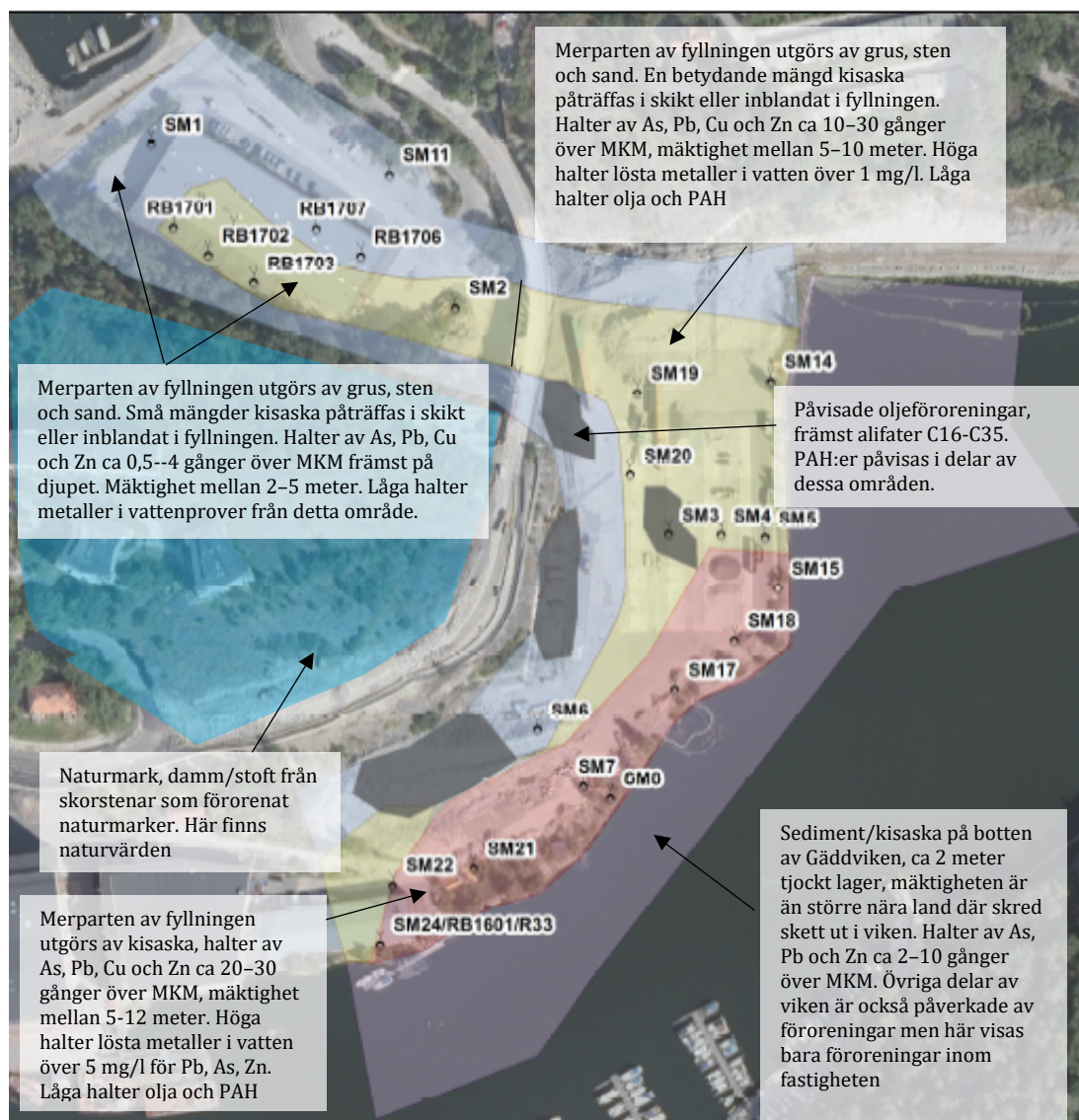
Hela Kvarnholmen omfattas av 8 detaljplaner, varav 6 är beslutade och har vunnit laga kraft. Den 6:e detaljplanen, DP Gäddviken, omfattar Gäddviken mellan Kvarnholmen och Finnberget.

Nacka kommun tog 2006 fram ett planprogram för Kvarnholmen Hästhalmssundet och Gäddviken. Programmet för Kvarnholmen redovisar en bebyggelse med över tusen bostäder inom etapp Gäddviken. (Nacka kommun, 2006-09-18). På grund av den svåra bostadssituationen i Stockholmsområdet har kommunen en målsättning om att få till en hög exploatering av området och på så sätt också skapa en tät och blandad stad på västra Sicklaön. Den högre exploateringsgraden skapar även bättre ekonomiska möjligheter att hantera miljöföroreningarna och skredrisker samt investeringar i allmänna anläggningar.

Miljöföreningarna är främst kopplade till restprodukter från tillverkning av svavelsyra vilket var en del av Gäddvikens superfosfatfabrik vars produktionsanläggning var belägen i området. Vid denna process bildades en aska s.k. kisaska som innehåller mycket tungmetaller. Stora mängder av kisaska har tillförts markområdet och har även blandats upp med tillförda rena fyllnadsmassor som använts för att fylla ut sundet och strandlinjen, främst under 1950 och 1960 talet samt när Finnbergstunneln byggdes år 1971. Förorenat material påträffas från markytan ner till som mest 12 meter under markytan. Generellt sett är mäktigheten av fyllning, innehållande föroreningar, mellan 3–10 meter tjock. I markområdet finns också petroleum, dessa härrör från den oljedepå

som anlades på området efter att svavelsyratillverkningen avslutats under 1950-talet.

Tungmetaller och petroleumprodukter finns också i sediment i nästan hela Svindersviken. Mäktigheten av det förorenade sedimentet varierar mellan 0,3 och 2 meter. I Figur 2-1 visas den övergripande föroreningssituationen.



Figur 2-1, Områdets föroreningssituation (Wescon)

De historiska ägarförhållandena har inte utretts i detalj men generellt kan sägas att Finnboda varv, Stockholms superfosfatfabrik och Kooperativa förbundet varit de största markägarna från 1800-talets mitt till in på 1990-talet. Det är under dessa år som utfyllnad av mark och vattenområden skett. Det är även under denna tid som föroreningar tillförts området.



## 2.2 Skyddsobjekt och skyddsvärde

### 2.2.1 Människor

Människor (vuxna och barn) kommer att bo, arbeta och vistas tillfälligt inom området för den kommande detaljplanen. Inom detaljplanen kommer även förskolor att anläggas.

### 2.2.2 Grundvatten

Grundvatten inom området finns i berggrunden, i friktionsjord under leran i samt i fyllnadsmassor ovan leran. Förenklat kan det sägas att det finns två typer av grundvatten då dessa är ganska väl avskilda av lera. Grundvatten i berg och friktionsjorden under leran har inte samma direktkontakt med brackvatten eller samma kontakt med fyllnadsmaterial. Grundvatten i fyllnadsmaterialet ovan leran står i direkt kontakt med brackvatten. Båda dessa grundvatten har generellt sett här ett reducerat skyddsvärde då det ej kan utgöra en dricksvattenresurs (oavsett om det är påverkat av föroreningar eller ej). Skyddsvärdet av ett grundvatten avgörs inte huruvida mänsklig aktivitet förorenat det eller ej. Grundvattnets skyddsvärde styrs av nuvarande användning, möjlig framtida användning samt grundvattnets möjlighet till negativ påverkan på andra skyddsobjekt som grundvattentäkt nedströms eller ett ytvatten.

Att grundvatten kan ha ett lägre skyddsvärde utifrån dess lämplighet att användas som resurs framgår av vägledningsmaterial från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2009).

Grundvattnet i området är påverkat av följande:

- Grundvattnet är bräckt vilket analyser av klorid och natrium bekräftar
- Vatten från Saltsjön och Svindersviken tränger in i berggrunden
- Bergrum som lokalt påverkar grundvattennivåerna. Vattennivåer i bergrum har varit lägre än Saltsjöns nivå, vilket ökat inträngningen av ytvatten historiskt
- De utfyllda områdena har i delar av området direktkontakt med Svindersviken.
- Vatten under leran är delvis påverkat av natrium från ytvatten.

Grundvattnet bedöms därmed endast vara skyddsvärt som spridningsväg av föroreningar från markområdet till ytvatten dvs att grundvatten inte belastar ytvatten med oacceptabla mängder föroreningar.

### 2.2.3 Markmiljö

Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen. Skyddsnivån i marken bör motsvara en nivå där marken kan uppfylla de funktioner som förväntas vid den planerade markanvändningen.

För områden inom kvartersmark (inklusive förskola och dess gård), där grönytor ska anläggas, är den övre markens skyddsvärde högt, motsvarande KM (75 %). Eftersom naturmarken har ett högt naturvärde så tillämpas en hög skyddsnivå, 75 %.

Behovet av markmiljöns ekosystemtjänster i Stockholm bedöms vara begränsat till yttlig mark som inte är hårdgjord och försumbar då marken är bebyggd, hårdgjord eller belägen på djupet (>1 m). Det ogästvänliga habitatet under hårdgjorda ytor, byggnader och i djup jord utgör en så stor negativ påverkan på markekosystemet (genom begränsad syretransport och brist på organiskt material) att det är osannolikt att det finns eller kommer att finnas ett fungerande markekossystem. (Stockholms stad, 2019) .

Om de tekniska kraven på bärighet och dränerande egenskaper är överordnade markens förmåga att tillgodose etablering av ekologiska funktioner så kan skyddsvärdet prioriteras lägre.

#### 2.2.4 Ytvatten

Närmaste ytvattenförekomst är Svindersviken i söder och Saltsjön i norr. Utgångspunkten för bedömningen är att ytvattnet inte ska påverkas av föroreningar i sådan omfattning att miljö kvalitetsnormer för aktuella ämnen inte uppfylls.

Svindersviken är en vik i Saltsjön, som tillhör ytvattenförekomsten Strömmen. Viken har påverkats kraftigt av mänsklig verksamhet genom historisk muddring, utfyllnader och industriell aktivitet. Den hydromorfologiska karaktären är starkt modifierad, och området har en antropogen prägel med hårdbotten i de grundare delarna och mjukbotten på djupare nivåer. Bottensedimentet är förorenat och täcks av svart gyttja med oljefilm, vilket indikerar höga halter av föroreningar. Vattenförekomsten lider av eutrofiering, med återkommande algblomningar och syretärande processer som tillfälligt kan skapa syrebrist i bottenvatten. Undervattensvegetationen är sparsam, med en täckningsgrad på mindre än 5 %, och består av störningstoleranta arter såsom ålnate, tarmtång och hornsärv. Invasiva arter som vattenpest har påträffats i området. Bottenfaunan är artfattig och domineras av föroreningstoleranta taxa, såsom fårborstmaskar och fjädermygglarver. Fiskfaunan består främst av mört och abborre, där mörten dominerar i antal men abborren utgör en större andel av biomassan, särskilt de fiskätande individerna (Calluna AB, 2024).

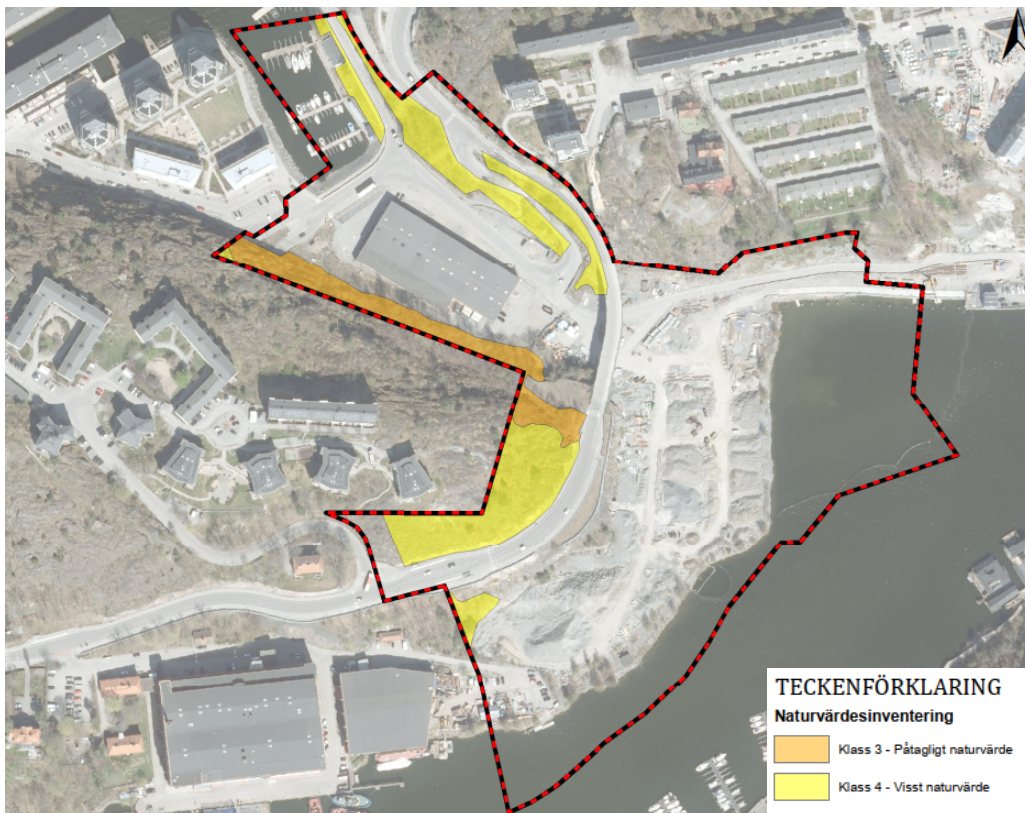
Ytvattnet bedöms som skyddsvärt. Skyddsobjekt är även de vattenlevande organismer i ytvatten som finns intill fastigheten.

Sedimentet inom KUAB:s del av detaljplaneområdet, under rådande förhållanden, kan inte ses som skyddsvärt men kan på sikt att komma att bli skyddsvärt om åtgärder vidtas och marina ekosystem ges möjlighet att återetablera sig på platsen. Utgångspunkten för bedömningen är att sediment och bottenfauna inte

ska påverkas i den omfattningen att ekosystemet av bottenlevande organismer inte kan utvecklas.

### 2.2.5 Naturvärden

Naturvärdesinventering har utförts och det finns två områden med påtagligt naturvärde (naturvärdesklass 3) se Figur 2-2 (Calluna AB, 2020). Övriga områden som är utpekade i figuren ligger utanför det nu aktuella utredningsområdet som är avgränsat till Sicklaön 37:40, 37:43 och 38:1.



Figur 2-2 Markområden med visst eller påtagligt naturvärde inom KUAB:s del av DP Gäddviken inom fastigheterna Nacka Sicklaön 37:40, Nacka Sicklaön 37:43 och Nacka Sicklaön 38:1. Karta © Lantmäteriet

## 2.3 Tekniska begränsningar

Inom området finns flera tekniska begränsningar, dessa begränsningar har delats in i olika tekniska områden som geoteknik, kemiska och mängder. Kemiska begränsningar är exempelvis att kisaska uppvisar vissa egenskaper i syrefri miljö och andra i syrerik miljö. Materialet kan alltså laka ut olika mängder metaller beroende på närvaro av syre eller ej. Vidare har kisaska en förmåga att producera svavelsyra s.k. svavelsyrighet beroende på mängden och förekomsten av svavel i askan. Detta gör att materialets miljörisker kan öka betydligt vid felaktig

hantering. Mängder avses den mängden material som historiskt använts som utfyllnad av området, uppskattningsvis 200 000 ton.

En annan kemisk begränsning är det faktum att metaller inte försvinner eller kan destrueras. Det vill säga det går inte att få dessa föroreningar av metaller att "försvinna" utan bara flytta dem till en annan plats för att "stänga in dem" eller stänga in dem på den plats de nu ligger på.

Långsamma processer som vittring och lakning av metaller bidrar till den naturliga transporten av metaller. Mänskliga aktiviteter kan ge upphov till snabbare spridning av metaller, exempelvis av bly som användes i bensin och som vi fortfarande ser spår av i vår miljö i samtliga tätbebyggda områden. Från marken läcker dessa metaller sakta ut i sjöar och vattendrag. I vattendragen kan de påverka växter, fiskar och levande organismer om koncentrationerna är för höga. I vattendrag sker också en sedimentation av metaller som ofta kan "magasinera" metaller i sediment i 1000-tals till miljontals år. Ett kretslopp av metaller sker naturligt men det är ett mycket långsamt kretslopp och negativa miljö- och hälsoeffekter uppstår om koncentrationerna blir för höga som exempelvis vid för stora tillskott av metaller till en recipient.

En annan förutsättning som har stor betydelse för en åtgärd är det faktum att merparten av föroreningarna förekommer under grundvattenytan. Att schakta upp förorenad jord under grundvattenytan kommer innebära att förorenad jord och vatten blandas. Sikten i detta vatten är obefintlig och arbete under vatten skulle utföras i "blindo".

### 2.3.1 Geoteknik

Stabiliteten inom området är på vissa håll dålig, beräkningar från genomförda geotekniska undersökningar visar på att skred skett och att risken för nya skred finns. Anledningen är att stora mängder fyllnadsmaterial ligger ovanpå en lera vilken inte är stabil och leran sluttar dessutom mot Svindersviken, dvs fyllning och lera kan och har "glidit iväg".

Den dåliga stabiliteten måste beaktas vid val av åtgärdsalternativ. Dels måste en långsiktigt åtgärd medföra att stabiliteten ökar inom området så att nya skred inte uppkommer. Skred kan också innebära en betydande risk för spridning och blottläggande av föroreningar. Stabiliteten påverkar också vilken åtgärd som kan väljas, då skiften i massbalansen inom området kan orsaka skred som i sin tur kan leda till spridning av föroreningar.

Om mycket fyllning ovan leran avlägsnas, riskerar leran under att tryckas uppåt i det tomrum som bildas, det vill säga att mottrycket minskar. Detta noterades vid undersökningsborrningar då 20 meter djupa foderrör borrades ner. När mottrycket i borrhöret (tryckluft) lättades tryckets lera in i röret underifrån, stigningen var som mest 10 meter upp i röret.

### 2.3.2 Sediment

Förorenat sediment finns i Svindersviken. Sedimentet är ett resultat av att kisaska använts som fyllnadsmaterial när delar av Svindersviken och Hästholmsundet fylldes igen under mellan 1950 till 1970-talet. Sediment har även bildats då stora mängder tungmetaller snabbt lakade ur kisaska som tippades i vatten, lösta metaller bildade dock snabbt komplex med exempelvis järn som också fälldes ut. Detta gör att metaller i sedimentet är stabila (bundna till komplex och partiklar) och inte kan spridas i vattenfasen som lösta metaljoner så länge miljön är syrefri.

Sediment är naturligt syrefattiga en bit ner, ofta finns det endast tillgång till syre i de översta 10-20 cm. Vid en eventuell åtgärd som exempelvis muddring kommer stora mängder i kontakt med syre vilket kommer starta en process där järn oxideras, pH faller och stora mängder metaller löses i vatten i stället för att vara bundna till partiklar. Lösta metaller i vatten utgör en betydligt större miljörisk än om de är bundna till partiklar. Dessa kemiska förutsättningar kommer att påverka val av åtgärdsalternativ. Det är viktigt att behålla sediment i en syrefri miljö för att bibehålla den låga lakningen av metaller.

### 2.3.3 Mängder

Stora volymer förorenat material finns inom planområdet, uppskattningsvis ca 150 000 m<sup>3</sup> – 200 000 m<sup>3</sup> fyllnadsmassor och 10 000 – 20 000 m<sup>3</sup> sediment inom DP Gäddviken. Den huvudsakliga orsaken till föroreningar är tungmetaller från kisaska (rostning av pyrit) samt petroleumhantering (PAH:er, alifater, aromater) men även båtsliperi och bekkokeri har bidragit till föroreningar. Sediment är påverkade dels genom utsläpp till vatten, dels att kisaska använts som fyllnadsmaterial i vatten. I Svindersviken finns betydligt större mängder av förorenade sediment då ett ca 160 000 m<sup>2</sup> stort område av viken innehåller förorenat sediment. Endast en del av det förorenade sediment som finns inom DP Gäddviken berörs av denna åtgärdsutredning.

De stora mängderna kan också vara en teknisk begränsning då det kan vara omöjligt eller i alla fall svårare att hitta mottagningsanläggning med tillräcklig kapacitet. Transportflöden och risker vid förflyttning av stora mängder massor bör också beaktas vid val av åtgärd. Att flytta stora mängder material påverkar också de tekniska problemen med stabilitet som finns i området. Många transporter leder också till utsläpp av partiklar och koldioxid till luften.

## 3 Behov av riskreducering

En miljö- och hälsoriskbedömning har utförts, se (Wescon Miljökonsult AB, 2026).

Riskbedömningen visar att det främst föreligger hälsorisker för ytligt belägna föroreningar. Främst rörande kisaska som förekommer inom frost fritt djup (1,6 m) och i synnerhet den översta halvmeteren.

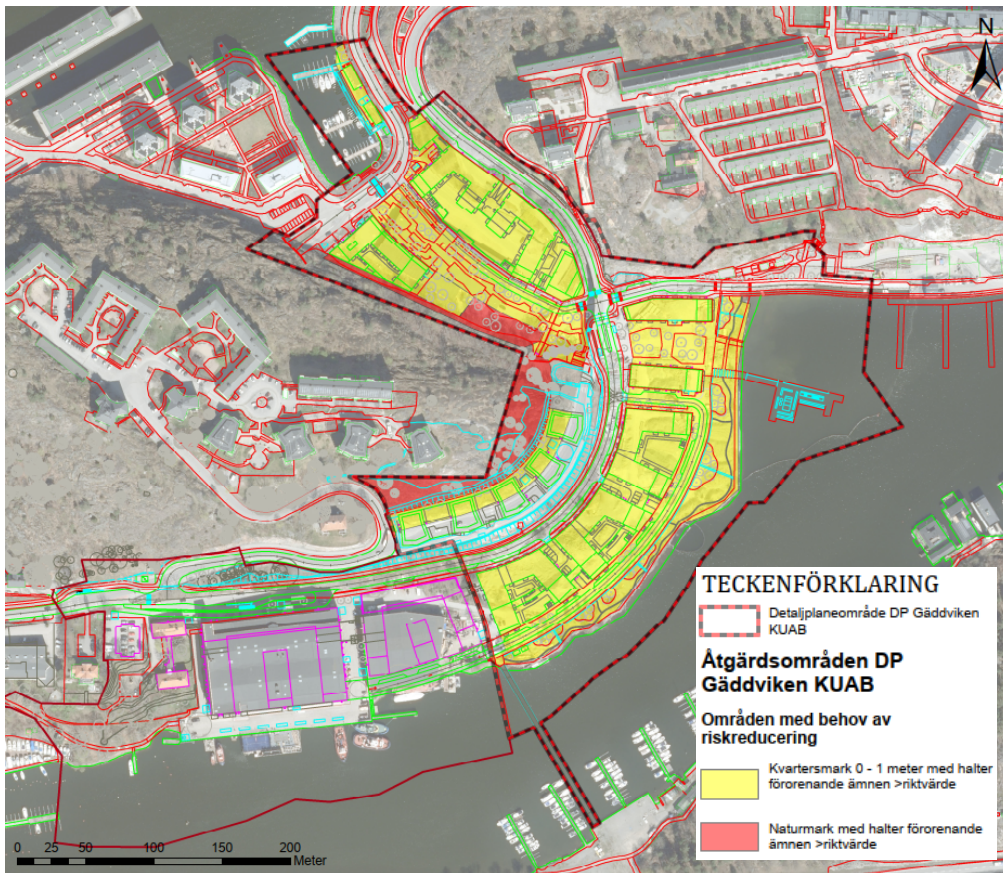
Risker för inträngning av ånga från föroreningar har också undersökts väl inom området, risker för exponering av ånga är begränsad och bedöms inte utgöra några oacceptabla risker (Wescon Miljökonsult AB, 2026). Även om halter av PAH:er påträffats i jord visar porgasmätningar på relativt låga halter. Kvicksilver i nivån 0-1 meter kan lokalt medföra risker för ånginträngning. Inom begränsade delar av området (f.d. pumphus) där olja i fri fas påvisats skulle olja kunna medföra luktproblem på sikt. Åtgärdsbehov finns där olja i fri fas förekommer.

Föroreningar har även noterats finnas i strövområden/naturmark intill DP Gäddviken och dessa risker har också beaktats och åtgärdsbehov föreligger för ytligt belägen jord i naturmarken/hällmark.

Riskbedömningen visar också att läckaget av metaller från området till ytvatten bör minska. Hur stor riskreduktion som behövs i yttlig jord är inte helt klarlagt. Att som idag använda Naturvårdsverkets generella antaganden om 100% biotillgänglighet kommer leda till en översanering för att nå åtgärds målet. Kortfattat så är det en direkt koppling mellan riktvärde för hälsa (för bly och arsenik) och biotillgängligheten. Den orala biotillgängligheten har utretts för naturmarkerna. För att definiera mätbara åtgärds mål och optimera de mätbara åtgärds målen.

För att uppfylla god bebyggd miljö kommer en riskreducerande åtgärd vara nödvändig. Riskbedömningen visar att exponering för tungmetaller från intag av jord är en oacceptabel risk samt att kvicksilver kan medföra risker för ånginträngning. Kvicksilver förekommer i fyllningsmaterialet och hör inte ihop med kisaska utan snarare kommer kvicksilver från båtbottnen färger från tidigare båtsliperi.

I dagsläget är det oklart om det sker något mätbart tillskott av arsenik, koppar, bly och järn till Svindersviken då mätningar visar på likartade halter som i Saltsjön. Däremot ses en ökning av zink i Svindersviken jämfört med Saltsjön. Provtagningar visar på högre halter zink i ytvattnet nära strandzonen jämfört med längre ut i viken vilket tyder på ett läckage av zink till ytvattnet, läckage av zink kan utgöra ett miljöproblem men inte ett hälsoproblem för människor. Av de analyserade metallerna är det endast zink som skulle kunna vara möjligt att mäta en minskning av. Övriga metaller ligger i nivå med referensmätningar i Saltsjön.



Figur 3-1 Sammanfattande karta över var riskreducerande åtgärder bör sättas in. Karta © Lantmäteriet

Ytliga massor över KM kan vara lämpliga att använda som utfyllnadsmassor i djupare nivåer eller under konstruktioner ex i väggkroppar eller under hus. Innan eventuell återanvändning av avfall skall detta förankras med tillsynsmyndighet genom anmälan om återvinning av avfall i anläggningsändamål.

## 4 Metod för åtgärdsutredningen

Utgångspunkten för åtgärdsutredningen är NV vägledning (Naturvårdsverket, 2024) och en anpassning har gjorts till det förorenade områdets förutsättningar.

### 4.1 Åtgärdsstrategi

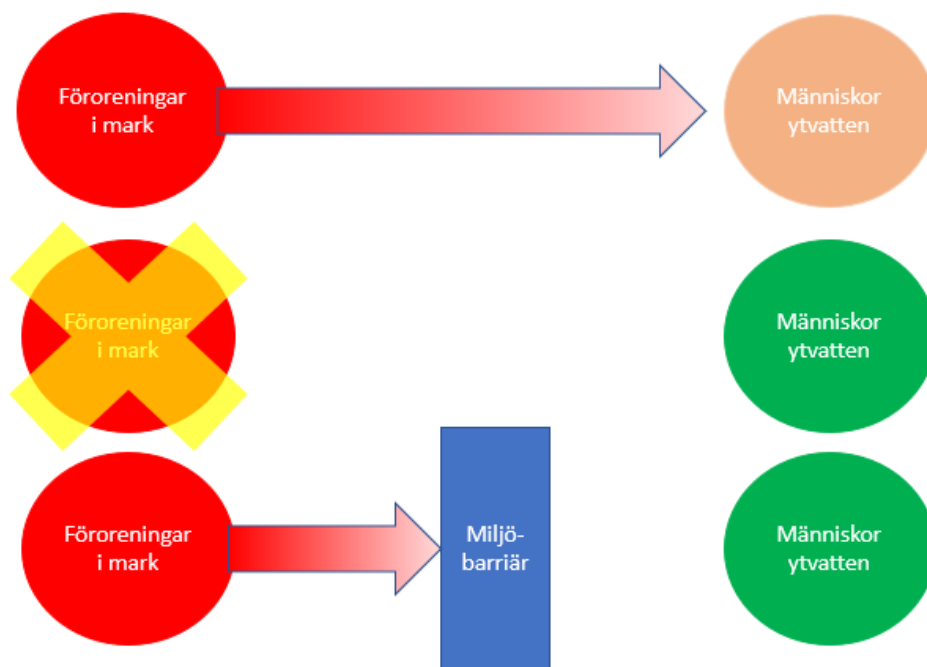
Efterbehandlingsåtgärder som är framtagna utifrån Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling, vilket bland annat innebär att:

- åtgärden ska vara permanent och av engångskaraktär

- åtgärden ska reducera riskerna i tillräcklig omfattning
- åtgärden ska vara kostnadseffektiv
- att bästa möjliga teknik bör användas
- behovet av framtida kontroller/restriktioner ska minimeras, åtgärden ska vara robust.

#### 4.1.1 Risk

För att minska risken går det att åtgärda föroreningen vid källan, under föroreningsspridning och -exponering eller vid skyddsobjektet. Förenklat kan risken upphöra om föroreningen tas bort, spridningen av föroreningar stoppas eller genom att ta bort skyddsobjektet. I Figur 4-1 åskådliggörs detta.



Figur 4-1, Inom planområdet kan risken minimeras genom att föroreningen tas bort eller att en miljöbarriär placeras mellan föroreningar och skyddsobjekten (människor och ytvatten)

De åtgärdsprinciper som finns att tillgå för att erhålla acceptabla miljö- och hälsorisker är:

- Nollalternativet: Utgångspunkten är nollalternativet, dvs att inga åtgärder görs.
- Maxalternativet: All förorening avlägsnas.
- Skyddsåtgärder: Åtgärder för att förhindra att skyddsobjekten exponeras för föroreningar och spridning av förorening sker, dessa kan finnas med olika förväntansnivåer.



- Administrativa åtgärder: Vissa restriktioner och inskränkningar i markanvändningen upprättas för att undvika att skyddsobjekten utsätts för föroreningar.

## 4.2 Urvalskriterier för genomförande

För att kunna jämföra åtgärdsalternativen har urvalskriterier arbetats fram som är aktuella för det förorenade området. Utvärderingskriterierna följer de fyra sorters kriterier som anges i (Naturvårdsverket, 2024) dvs övergripande åtgärds mål, intressenternas förutsättningar, teknisk genomförbarhet och uppnådda resultat.

### 4.2.1 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål anger vad man vill uppnå inom ett område. Målen ska utgöra en grund för riskbedömning och eventuella åtgärdsutredning. De ska i första hand ange vilken användning eller funktion ett område önskas ha efter eventuell åtgärd samt vilken störning, påverkan eller restriktioner som kan accepteras. (Naturvårdsverket, 2009 b)

Följande övergripande åtgärds mål har fastställts för området:

Det övergripande åtgärds målet för området är att föroreningar i det aktuella området inte ska innebära någon risk för människa eller miljö nu eller i framtiden.

*Människor (vuxna och barn) ska kunna bo och vistas på området utan oacceptabla risker kopplat till föroreningar.*

*Marken ska kunna stödja de ekologiska funktioner som krävs för markanvändningen.*

*Skärgårdslandskapets vegetation som har betydelse för landskapsbilden ska skyddas.*

### 4.2.2 Intressenternas förutsättningar

Markområdet DP Gäddviken har identifierats som ett möjligt område för bostadsbyggnation och behovet av bostäder bedöms av Nacka kommun som stort.

#### *Genomförandetid*

Exploatörer för DP Gäddviken har identifierat att området är attraktivt för bostadsbyggnation och behovet av bostäder bedöms av Nacka kommun som stort. Åtgärder för att möjliggöra exploatering av bostäder planeras påbörjas omgående efter planens antagande och att erforderliga tillstånd erhållits. En rimlig genomförandetid för saneringsåtgärder uppskattas till 1-2 år.

#### *Allmänna intressen*

Närområdet är planlagt för bostäder och överensstämmer med gällande detaljplans ambitioner att förtäta tätorten med bostäder så att befintlig service och kollektivtrafik kan nyttjas.

#### *Naturresurser*

Deponering av förorenade massor kräver utrymme på annan plats och återfyllning med nya massor kräver att material bryts från täkter. I syfte att minimera att ny oförstörd mark utanför staden tas i anspråk av dessa aktiviteter bör mängden massor som transporteras bort från området minimeras. Detta samverkar även med att förbrukningen av fossila bränslen bör minimeras.

De massor som avlägsnas kommer att ta upp plats någon annanstans, föroreningarna kan i huvudsak inte destrueras.

#### *Ekonomi*

Genomförande av bostadsbyggnationen är starkt beroende av åtgärdskostnaden eftersom försäljningen av bostäderna finansierar åtgärderna. Blir åtgärdskostnaderna för höga i förhållande till exploateringsgraden finns det inte något ekonomiskt incitament att genomföra planen och området exploateras inte.

#### *Långsiktighet*

Åtgärderna ska så långt möjligt vara permanenta och av engångskaraktär samt vara utformade så att behovet av framtida kontroller och restriktioner minimeras. Bästa möjliga teknik ska användas om det är miljömässigt och ekonomiskt rimligt.

#### 4.2.3 Teknisk genomförbarhet

Åtgärden ska gå att genomföra med en befintlig teknik som är robust och inte medför allt för stora tekniska- och miljömässiga risker. Det är viktigt att åtgärden inte medför allt för stora risker under genomförandet.

#### 4.2.4 Uppnådda resultat

##### *Riskreduktion*

Nivån på riskreduktion ska överensstämma med uppsatta övergripande åtgärds mål.

##### *Reduktion av föroreningsmängd*

Föroreningarna av tungmetaller inom området bryts inte ner och organiska föroreningar bryts ner mycket långsamt.

## 5 Genomgång av åtgärdsmetoder kvarteretsmark

En inledande åtgärdsutredning har utförts genom att ta fram de åtgärdsmetoder som är möjliga bland annat enligt hemsidan "Åtgärdsportalen". Där beskrivs nedanstående åtgärdsmetoder som tänkbara för den aktuella styrande föroreningen arsenik, bly koppar och zink:

- Fytosanering
- Grundvattenpumpning och behandling
- Inneslutning/barriär
- Stabilisering/solidifiering
- Deponering
- Jordtvätt

### 5.1 Avlägsna föroreningen

Åtgärdsmetoder för att avlägsna aktuella markföroreningar är:

- Reduktion av föroreningarna på plats, In situ:
  - Fytosanering
- Reduktion av föroreningarna på plats, Ex situ:
  - Jordtvätt
- Ta bort föroreningarna från platsen:
  - Schakta och transportera bort föroreningarna till deponi, eventuellt med ex-situ-behandling av massor, ex jordtvätt, för att minska den mängd massor som behöver deponeras.

#### 5.1.1 Fytosanering, In situ

Fytosanering innebär att växter planteras, t ex olika typer av gräs eller snabbväxande större träd/buskar såsom salix. Fytosanering tillämpas främst på ytligt lokaliserade jord- och ibland grundvattenföroreningar men då genom att grundvatten leds till växters rötter.

Mängden förorenade massor och koncentrationen av metaller i marken samt att metoden endast kan reducera metallmängderna i den ytligaste (ca 0,5 m) gör metoden olämplig. Åtgärdsalternativet förkastas därför redan i det inledande skedet av åtgärdsutredningen.

#### 5.1.2 Jordtvätt, Ex situ

Jordtvättning ex situ innebär att föroreningar i uppgrävda massor avskiljs med hjälp av ett antal olika processteg. I huvudsak används fysikaliska och mekaniska avskiljningsprocesser, men även lakning kan förekomma. Behandlingen utförs i

en stationär eller mobil processanläggning. Med hjälp av olika processteg separeras föroreningarna från det övriga materialet, vilket ger en mindre volym förorenat material att hantera.

Jordtvättning lämpar sig bäst för relativt homogena jordar där innehållet av lera och silt är lågt. Jorden bör heller inte ha ett alltför högt innehåll av organisk substans. Det är också viktigt att en jordtvätt ger den effekt att den tvättade jorden kan användas till något annat än att deponera. Om föroreningshalterna och riskerna med den tvättade jorden ändå är för höga, så har inte syftet uppnåtts. I det aktuella fallet med kisaska är denna matris väldigt speciell, dels är andelen finkornigt material mycket stort och kisaska har även en syrebildande förmåga vilket kan vara en försvårande omständighet vid jordstvätt. Ett av de främsta skälen att jordtvätt bedöms vara svårt att få till med bra resultat är den stora andelen finpartiklar som förekommer i kisaska. En våtsiktsanläggning som tvättar och sorterar ut finmaterial <2 mm skulle kunna minska mängden förorenad jord som behöver omhändertas. Metoden bedöms mot bakgrund av utvärderingskriterierna inte vara en lämplig med anledning av platsbrist inom området och de omfattande tekniska utmaningar som finns med att bygga upp en tillfällig vätskningsanläggning. Kisaskans partikelstorlek gör den även olämplig att tvätta. Åtgärdsalternativet förkastas därför redan i det inledande skedet av åtgärdsutredningen. Därmed är det inte uteslutet att schaktmassor kan sorteras och att delar av materialet kan vara lämpligt att behandla hos en extern mottagare med redan etablerad anläggning.

### 5.1.3 Jordtvätt, in situ

Kisaska har i andra projekt tvättats in situ för att minska utlakningen och spridningen (Naturvårdsverket 6398, 2010). Denna metod lämpas för stora volymer kisaska där vattenflödena genom askan är homogena och kanaliseringar inte bildas. Infiltrerat vatten måste kunna samlas upp och återcirkuleras i askan. Tvättvatten (vatten som cirkuleras) måste också innehålla en stor andel lösta metaller för att kunna fällas ut (renas) i en anläggning inom området. Dessa anläggningar tar relativt mycket mark i anspråk. I tidigare projekt där denna metod använts har även kisaskan varit belägen över grundvattenytan. I projekt i Falun utfördes tvättning in situ av kisaska under ca 10 år. I detta fall var kisaskan belägen ovan grundvattenytan. Inom DP Gäddviken ligger merparten av kisaskan under grundvattenytan och askan är i vissa delområden kraftigt omblandad med block. Vid hydrauliska försök visar resultat att det finns omfattande "kanaler" (kraftigt varierade vattenflöden) vilket tyder på att tvättning av kisaskan in situ kommer att misslyckas. Den stora variationen hos vattens flödes hastighet beror på varierande geologi och att kisaska är blandad med annat material som exempelvis sprängsten. Metoden bedöms med bakgrund av utvärderingskriterierna inte vara en lämplig metod. Åtgärdsalternativet förkastas därför redan i det inledande skedet av åtgärdsutredningen.

#### 5.1.4 Schaktsanering och vacuumsugning

Förorenade fyllnadsmassor kan schaktas och transporteras till deponi eller behandlingsanläggning. Åtgärder utförs till ett förbestämt åtgärdskrav vilket ofta innebär att ett riktvärde ska underskridas.

Mängden förorenade massor kan eventuellt minskas genom att massor med olika föroreningsnivå hålls isär med behandlingsklassning eller genom ex-situ behandling av massorna där massor siktas så finmaterial avskiljs från grövre material.

Schaktning av förorenade massor lämpar sig väl ovan vattennivån, schakt ovan vattennivån är enkel och medför små risker och osäkerheter. Schakt under vattennivån är däremot betydligt mer komplicerad och riskfylld. Risker och problem ökar med tilltaget schaktdjup under vatten. Schakt under vattennivå kommer medföra risker för skred/ras, stora mängder metaller kommer lösas i vatten då kisaska och vatten blandas och syresätts, pH riskerar att falla och göra vattenvolymen sur vilket ökar utlakning av metaller ytterligare. Inom området finns förorenat material ner till 10 meter under vattenytan.

Schaktning kan anpassas och utvärderas för olika förväntansnivåer. Med detta menas att olika omfattning av schaktsaneringen ger olika stor riskreducering samtidigt som det genererar olika stora kostnader. Exempelvis ger tekniska schakter för grundläggning ett visst mått av riskreduktion och kostnad. Sker ytterligare schaktarbeten ökar riskreduktionen men även kostnader. Att värdera olika ambitionsnivåer av schaktsanering ger möjlighet att hitta en väl avvägd åtgärdsnivå. De olika ambitionsnivåerna förbrukar också olika stor mängd av naturresurser för transporter, deponi och återfyllning.

För att uppnå en långsiktig riskreducering med en schaktsanering kan det vara viktigt att schaktdjup, eller att mäktigheten av massor som underskrider åtgärdsgräns, har en mäktighet som är anpassad till markanvändning och framtida underhållsarbeten. Det är också viktigt att alla ledningsstråk som planeras inom detaljplaneområdet saneras till planerad botten av ledningsstråkens projekterade djup. Detta för att underhållsarbeten av ledningar kan ske utan risker i framtiden. Dessa arbeten kan då utföras utan att schaktarbeten utförs i förorenat material, vilket förenklar. Mindre enklare byggnader har ofta en platta på mark eller på plintar. Anslutande vattenledningar och grundläggning kan då utföras ner till frostfritt djup.

## 5.2 Mot exponering och spridning

Följande åtgärder kan vidtas för skydd mot exponering och spridning av aktuella föroreningar:

- Inneslutning/barriärteknik
- Stabilisering/solidifiering

### 5.2.1 Inneslutning/barriär

Fysisk inneslutning med barriärteknik är en spridningsbegränsande metod som innebär att en förorening i jord eller sediment helt eller delvis inkapslas med lågpermeabla barriärmaterial och att exponering förhindras genom att fysiskt separera skyddsobjekten från föroreningen. Det kan vara så enkelt som att täcka över med ren jord eller annat lämpligt material. Om vattengenomströmningar ska minskas kan exempelvis bentonit eller plastmembran användas. Därmed förhindras kontakt med förorening och spridning av föroreningarna reduceras i stor utsträckning.

Metoden används ofta då föroreningen inte går att avlägsna, t ex av tekniska, ekonomiska eller ibland även av miljömässiga skäl. Metoden är en möjlig åtgärd för DP Gäddviken och i synnerhet för de förorenade massorna som är belägna djupare ner, under grundvattennivån eller havsytan.

Barriärer är en metod som ofta används för sluttäckning av deponier. Tekniken med täckning med olika material är väl beprövad och vedertagen. Miljöbalken skiljer på förorenade områden och deponier. De nyare deponierna omfattas av särskilda regler bland annat om krav på sluttäckning och bottentätning. Det aktuella området är utfyllt inte att betrakta som en deponi. Principerna för och kunskap om sluttäckning och åtgärder för att minska risker kopplade till deponier har dock använts vid bedömning av lämpliga åtgärder för det aktuella området.

Litteraturstudier har visat att det mest lämpliga barriärmaterial har varit bentonitbaserade tätskikt då dukar och membran har tekniska begränsningar vad gäller möjligheten att placera dessa över stora ytor under vatten. Många geomembran är också helt täta vilket inte möjliggör någon transport av vatten, vilket kan utgöra geotekniska risker då vattentryck innanför duken blir större än utanför vilket kan leda till ökade skredrisker. Plastmembran har vissa nackdelar jämfört med bentonitblandningar exempelvis dess begränsade elasticitet i jämförelse med bentonit. Dessutom är det svårt att placera dessa plastmembran och svetsa dessa skarvar under vatten. Membranen blir också relativt "hala" vilket innebär problem med återfyllning på membranet i slänter mot och under vatten.

Bentonit kan appliceras i form av dukar och skapar ofta relativt tunt bentonitlager på om ca 2–5 cm. Stabiliteten i slänter ökar inte tillräckligt mycket för att kunna uppnå en tillräckligt god stabilitet.

Bentonitmaterial (pulver och traditionella pellets) har också en del begränsningar. Om bentonit tillförs som pellets riskerar dessa att lösa upp allt för snabbt och sköljas bort av vattenströmmar innan de når avsedd plats i slänt och på botten. Bentonitpulver blandas ofta med stensmjöl för att skapa täta barriärer men dessa fungerar inte att placera ut på botten av samma anledning som traditionella bentonitpellets. Däremot finns "pellets" (AquaBlok) som består av bentonit blandat med ett lim (Limmet används i livsmedelsprodukter och är ofarligt för människa och miljö). Bentonit kan alltså limmas fast på en sten/grus

och limmets egenskaper gör att bentoniten är fastlagd på gruskornet under en viss tid även vid kontakt med vatten. Produkten är utvecklad för att skapa barriärer under vattenytan. I kontakt med vatten sväller sedan bentoniten under 24 timmar då limmet löses upp. Produkten dubblar sin volym och bildar en lermatris med låg vattengenomsläpplighet. Det finns projekt där detta material placerats på stora djup, över 100 meter, utan att bentonit spolats bort under färden genom vattenmassan. Dessa egenskaper passar mycket väl för att skapa en barriär inom området och framför allt under vatten.

Tester på olika typer av produkter från AquaBlok har utförts för att utreda om produkten har de sorberande samt pH-buffrande egenskaper som behövs för att skapa en långsiktig barriär inom DP Gäddviken. Det vill säga om surt vatten som kan komma i kontakt med barriären påverkar barriärens funktion samt vilken möjlighet barriären har att fastlägga metaller som kan komma att transporteras med vatten in i barriären. Försöken visar att pH-buffring och fastläggning av metaller sker mycket snabbt, fastläggning sker redan i bentonitens/barriärens första mm. Detta sker främst då det snabbt sker en pH-justering och därmed utfällning och fastläggning. Surt metallhaltigt vatten fick i tre månader försöka tränga igenom barriären. Efter tre månader kunde inte någon mätbar genomträngning av barriären noteras, barriärens tjocklek var endast 2 mm bred. I bifogad PM har materialets kemiska beständighet utretts se vidare i Bilaga 1

Täckning av sediment görs genom en geotextil som överlagras av sand och grus. Föroreningar i sediment kapslas på så sätt in och kan inte spridas till ytvatten. Sand- och grusmaterialet blir ny botten där etablering av bottenflora och fauna är möjlig.

### 5.2.2 Stabilisering/solidifiering

Med solidifiering menas att föroreningen inkapslas i material med låg permeabilitet, t.ex. betong/cement eller bentonit. Vid solidifiering påverkas i regel inte föroreningens kemiska form eller sammansättning. I stället begränsas vattnets möjlighet att röra sig genom föroreningen. Vid stabilisering tillsätts additiv som reagerar kemiskt med föroreningen, så att dess laknings- och spridningsbenägenhet reduceras, utan att det förorenade materialet kapslas in. Stabilisering och solidifiering kan tillämpas både in situ och på uppgrävda massor.

Åtgärdsmetoden är väl beprövad för sediment och leror men oprövad vad gäller kisaska. Kisaska har i tidigare projekt blandats med pH-justerande material som t ex kalkblandning för att minska materialet lakbarhet. Detta har främst utförts på torra massor där massor schaktats upp och mekaniskt omblandats.

Stabiliserings- och solidifieringsförsök har utförts på material från området. I fem olika försöksblandningar utvärderades lakningsförmågan. Försöket omfattade stabilisering och solidifiering med cement och aska och utvärderades av Ramböll (Ramböll, 2010-02-22). Även blandningar/stabiliseringsförsök av askor och svavelsyra har utförts av NOHA vid deras anläggning vid Langöya. Resultat från

NOHA visar att det går att stabilisera kisaska för att kunna deponera materialet i NOHA:s deponi för farligt avfall<sup>1</sup>.

I flera av Rambölls stabiliseringsförsök noterades en ökad lakning av arsenik, bly, koppar och krom. Stabiliseringsförsök på extern anläggning (NOHA) har visats uppfylla kravet avseende lakbarhet för att kunna deponeras. Detta pekar på att en in situ stabilisering måste ske med annat material än det som använts i Rambölls försök då dessa ökade utlakningen. Det är en överhängande risk att ökad utlakning vid in-situ stabilisering kommer att uppstå vilket kan få allvarliga miljökonsekvenser. Dessutom finns det stora problem i utförandet att kunna injektera/blanda stabiliseringsmedlet i massorna. Detta då stora stenar, betong eller trästockar förekommer i fyllningen som ska behandlas. En större mängd material måste därmed schaktas undan innan eventuell stabilisering kan påbörjas. Att tillgodose en homogen och kontrollerad blandning samt att undvika lokal utlakning av metaller till vatten bedöms i dagsläget inte kunna uppnås. Metoden bedöms mot bakgrund av utvärderingskriterierna inte vara lämplig. Åtgärdsalternativet förkastas därför redan i det inledande skedet av åtgärdsutredningen.

För sedimenten har försök visat på att stabilisering är möjlig att genomföra trots ett visst innehåll av kisaska och stabiliserat sediment uppfyller önskade stabilitetskrav (ITERIO, 2019-08-26). Vid genomförandet av stabilisering av sediment finns behov av skyddsåtgärder för att minska risken för spridning av förorenat sediment samt även hantera risker för att eventuella metaller kan gå i lösning. Stabilisering av sediment bedöms alltså vara en möjlig åtgärd för sediment. Eftersom stabiliseringsförsök preliminärt visar på lovande resultat bedöms stabilisering vara att föredra i stället för muddring av lösa sediment.

### 5.3 Administrativa restriktioner

Administrativa restriktioner syftar till att begränsa hur marken får användas. Det kan göras genom information, förbud, kontroller och restriktioner. Metoden används i de fall föroreningarna inte kan åtgärdas helt eller delvis. Föroreningen antecknas då i Lantmäteriets fastighetsregister. Tillsynsmyndigheten för föroreningen kan begära att få informationen noterad i fastighetsbokens inskrivningsdel. Informationen följer då fastigheten även vid ett eventuellt ägarbyte.

Detaljplanen begränsar och anpassar markanvändningen så att människor och miljö skyddas. Föroreningssituationen dokumenteras i myndigheternas databas över förorenade områden. Vid omfattande förändringar av markanvändningen krävs en förändrad detaljplan, vilket gör att frågan om föroreningar aktualiseras igen om den förändrade markanvändningen kan medföra förändrade spridnings-

<sup>1</sup> Kristian Peders NOAH, e-post, 2017-02-14



eller exponeringsförutsättningar. Vid arbeten på området som kan medföra miljö- eller hälsorisker på grund av föroreningarna måste tillsynsmyndigheten kontaktas.

Administrativa restriktioner bedöms inte som enda åtgärd vara lämplig. Däremot fungerar det i kombination med flera av åtgärdsalternativen som identifierats som möjliga inom aktuellt område.

## 6 Genomgång av åtgärdsmetoder naturmark

### 6.1.1 Fytosanering, In situ

Fytosanering innebär att växter planteras, t ex olika typer av gräs eller snabbväxande större träd/buskar såsom salix. Fytosanering tillämpas främst på ytligt lokaliserade jord- och grundvattenföroreningar. Åtgärden medför att nuvarande växtlighet och naturvärden kan gå förlorade.

Åtgärden har i viss mån pågått under lång tid och halter av metaller där växter finns har minskat genom att nytt organiskt material tillförs markytan och bryts ned. Om mer "ren" jord tillförs kommer föroreningshalterna att minska. Den totala mängden föroreningar kvarstår men koncentrationen minskar och då även risken för människor som exponeras för jorden.

För bergytor förekommer det ingen nybildning av jord. På berget växer endast lavar och mossa vilka inte bidrar till något naturligt tillskott av ny jord. Halter av föroreningar är fortfarande hög.

Det är inte rimligt att kunna utföra någon funktionell fytosanering av berg. Åtgärdstiden är lång för fytosanering. Åtgärdsalternativet är ej lämpligt för berg men skulle kunna utföras på ytor där det idag växer gräs/buskar och träd. Dock medför åtgärden att andra arter än vad som idag växer här kan behöva etableras vilket då kan äventyra nuvarande naturvärden.

### 6.1.2 Jordtvätt, Ex situ

Jordtvättning ex situ innebär att föroreningar i uppgrävda massor avskiljs med hjälp av ett antal olika processteg. I huvudsak används fysikaliska och mekaniska avskiljningsprocesser, men även lakning kan förekomma. Behandlingen utförs i en stationär eller mobil processanläggning. Med hjälp av olika processteg separeras föroreningarna från det övriga materialet, vilket ger en mindre volym förorenat material att hantera.

Jordtvättning lämpar sig bäst för relativt homogena jordar där innehållet av lera, organiskt material och växtdelar är lågt. Det förorenade materialet inom området

innehåller en stor mängd organiskt material och finpartiklar och bedöms ej lämpligt för jordtvätt. Detta alternativ utreds därmed inte närmare.

### 6.1.3 Schaktsanering /vacuumsugning

Förorenade fyllnadsmassor föreslås schaktas och transporteras till deponi eller behandlingsanläggning. Detta kommer ske med de massor som omfattas av anläggningsarbeten inom planområdet.

Mängden förorenade massor kan minskas genom att massor med olika föroreningsnivå hålls isär med behandlingsklassning eller genom ex-situ behandling av massorna där massor siktas så finmaterial avskiljs från grövre material.

Jorrdjupet är inom många områden mycket litet och schaktarbeten kommer inte kunna utföras vid t ex berghällar för att avlägsna det förorenade damm som förekommer i sprickor och på berget. Här kan med fördel vacuumsugning användas för att "dammsuga" upp föroreningar. Detta har tidigare skett vid delar av Finnberget.

För åtgärd i naturmarker kan schaktarbeten medföra att naturvärden går förlorade. En skonsammare metod är vacuumsugning då endast den ytligaste delen (ca 10 cm) av jorden avlägsnas och där med kan träd och buskar bevaras. Även på hållmarker med kala berg är vacuumsugning effektivt för att avlägsna damm på berg som innehåller för höga halter av föroreningar.

## 6.2 Skydd mot exponering och spridning

Följande åtgärder kan vidtas för skydd mot exponering och spridning av aktuella föroreningar:

- Inneslutning genom övertäckning för att minska risker avseende intag av jord
- Stabilisering/solidifiering
- Administrativa åtgärder

### 6.2.1 Inneslutning/barriär

Fysisk inneslutning med barriärteknik är metod som innebär att en förorening i jord helt eller delvis kapslas in med rena massor för att fysiskt separera skyddsobjekten (människor) från föroreningen. I detta fall skulle en övertäckning vara tunn och syfta till att täcka de den översta delen av de magra jordarna som finns i området. Det kan vara att täcka över med ren jord. Genom att placera en barriär över förorenad jord erhålls ett skyddsskikt mot exponering och risker för människor blir mindre då exponeringen av rena jordar och partiklar ökar och exponeringen för de förorenade partiklarna minskar. För det aktuella fallet kan

inte tjocka jordlager påföras utan att det förstör naturmiljön eller träd som växer på området.

### 6.2.2 Stabilisering

Vid stabilisering tillsätts additiv som reagerar kemiskt med föroeningen så att dess laknings- och spridningsbenägenhet reduceras, ofta så bildas starkare komplexbindningar till partiklar. Det kan göras utan att det förorenade materialet kapslas in. Stabilisering och solidifiering kan tillämpas både in situ och på uppgrävda massor.

För att detta ska vara en användbar metod måste en stabilisering leda till att t ex bly och arsenik bildar så pass starka bindningar att de blir mindre benägna att tas upp i människokroppen, d v s att föroreningarnas biotillgänglighet minskar. Wescon har utförts försök att på bly- och arsenikförorenad jord och noterat betydande reduktion av lakning. Det är däremot inte utrett hur lakning förändras vid låga pH (ca 1,5-2). Idag bedöms den begränsade information kring bly och möjlighet att reducera oral biotillgänglighet som allt för begränsad för att vara en rimlig åtgärd. För arsenik finns det studier som visar att biotillgänglighet kan reduceras. Då bly är dimensionerade för risker krävs omfattande utredningsarbeten för att klargöra eventuell riskreducering.

### 6.2.3 Administrativa åtgärder

Administrativa åtgärder innebär restriktioner som syftar till att begränsa hur marken får användas. Det kan göras genom information, förbud, kontroller och restriktioner. Metoden används i de fall föroreningarna inte kan åtgärdas helt eller delvis. I detta fall genomförs åtgärdsutredningen som ett underlag för en förändring av detaljplan för bostadsändamål, varför administrativa restriktioner inte bedöms som en lämplig åtgärd.

## 7 Identifiering av åtgärdsalternativ för kvarteretsmark

Vid genomgången av åtgärdsmetoder har schakt och inneslutning/barriär identifierats som möjliga. Området är komplext och därav kommer flera olika åtgärdsmetoder att kombineras. Kombinationer av åtgärdsmetoder har identifierats som möjliga åtgärdsalternativ inom det aktuella området.

### 7.1 Nollalternativet

Nollalternativet innebär att ingen detaljplan genomförs och inga bostäder uppförs. Inga efterbehandlingsåtgärder av förorenad mark inom området eller av

sediment i Svindersviken kommer att genomföras, vilket innebär att föroreningar inom området lämnas orörda. Detta innebär att långsiktiga miljö- och hälsorisker består. Det är främst kopplat till spridning av föroreningar till ytvatten samt för människor med betydande vistelsetid inom området.

Trots att denna detaljplan inte genomförs kan genomförande av omkringliggande kommande detaljplaner medföra att området nyttjas mer frekvent genom att fler tillfälligt vistas inom området. Genom att låta delar av området, längs med Svindersviken och på Finnberget, fortsatt vara stängslat för allmänheten minskar dock sannolikheten att människor exponeras för föroreningar. Om detaljplanen inte genomförs kommer området sannolikt att i framtiden fortsätta att bestå av en blandning av äldre industrimark och delvis outnyttjad mark.

Om sedimenten inte åtgärdas skulle det kunna leda till fortsatt negativ miljöpåverkan på det akvatiska livet i Svindersviken och de närliggande marina ekosystemen.

Nollalternativet innebär dock att stabilitetshöjande åtgärder behöver utföras. Detta för att säkra slänten mot Svindersviken då stabiliteten inte är erforderlig med nuvarande markanvändning. Behov av åtgärder så som tryckbankar och djupstabilisering i Svindersviken föreligger därmed även i nollalternativet.

För en förståelse för nollalternativets utformning har ansvaret för föroreningarna inom området utretts. KUAB är inte ansvariga för att åtgärda föroreningar utöver de åtgärder som omfattas av rollen som exploatör. Om inte området exploateras tillfaller ansvaret för åtgärder staten, (Foyen Advokatfirma, 2017). Dock har KUAB haft ett ansvar som fastighetsägare att utreda föreningssituationen vilket denna utredning är ett resultat av. Miljö- och stadsbyggnadsnämnden har dessutom ställt krav på utredning av åtgärder för att minska spridning av föroreningar från kisaska i området. (§ 677, 2017-10-04)

## 7.2 Alternativ 2a - 2c

Åtgärdsalternativet omfattar en kombination av schaktarbeten inom kvartersmark för anläggning av vägar, byggnader, VA-ledningar samt miljöbarriärer och täckning av delar av sediment. Samtliga alternativ omfattar teknisk schakt och vacuumsugning av delar av naturmarken:

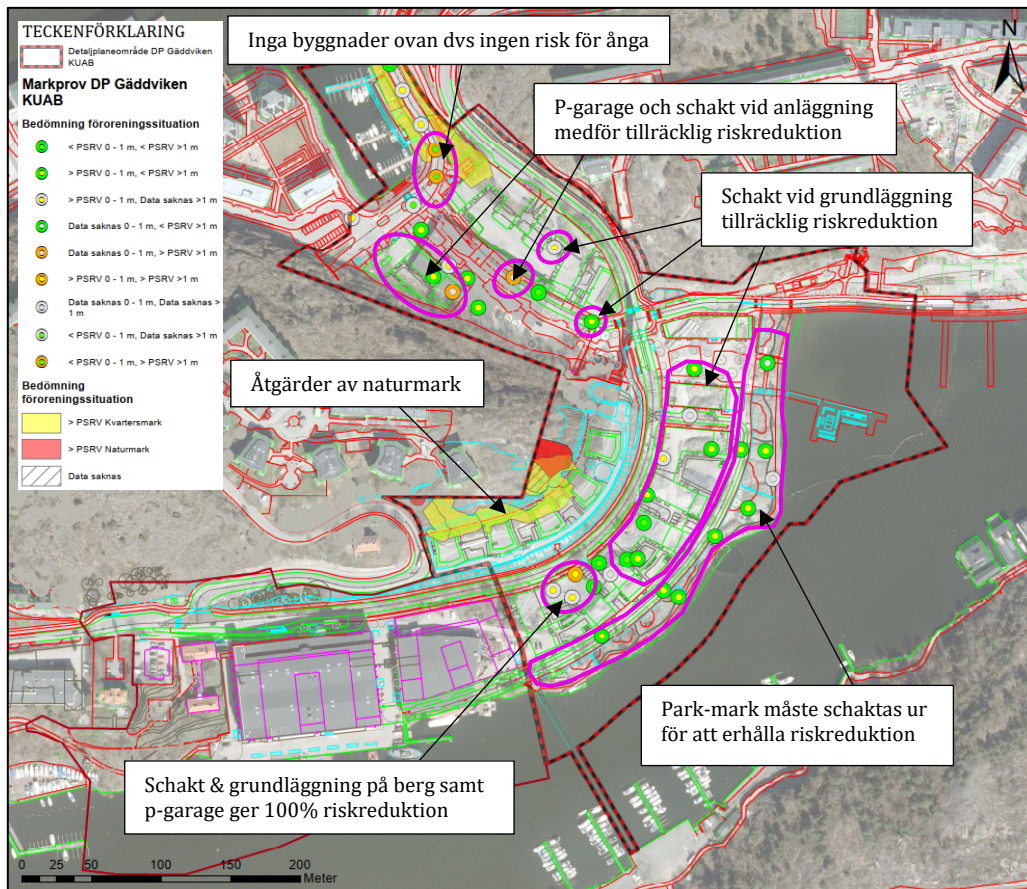
- Alternativ 2c motsvarar i enbart en teknisk schakt vid anläggning av bostäder/park mm med en genomsnittlig avschaktning av parkområden nära vatten med ca 0,5 meter.
- Alternativ 2b motsvarar i teknisk schakt vid anläggning av bostäder men med en genomsnittlig avschaktning av parkområden nära vatten med ca 1,5 meter.
- Alternativ 2a motsvarar i teknisk schakt vid anläggning av bostäder men med en genomsnittlig avschaktning av parkområden ner till och med grundvattenytan dvs ca 3 meter från dagens nivå.

Av föreslagen illustrationsplan kommer inga bostadsutrymmen att anläggas i bottenplan där åtgärdsbehov med avseende på ånginträngning finns. Nästan samtliga byggnader har garage om minst 1 plan under bostadsutrymmen. I Figur 7-1 redovisas vilka byggnader som kommer sakna parkeringsgarage. I byggnader markerade med orange färg kommer butiker/verksamheter att inhysas. I byggnad/område markerad med grönt ställs högre krav på låg halt av flyktiga markföroreningar som kan avgå i gasform. I dag finns inget åtgärdsbehov då förskolan med tillhörande förskolegård kommer ligga ovanpå parkeringsgarage.

De ytor där olja och eller PAH:er tidigare påträffats medför inga hälsorisker med avseende på inträngning av ånga utifrån gällande illustrationsplan. Antingen placeras inga hus ovan denna förorening eller så anläggs minst en våning garage mellan mark och bostadsutrymmen. Olja i fri fas kommer och bör åtgärdas av andra risker än hälsorisker, oljan som påträffats är inte flyktig.



Figur 7-1 Illustrationsplan DP Gäddviken där kvarter utan underliggande parkeringsgaraget har markerats med orange färg, grön markering visar förskolan.



Figur 7-2 Byggnaders placering samt övergripande åtgärder som sammanfaller med anläggningsarbeten.

### 7.2.1 Miljöbarriärer

Utifrån avsnitt 5.2.1 där olika inneslutningar och barriärer bedömdes som lämpliga åtgärdsmetoder har fem olika miljöbarriärerna identifierats:

- Urschaktning av förorenad jord och därefter placeras geotextil samt färgglatt miljönät i schaktbotten innan fyllnadsmassor som klarar åtgärds mål återförs i schakten. Dessa massor fungerar som en barriär för att skydda boende och arbetare vid framtida markarbeten. Miljönät och geotextil visar tydligt var gränsen mellan rena och förorenade massor går. Dessa åtgärder sker i schakt vid byggnader, vägar, ledningsschakter, dagvattenpark, VA-schakt samt parkmark mot vattnet.
- Miljöbarriär placeras i strandlinjen för att förhindra att föroreningar i marken sprids till ytvattnet.
- Sedimenten täcks av geotekniska skäl med tryckbankar för att öka stabiliteten på land medför även spridningen av föroreningar. Sediment planeras att täckas med geotextil, krossmaterial samt möjligen ytskikt av material som främjar återetablering av bottenlevande arter (om möjligt/lämpligt).

- Täckning av sediment där markstabilisering sker . Innan markstabilisering genomförs täcks sediment med sand/grus samt järngranulat för att skapa en reducerad miljö som skyddsåtgärd. Markstabiliseringen och täckningen ovan fungerar som en barriär för spridning av föroreningar.
- Täckning av sediment för att förhindra kontakt av förorenade sediment vid flytbrygga. Sediment planeras att täckas med geotextil, följt av ett tunnare skikt krossmaterial samt möjligen ytskikt av material som främjar återetablering av bottenlevande arter (om möjligt/lämpligt).

### 7.2.2 Administrativa åtgärder

En anpassning av detaljplanens utformning har utförts under projektets gång. Områden för bostadsändamål har lokaliserats till områden där stora mängder kisaska inte förekommer och i stället har parkmark placerats i dessa områden. Det innebär att även administrativa restriktioner kombineras med andra åtgärdsmetoder.

Syftet är att bostadshus i så liten utsträckning som möjligt ska grundläggas på fyllnadsmassor med allt för stor andel kisaska utan enbart i fyllnadsmassor som har inslag av kisaska.

### 7.2.3 Förväntansnivåer av schakt

Momentet med schakt av förorenade massor har beräknats för tre olika nivåer och därefter kombinerats med de andra miljöbarriärerna enligt A-C nedan. De föreslagna schaktnivåerna är ett mått på mäktigheten av jordmassor som underskrider åtgärdsgränser. Dvs det kan innebära att massor enbart behöver påföras inom vissa områden medens det i andra är både en schakt samt en återfyllning.

Schakt innebär att förorenade massor tas bort och ersätts med nya massor. Det skapar ett skydd mot att människor exponeras för föroreningar. Dels för att föroreningar tas bort och för att de kvarvarande föroreningarna täcks med ett skyddande lager. De olika förväntansnivåerna innebär olika djup schakt, cirka 3 meter, cirka 1,5 meter och cirka 0,5 meter.

### 7.2.4 Åtgärdsalternativ med kombination av metoder

- A. Inkapsling av massor samt schakt ner till vattenytan (cirka 3 meter) för att uppnå skydd mot exponering, upprättandet av barriär, stabilisering av delar av sediment och täckning av sediment inom området där tryckbankar anläggs. Anpassning av bostadskvarter och parkmark utifrån föreningsituation.
- B. Inkapsling av massor samt reducerad schakt (cirka 1,5 meter) för att uppnå skydd mot exponering, upprättandet av barriär, stabilisering av delar av sediment och täckning av sediment inom området där tryckbankar anläggs. Anpassning av bostadskvarter och parkmark utifrån föreningsituation
- C. Inkapsling av massor samt minimerad schakt (cirka 0,5 meter) för att uppnå skydd mot exponering, upprättandet av barriär, stabilisering av delar av

sediment och täckning av sediment inom området där tryckbankar anläggs.  
Anpassning av bostadskvarter och parkmark utifrån föreningsituation

### 7.3 Max-alternativ (schakt)

Max-alternativet innebär att avlägsna all förorening, förbehandling och deponering via schakt och muddring samt återfyllning. Då kisaska förekommer ned till stort djup kan problem såsom följande uppstå:

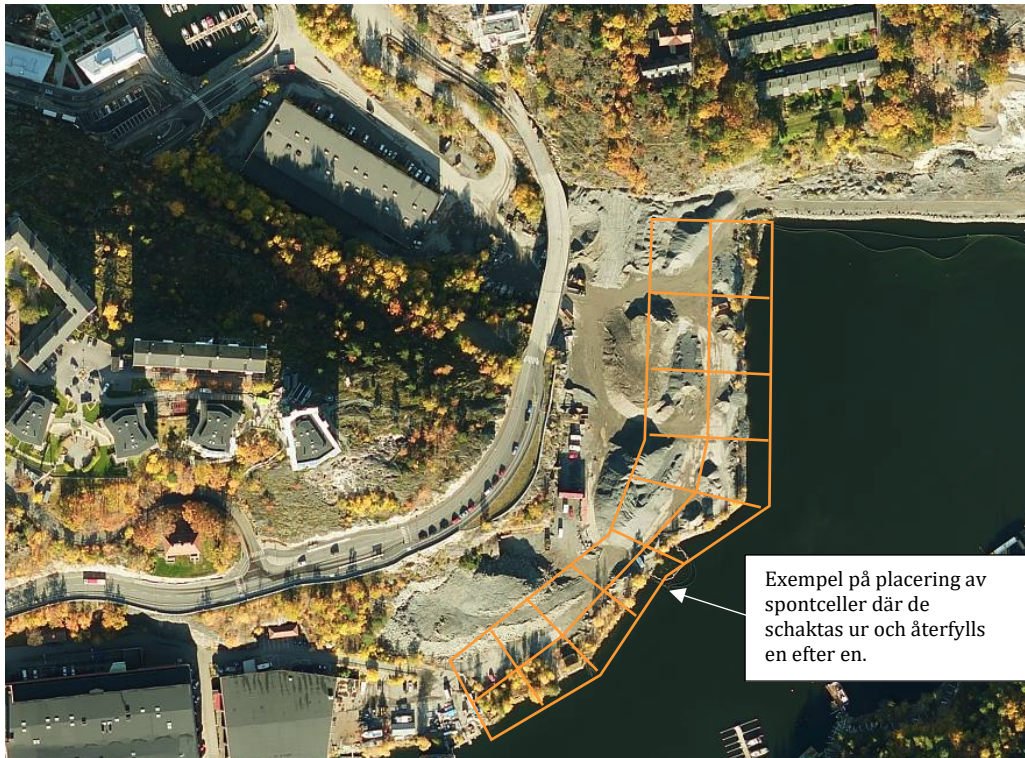
- Stabilitetsproblem (lös lera, skredrisk)
- Utlakning av stora mängder metaller till vatten (spridning)
- Tidskrävande
- Ökade kostnader

Önskvärt skulle vara att kunna uppföra en konstruktion som kan hålla undan vatten från hela området på en gång. Så att alla massor kan schaktas ur utan inträngande vatten. Det är dock inte rimligt att uppföra dels på grund av lerans dåliga stabilitet vilket gör det mycket osäkert om konstruktionen kommer hålla samt extremt höga kostnader.

En sådan konstruktion skulle vara likt en dammkonstruktion som förankras i berg. Avstånd till berg är upp till 28 meter. Detta gör att en "dammkonstruktion" skulle vara upp till 30 meter djup/hög och ca 450 meter lång för att kunna anslutas till berg på båda sidor om viken. En sådan konstruktion skulle medföra orimliga kostnader samtidigt som det är oklart om det skulle fungera. I dag är det inte heller möjligt att uppföra en sådan konstruktion inom fastigheten utan att andra intilliggande fastigheter berörs av en sådan konstruktion. För att hålla undan vatten som strömmar in från Finnboda sidan skulle även denna del spärras av med en konstruktion som förankras i berg. Därför omnämns inga sådana alternativ vidare i denna åtgärdsutredning.

Den enda möjliga metoden för att avlägsna samtliga förorenade massor utan oacceptabla risker för skred och spridning till ytvatten bedöms vara schaktning ur spontceller, se Figur 7-3. Med tanke på den dåliga stabiliteten idag kommer dessa celler sannolikt att vara små och det är troligt att flera av dessa celler kommer behöva bestå av borrarad rörspont. Merparten av området har en geoteknik som innebär dålig drivbarhet av stålspont, det finns mycket block som förhindrar sponten att nå fast botten. Borrarad rörspont är dyr och tidskrävande att installera. Metoden med spontade celler bedöms vara det mest rimliga för max-alternativet.





Figur 7-3, Ett exempel på lösning med spontceller som schaktas ur och återfylls var för sig

I dag är det oklart vilka kostnader det medför att uppföra spontceller ner till fast berg och schakta ur den "rutan" tills rena jordmassor påträffas. Det är oklart hur många förstärkningar som behövs för att få spanten ska vara stabil. En uppskattning är att ca 17 000 m<sup>2</sup> av området skulle behövas spantas i mindre celler för att kunna schaktas ur och återfyllas innan övriga ytor bakom kan schaktas. Detta ger en uppskattad spontlängd om ca 1-1,3 km kan behövs för att dela in området i 18 celler. Varje cell beräknas till 900 m<sup>2</sup> och en spontarea om 19 500 m<sup>2</sup> med ett medeldjup om 15 meter. Kostnaden för spont skiljer sig om det är borrard rörspont eller slagen stålspont. Ett medelpris har antagits om 4 500 kr/m<sup>2</sup> vilket ger en uppskattad kostnad om ca 90 000 000 kronor. Om mindre celler behövs exempelvis 450 m<sup>2</sup>/st blir kostnaden den dubbla. De massor som schaktas upp under vattenytan kommer vara i behov av avvattning/förbehandling innan vidare transport till mottagningsanläggning. Åtgärdsalternativet kommer att innebära tekniska svårigheter och åtgärdskostnaderna är enbart för spanten, därtill kommer kostnader för schakt, deponering, vattenhantering med mera.

## 8 Identifiering av åtgärdsalternativ för naturmark

### 8.1 Nollalternativ

Om detaljplanen för Gäddviken inte genomförs, kommer ingen åtgärd att utföras (nollalternativet) och områdets användning kommer fortsätta i sin nuvarande regi, vilket innebär att obebyggd naturmark med ströv- och rekreationsområden består.

För området finns platsspecifika riktvärden beräknade, (Wescon Miljökonsult AB, 2024). För de platsspecifika riktvärdena antas det ske 160 besök per person och år (besök som vara ett antal timmar).

Delar av naturmarken uppvisar halter av metaller över de beräknade platsspecifika riktvärdena och det kan därmed innebära en hälsorisk om områdena besöks färre än 160 gånger per år. Vid tidigare riskbedömning av Naturmarker (Wescon Miljökonsult AB, 2021) har det dock bedömts att den totala risken som närboende kan utsättas för vid besök i naturmarker är acceptabel. Detta med undantag för de delar av Finnsberget (söder om BRF Saltsjöhöjden) vilka tidigare stängslats in i väntan på åtgärd.

Om inga bostäder anläggs inom detaljplaneområdet kommer antalet områdesbesök att vara betydligt färre, men besök kommer ändå att förekomma. Området skulle fortsatt användas som ströv- och rekreationsområde och har, med sitt något avlägsna läge från bostäder, bedömts utgöra en acceptabel risk.

Det bedöms att planen inte kan utföras utan att området åtgärdas, nollalternativet, då en förändrad markanvändning förväntas ge en större exponering och därmed en högre risk.

En utebliven åtgärd genom nollalternativet skulle däremot innebära att samtliga naturvärden på platsen och det betydelsefulla ekologiska spridningssambanden, för platsen, bevaras.

### 8.2 Alternativ 1

Åtgärd av alla ytor inom detaljplaneområdet till platsspecifika riktvärden (PSRV) för naturmark. Träd, buskar och markskikt avlägsnas helt där halter är över platsspecifika riktvärden (PSRV). 3 800 m<sup>2</sup> naturmark har ett åtgärdsbehov och kostnader har i tidigare liknade åtgärder på Kvarnholmen kostat 1 300 – 1 800 kr/m<sup>2</sup> vilket ge en kostnad om ca 5, 5 – 7 Mkr. Uppskattningarna är baserade på kostnader från 2021.

### 8.3 Alternativ 2

Detta alternativ fokuserar på att avlägsna damm och partiklar från berghällar. Anledningen är att högst halter uppmätts i bergdamm samt att damm på berg är lättåtkomligt. Områden där gräs, buska och träd finns är halter lägre samt att det förorenade materialet till större utsträckning täcks av tunn vegetation.

Utföra vacuumsugning av jord/damm på berg samt att återföra nytt jord/sandmaterial på berghällar för att underlätta återetablering av växter.

Alternativet medför att merparten av naturvärden kan bevaras och större hänsyn tas till intressen som, ekonomi och landskapsbild. Om berghällar åtgärdas, vilket bedöms utgöra ca 50 % av. Kostnader för berghällar är ca 1 000 – 1300 kr/m<sup>2</sup> vilket ger en summa om 1,4 – 2 Mkr. Uppskattningarna är baserade på kostnader från 2021.

## 9 Alternativanalys steg 1 Naturmark

Här jämförs de identifierade åtgärdsalternativen mot de angivna utvärderingskriterierna. De åtgärdsalternativ som klarar kriterierna går sedan vidare till steg 2 i alternativanalysen. Bedömning av hur respektive åtgärdsalternativ uppfyller de olika urvalskriterierna finns i Tabell 9-1.

Tabell 9-1, Bedömning av åtgärdsalternativen utifrån urvalskriterierna

Alternativ	Alternativ 1 0-alternativ föroreningarna lämnas kvar med befintliga risker	Alternativ 2 Inkapsling Schakt barriär Stabilisering/täckning av sediment Anpassning bostäder/kvarter			Alternativ 3 Max-alternativ Schakt, all förorening avlägsnas förbehandling deponering muddring återfyllning
		2a schakt till vattenyta 3 m	2b reducera d schakt 1,5 m	2c minimerad schakt 0,5 m	
<b>A. Åtgärds mål</b>					
Risk för hälsa och miljö nu eller i framtiden	Ja, risker kvarstår	Nej, risker åtgärdas	Nej, risker åtgärdas	Ja, vissa risker kvarstår	Nej, risker åtgärdas
Bo och vistas utan oacceptabla hälsorisker	Nej, risker kvarstår	Ja, risker åtgärdas	Ja, risker åtgärdas	Ja, risker åtgärdas	Ja, risker åtgärdas
Kvarlämnad förorening kan medföra hälsorisker vid framtida underhållsarbeten	Ja, risker kvarstår	Nej, risker åtgärdas	Nej, risker åtgärdas	Ja, vissa risker kvarstår	Nej, risker åtgärdas

	<b>Alternativ 1</b> <b>0-alternativ</b> föroreningarna lämnas kvar med befintliga risker	<b>Alternativ 2</b> <b>Inkapsling Schakt barriär</b> <b>Stabilisering/täckning av</b> <b>sediment</b> <b>Anpassning bostäder/kvarter</b>			<b>Alternativ 3</b> <b>Max-alternativ</b> Schakt, all förorening avlägsnas förbehandling deponering muddring återfyllning
Kvarlämnad förorening möjliggör planerad markanvändning	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja
Minskad spridning till ytvatten	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja
<b>B. Intressen</b>					
Genomförandetid	0 år	5 år	3 år	1 år	Nej
Allmänna intressen	Nej	Nej	Delvis	Ja	Ja
Förbrukning av naturresurser	Nära ingen	Stor	Medelstor	Liten	Mycket stor
Kostnad	0	450	149	105	M kr
Långsiktighet	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja
<b>C Genomförbarhet</b>					
Tekniskt möjligt	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej främst på stabilitetskäl och möjlighet till transporter och avsättning av allt material
<b>D Måluppfyllelse</b> (värdering 1=sämst, 5=bäst)					
Riskreduktion	1	4	4	3	5
Reduktion av föroreningsmängd	1	4	3	2	5
<b>Uppfylls kriterierna i steg 1</b>	<b>Nej</b>	<b>Ja</b>	<b>Ja</b>	<b>Nej</b>	<b>Nej</b>

## 10 Alternativanalys steg 2

Här beskrivs de åtgärdsalternativ som klarar utvärderingskriterierna i steg 1 ytterligare. Kostnaderna, risker under och efter åtgärds genomförande samt störningar.

Beräkningar av kostnader har utförts baserat på kända fakta men vissa antaganden har behövts göras. Beräkningarna ger en bra beskrivning av de ekonomiska resurser som krävs för de olika åtgärdsalternativen.

## 10.1 Teknikalternativ 2a

Åtgärdsalternativ med kombination av miljöbarriärer, tre meter schakt och stabilisering.

### 10.1.1 Kostnader

Uppskattade kostnader för de olika momenten i åtgärdsalternativet.

Aktivitet	Kostnad (miljoner kr)
Undersökningar, vattendom, miljökontroll	4
projektering	1
Schakt och deponering	78
spont	0
Förbehandling, behandling och kompletterande behandling av förorenade massor	0
Transporter till behandlingsanläggning	10
Vattenrening	4
Hjälparbeten och skyddsåtgärder (siltgardiner/tillfälliga vägar)	3
Konstruktion av barriär	35
Återfyllnadsmassor	8
Bygg- och projektledning	5
Dokumentation	1
<b>SUMMA</b>	<b>159</b>

### 10.1.2 Risker under och efter åtgärds genomförande

Detta alternativ medför vissa risker under utförandet, följande risker har identifierats:

- Förseningar vid genomförandet.
- Stora mängder kisaska kommer att schaktas upp. Kisaska kommer enligt resultat från laktester inte kunna deponeras på Klass 1 deponi. Lakning av metaller är för hög och det kommer därför att krävas en förbehandling. Ökad syresättning som sker vid exempelvis schaktarbeten bidrar dessutom till ökad lakning. Det är oklart hur stor kostnad och hur lång tid en förbehandling kommer att kräva vilket innebär stor osäkerhet.

### 10.1.3 Störningar

Arbetena kan innebära risk för störningar på omgivningen, följande har identifierats:

- Schaktning av stora volymer massor innebär många transporter intill bostadsområden och utanför förskolor. Ökad mängd tung trafik kan medföra stora störningar och öka risken för trafikolyckor.
- Utsläpp till luft från maskiner och transporter kommer sannolikt att öka andelen av partiklar i luften.
- Buller från entreprenadmaskiner kan ge stora störningar för boende, främst i marinastaden.

## 10.2 Teknikalternativ 2b

Åtgärdsalternativ med kombination av miljöbarriärer cirka 1,5 meters schakt och stabilisering.

### 10.2.1 Kostnader

Uppskattade kostnader för de olika momenten i åtgärdsalternativet.

Aktivitet	Kostnad (miljoner kr)
Undersökningar, vattendom, miljökontroll	4
projektering	1
Schakt och deponering	47
spont	0
Förbehandling, behandling och kompletterande behandling av förorenade massor	0
Transporter till behandlingsanläggning	6
Vattenrening	4
Hjälparbeten och skyddsåtgärder (siltgardiner/tillfälliga vägar)	1
Konstruktion av barriär	35
Återfyllnadsmassor	3
Bygg- och projektledning	2
Dokumentation	1
<b>SUMMA</b>	<b>105</b>

### 10.2.2 Risker under och efter åtgärds genomförande

Detta alternativ medför vissa risker under utförandet, de identifierade riskerna är följande:

- Förseningar vid genomförandet.
- Relativt stora mängder kisaska kommer att schaktas upp. Kisaska kommer enligt resultat från laktester inte kunna deponeras på Klass 1 deponi. Lakning av metaller är för hög och det kommer därför att krävas en förbehandling. Ökad syresättning som sker vid exempelvis schaktarbeten bidrar dessutom till ökad lakning. Det är oklart hur stor kostnad och hur lång tid en förbehandling kommer att kräva vilket innebär en osäkerhet.

### 10.2.3 Störningar

Arbetena innebär risk för störningar på omgivningen, följande har identifierats:

- Schaktning av massor innebär fler transporter intill bostadsområden och utanför förskolor. Ökad mängd tung trafik kan medföra störningar och öka risken för trafikolyckor.
- Utsläpp till luft från maskiner och transporter kommer sannolikt att öka andelen av partiklar i luften.
- Buller från entreprenadmaskiner kan ge störningar för boende, i ex Marinstaden.

## 10.3 Max-alternativ

### 10.3.1 Kostnader

Uppskattade kostnader för de olika momenten i åtgärdsalternativet.

Aktivitet	Kostnad (miljoner kr)
Undersökningar, vattendom, miljökontroll	4
Projektering	3
Schakt och deponering	270
Spont	90
Förbehandling, behandling och kompletterande behandling av förorenade massor	15
Transporter till behandlingsanläggning	20
Vattenrening	20
Hjälparbeten och skyddsåtgärder (siltgardiner/tillfälliga vägar)	
Konstruktion av barriär	
Återfyllnadsmassor	30
Bygg- och projektledning	6
Dokumentation	1
<b>SUMMA</b>	<b>459</b>

### 10.3.2 Risker under och efter åtgärdsgenombörande

En schakt i denna omfattning medför risker under utförandet, nedan finns de identifierade riskerna listade:

- Förseningar vid genomförandet.
- Stora mängder lösta metaller i vatten måste hanteras, spridningsrisker till ytvatten finns.
- Stora mängder kisaska under vattenytan kommer att schaktas upp och syresätts vilket ökar lakningen.



- Försök visar att stora delar av massorna ej kan deponeras i Klass 1 deponi utan att föregås av förbehandling p.g.a. för hög lakning av metaller. Det är oklart hur stor kostnad och tid en förbehandling kommer att kräva vilket ger stora osäkerheter.
- Stora vattenmängder behöver renas och kräver stora vattenreningsanläggningar. Eventuella driftstörningar av reningsanläggning medför spridningsrisker av föroreningar.
- Det är osäkert hur lång tid som schaktning av spontlådor kommer att ta vilket innebär stora ekonomiska risker för entreprenaden.

### 10.3.3 Störningar

Arbetena innebär risk för störningar på omgivningen, följande har identifierats:

- Omfattande spontningsarbeten medför mycket buller. Närmaste bostäder finns tvärs över Svindersviken vilka kan bli mycket störda av buller.
- Ett stort antal transporter kommer att ske intill bostadsområden och utanför förskolor. Ökad mängd tung trafik kan medföra stora störningar och öka risken för trafikolyckor.

## 11 Slutsats

Åtgärdsutredningen har mynnat ut i två olika åtgärdsalternativ, teknikalternativen 2a och 2b, som bedöms genomförbara. Dessutom finns nollalternativet och maxalternativet med som jämförelse. Både åtgärdsalternativ 2a och 2b bedöms i dagsläget i hög grad uppfylla de övergripande åtgärds målen. Dessa alternativ bör prioriteras för vidare genomgång i riskvärderingen.

För naturmarker finns ett åtgärdsbehov och främst för berghällar och damm som förekommer där, att åtgärda bara berghällar ökar bevarandet av naturvärden men med något lägre riskreduktion som följd.

Åtgärdsalternativen kommer att värderas mot varandra i en riskvärdering för att utifrån olika aspekter avgöra vilket alternativ som bedöms vara lämpligast att genomföra.

Samtliga alternativ omfattar att tryckbankar kan komma att placeras. När en tryckbank anläggs, eller när sediment täcks, är det viktigt att miljöpåverkan vid utförandet beaktas och att rätt skyddsåtgärder vidtas, detta är något som utreds i detalj de åtgärdsförberedande undersökningarna.

## 12 Referenser

- CALLUNA. (2016). *Naturvärdesinventering och vattenundersökning, Kvarnholmen.*
- Calluna AB. (2020). *Naturvärdesinventering (NVI) med trädinmätning vid Gäddviken (Nacka kommun) för planarbetet för byggnadsprojektet Gäddviken.*
- Calluna AB. (2024). *Marina undersökningar i Svindersviken 2024.* Calluna AB.
- Foyen Advokatfirma. (2017). *Ansvarsutredning.*
- ITERIO. (2019-08-26). *PM Miljöbarriär.* Stockholm.
- Nacka kommun. (2006-09-18). *Program för detaljplaner; Kvarnholmen Hästholmsundet Östra Gäddviken.* Nacka kommun.
- Naturvårdsverket. (2024). *Att välja efterbehandlingsåtgärd, rapport 5978.*
- Naturvårdsverket. (2009 b). *Rapport 5978 - Att välja efterbehandlingsåtgärd.*
- Naturvårdsverket. (2009). *Rapport 5976. Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning, s. 77.*
- Naturvårdsverket 6398. (2010). *Efterbehandling av gruvavfall i Falun 1992-2008.* Naturvårdsverket.
- Ramböll. (2010-02-22). *Simuleringsförsök Finnberget, Utvärdering.* Stockholm.
- Wescon Miljökonsult AB. (2021). *Kvarnholmen, Nacka -Fördjupad riskbedömning av naturmarker.*
- Wescon Miljökonsult AB. (2024). *DP Utblicken och förmansbostaden, fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning . Västerså .*
- Wescon Miljökonsult AB. (2026). *Sicklaön 37:40, Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning.*
- WSP. (2018-01-26). *Svindersviken, Nacka Kommun, Sammanställning av genomförda sedimentundersökningar.* Stockholm.

---

## Bilaga 1 PM Miljöbarriär

## PM Miljöbarriär

Denna PM har tagits fram av Erik Arnér Iterio AB samt Petter Wetterholm Wescon Miljöteknik AB. Materialet har tagits fram under arbetet med åtgärdsutredningen, syftet är att utreda hur en långsiktigt fungerande barriär ska utföras.

## Befintliga geotekniska förhållanden

Befintlig plan vid Gäddviken har skapats genom utfyllning i vatten, samt mot bergssidan genom plansprängning.

Utfyllning har till stor del utförts med kisaska. Kisaskan är en restprodukt från den svavelsyratillverkning som skedde på platsen från slutet av 1800-talet fram till 1940-talet. Geotekniskt kan kisaskan karaktäriseras som en blandning av grus, sand och siltig sand. Fyllningen har till stor del fyllts på naturliga lösa leror.

Inom vissa delar av området har leran grävts ur. Urgrävning av lera utfördes vid del av strandlinjen på 1940-talet inför anläggande av OK:s oljehantering, område 1 på figur 1. Efter urgrävning av lera utfördes återfyllning av sprängsten med syfte att öka stabiliteten. Närmast Cirkelkaffe/Operans förråd, område 2 på figur 1, har det konstaterats att kisaska använts som fyllning efter urgrävning till fast botten.

Vattendjupet i Svindersviken längs strandlinjen är 5–8 meter.



**Figur 1:** Områden med tidigare urgrävningar till fast botten. 1-Sprängstensbank, 2-Kisaska. Flygfoto från Eniro.

## Syfte

Syftet med miljöbarriären är att minska utbytet av vatten mellan fyllnadsmassor och Svindersviken och därmed att minska spridningen av föroreningar.

Barriären ska också kunna buffra sura vatten och ha möjlighet att fastlägga eventuellt lösta metaller i vattenfasen så fyllnadsmassorna. I dag sker den främsta transporten av vatten mellan fyllningsområdet och Svindersviken genom förändringar av vattennivån i viken. Det gör att vatten rinner in eller ut från fyllningen beroende på om vattennivån i viken är högre eller lägre än vattennivån i fyllningsområdet. Den största transporten sker nära strandzonen och i de områden där fyllningen är blandad med mycket grova stenar.

Miljöbarriären ska också vara konstruerad på så sätt att en god stabilitet uppnås i slänten.

## Val av material

Inför uppförandet av en miljöbarriär har en inledande litteraturstudie utförts för att hitta ett lämpligt material. Materialet ska ha följande egenskaper:

- Låg permeabilitet
- pH-buffrande förmåga
- Ha en mycket hög beständighet/lång livslängd
- Vara ”plastiskt” det vill säga inte skadas av exempelvis sättningar eller rörelser i marken
- Ha en sorberande effekt för metaller, främst arsenik, bly, koppar och zink.
- Kunna appliceras under vatten och inte erodera bort med vatten under eller efter entreprenaden

Till följd av litteraturstudierna gjordes bedömningen att lösningar som geomembran och andra helt täta avskärmade fysiska barriärer inte var lämpliga. Främst med anledning av problem med att installera dessa material under vatten och att de helt saknar sorberande egenskaper.

Bentonitmattor och andra mineralbaserade mattor har också utvärderats. Ett problem med dessa mattor är att mängden aktivt material, ofta 10–15 mm, är en för liten mängd för att långsiktigt kunna buffra och sorbera metaller från området. Det finns undersökningar som pekar på problem med erosion av bentonit från dessa bentonitmattor över tid, vilket innebär en osäkerhet av dess beständighet över tid.

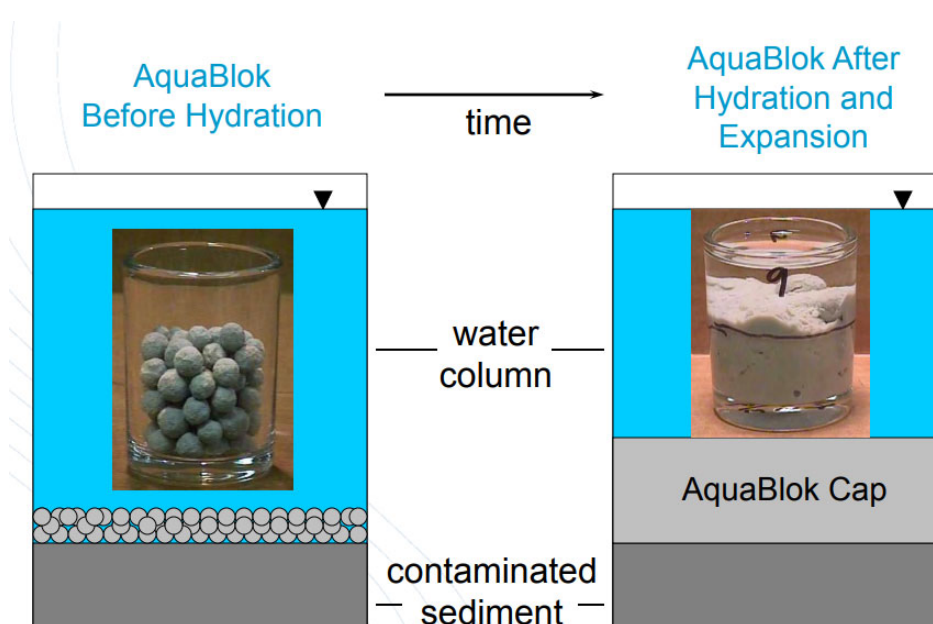
Betongmattor var en lösning som uppfyllde flera av ovanstående krav men har dock inte en sorberande effekt på lösta metaller. Dock skulle betong kunna förhindra spridningen av flera metaller. För arsenik är det däremot högst osäkert, då porvatten i betong uppvisar höga pH-värden (11 till 13). Vid så höga pH-värden ökar löslighet hos arsenik. Det är dock inte utrett om detta medför ett problem eller inte så betongmattor kan fortfarande vara ett sekundärt alternativ att utreda.

Den mest lämpliga produkten bedömdes vara AquaBlok. Det är en bentonitbaserad produkt som är utvecklad för att bygga barriärer under vattenytan och kan hanteras som ett vanligt ”singel” se figur 2. Vid kontakt med vatten sväller dessa pellets och bildar en tät lerliknade massa..



**Figur 2:** AquaBlok är som ett grus innan det kommer i kontakt med vatten.

Svällningen sker långsamt för att undvika förlust av bentonit då produkten sjunker genom vattenfasen, se bilaga 1 för testdata. Aquablock bildar också en kompakt lermassa med låg permeabilitet, se bilaga 2. Massan som bildas är inte speciellt känslig för erosion innan skyddande skikt av sand/grus/sten placerats ovanpå materialet. Tester har utförts på oskyddad expanderad Aquablock. Vatten har strömmat med en hastighet om 2 m/sekund under flera dagar utan att se någon märkbar materialförlust, se bilaga 3 för erosionstester på oskyddat material. I figur 3 ses hur materiel sväller och bildar ett tätt lermaterial.



**Figur 3:** AquaBlok är som ett grus innan det kommer i kontakt med vatten. (bild från AquaBlok)

AquaBlok's pH-buffrande förmåga samt sorberande effekt av metaller har också undersökts. Laboratieförsök har utförts vid Örebro universitet och kraftigt metallförorenat vatten från DP6 har använts i försöken, se bilaga 4. Resultaten visar på god buffringsförmåga och god fastläggning av metaller

samt att metaller inte bryter igenom barriären. Inget genombrott av metaller kunde noteras, under tre månader, genom en tunn barriär på endast 2 mm.

## Utformning

En miljöbarriär som läggs i en slänt måste i sig ha tillräcklig stabilitet. Det behövs dels för att den ska kunna läggas ut och ligga kvar och dessutom klara glidvillkoret i driftskedet.

Skjuvförsök (utförda på SWECO Geolab) har visat på en odränerad skjuvhållfasthet på 5,6 kPa vid 40 kPa:s belastning för en bentonitprodukt, Aquablok. Provingarna vid högre belastningar har misslyckats på grund av brott vid provuppställning. Den amerikanska tillverkaren redovisar triaxialförsök på materialet och anger en odränerad skjuvhållfasthet motsvarande 24 kPa. Orsaken till den stora skillnaden har inte utretts. Hur blötläggning av granulatet skett innan inpackning har betydelse. SWECO Geolab har låtit granulatet stå blötlagt i en hink innan inpackning. Tillverkaren rekommenderar att svällning av bentoniten sker med en övertäckning, ett tryck, vilket ger en stabilare svälld produkt.

Fördelen med granulatet gentemot vanlig bentonit är att det sedimenterar i princip omgående.

Granulatet har för låg skjuvhållfasthet för att kunna användas som ett eget lager i en slänt under vatten i lutning 1:2–1:3. Det finns två alternativ för att lösa detta.

**Alternativ 1** innebär att ett lager skärv fylls på befintlig slänt. Skärven består av ensgraderad kross ca 64–90 mm och har en stor hålrumandel. Därefter fylls bentonitgranulatet på/i skärven. Granulatet har en diameter på ca 6 mm och kommer kunna gå ner i skärvens porvolym. Ovanpå granulatet fylls ytterligare skärv i slänten nedifrån och upp. Eventuellt bentonitgranulat som hamnat utanpå den först fyllda skärven kommer då tryckas in i porerna på den senare fyllda skärven. Bentonitgranulatet bildar därigenom aldrig ett eget lager ur hållfasthetssynpunkt. Även om materialet inte eroderar bort av vattenströmmar så påförs ett extra erosionsskydd för bentoniten genom att finvävda geotextiler används tillsammans med lager av sand och grusmassor., I bilaga 5 finns en skiss på barriären i en sektion. Hela barriären skyddas sedan av grov sten som förhindrar vågors eroderande effekt samt erosion av is.

**Alternativ 2** är att nyttja ihopsydda madrasser av vävd geotextil där granulatet fylls emellan (samma princip som med betongmadrass). Madrasserna förankras i ovankant. Fullskaleförsök planeras för att verifiera metoden. Vid försök behöver kontroll av hur själva fyllningen fungerar och att bentoniten inte pressas ut med vattnet genom madrassen.

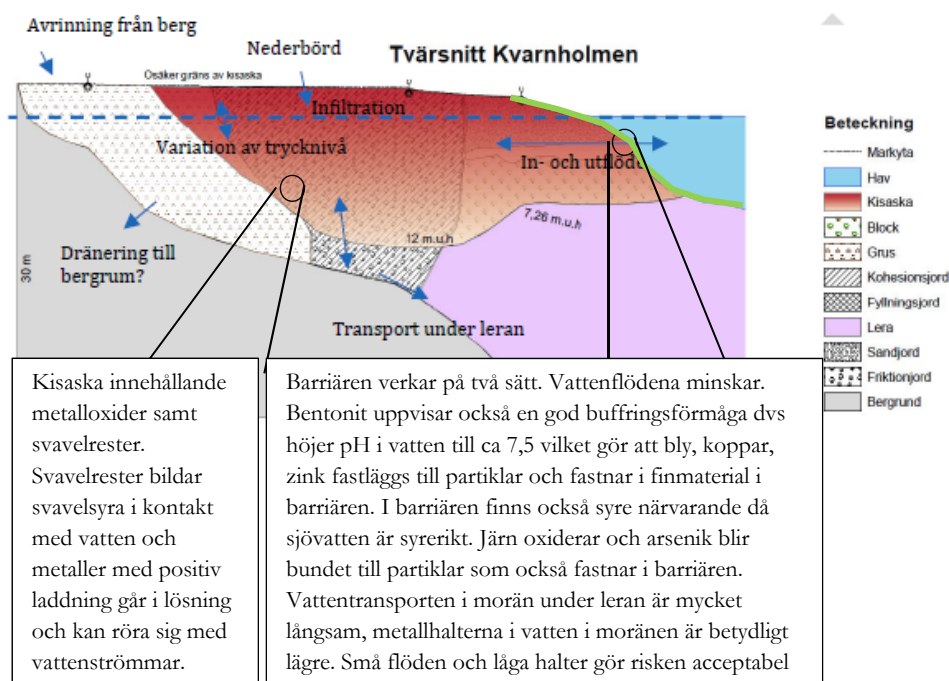
**Kanalens** utformning är enklare då branta slänter saknas. Aquablok kan här tillföras i botten av kanalen för att skärma av grundvatten/markvatten och havsvatten i kanalen. Aquabloks egenskaper gör att det sluter tätt mot betongkonstruktioner i kanelens långsidor. Botten av kanalen täcks med Aquablok som sedan täcks av ett fysiskt erosionsskydd. Erosionsskyddet kan

anpassas utifrån estetiska krav eller för att främja ekologiska funktioner. I bilaga 5 ses en sektion av kanalen.

## Funktion

Barriären har två funktioner, dels att reducera vattenflödena vilket uppnås genom att barriären har en relativt låg permeabilitet eftersom bentonitgranulatet har en låg permeabilitet, en viss möjlighet finns att anpassa permeabiliteten beroende på typ av AquaBlok som väljs. Barriären kommer även ha en pH-buffrande egenskap och medför därmed att pH ökar och höjs till ca pH 7,5 innan vatten hinner tränga igenom barriären. Höjning av pH och närvaron av lermineral medför också att lösta metaller kommer att fällas ut tillsammans med järn eller binda till lerkoloider och på så sätt fastläggas i barriären. Både buffringskapacitet och sorptionsförsök (fastläggning av metaller till lera) har studerats och materialet fungerar väl. Enligt försöken kommer barriären kunna buffra metaller och pH under mycket lång tid framöver.

I figur 4 visas barriärens funktion i en konceptuell modell.



**Figur 4:** konceptuell modell för miljöbarriärens funktion

## Risker

Efter utförda studier har en risk identifierats med konstruktionen av miljöbarriären. Det är att bentonitmaterialet inte fylls ut tillräckligt jämt. Antingen blir det för tjockt eller för tunt. För tunt lager kan medföra att tomma ytor uppstår ovan skärven och en reducerad effekt av barriären uppstår. Om skiktet är för tjockt så att ytterligare påförd skärv inte pressas igenom och får kontakt med underliggande skärv kan ett glidlager skapas.



För att undvika detta kan påförande av granulat och övervakas av dykare i kombination med att siktpinnar placerats innan granulatet läggs ut. Siktpinnar ska stå upp ut skärvfyllningen med markeringar varje 5 cm för att enkelt se hur mycket granulat som påförts.

Västerås/Stockholm 2019-08-26

---

Erik Arnér, Iterio

---



---

Petter Wetterholm, Wescon

---

## Bilagor

Bilaga 1	Typical settling characteristics of individual and bulk masses of AquaBlok Particles through water
Bilaga 2	Bench-scale hydraulic conductivity of typical FW AquaBlok formulations in fresh water
Bilaga 3	Relative response of typical fresh-water AquaBlok and non-cohesive substrates in fluvial-like erosive forces
Bilaga 4	Material testing AquaBlok
Bilaga 5	Sektioner

# Bilaga 1

Typical Settling Characteristics of Individual and Bulk Masses of  
AquaBlok™ Particles Through Water

## TEST REPORT #2: Typical Settling Characteristics of Individual and Bulk Masses of AquaBlok™ Particles Through Water

### Background and Purpose of Testing

Variable quantities or types of clay minerals can be used to manufacture different AquaBlok™ formulations to accommodate site-specific needs and overall project objectives. The physical characteristics of dry, bulk (mixed) AquaBlok masses as well as discrete grain size classes vary as a function of product formulation (see Test Report #1). Nevertheless, despite differences in physical parameters like bulk density or percent clay content between formulations, bulk samples of AquaBlok consistently display a broad range of particle sizes as well as predictably variable particle densities amongst the size fractions (Test Report #1).

The settling velocity of any single particle through a standing (non-flowing) water column depends on a particle's size, density, and shape, and on water density and viscosity. In general, the settling velocity of a larger particle is higher than that of a smaller particle of the same density and shape. Quantitatively, Stoke's law states that, under such conditions, a particle's settling velocity is proportional to the square of its radius (Day, 1965). Unpublished laboratory research conducted in the University of Toledo's Civil Engineering Department (UT) also indicates that constant (terminal) settling velocities for individual AquaBlok particles of different sizes typically occur within one foot of vertical descent through a standing water column.

In contrast to the relatively predictable settling behavior of individual particles, the settling behavior of bulk (mixed composite) material masses through water is typically much more complex. Bulk material tends to

settle as a single entity rather than as individual particles (Dortch, 1990). As a mass settles, shear stresses and drag forces develop at the mass/water interface, resulting in the formation of turbulent eddies within and around the settling mass. According to Dortch (1990), a settling mass tends to reach terminal velocity after falling only a short distance.

The purpose of this laboratory testing was two-fold: (1) to quantitatively demonstrate average settling velocities of individual AquaBlok particles of different sizes through small, standing water columns, and (2) to qualitatively demonstrate settling characteristics of different bulk AquaBlok masses through field-scale water columns. Data related to the settling characteristics of individual AquaBlok particles provide a useful theoretical basis for characterizing the settling behavior of bulk AquaBlok masses through standing water columns, which is more relevant to field applications.

In turn, laboratory observations of settling characteristics of bulk AquaBlok masses through non-flowing water columns provides baseline information that can be used when modeling applications to flowing-water environments.

### Methods

#### Settling Velocity of Individual Particles

Ten representative AquaBlok particles were chosen from selected particle-size fractions of a sieved, air-dry sample of a 5050 FW formulation (see Test Report #1). Each particle was dropped through a 31 inch-tall standing column of municipal tap water at room temperature (~70° F) from just above the water surface and the fall time for each particle was measured with a stop watch to the nearest 0.01 second.

#### Settling Characteristics of Bulk AquaBlok Masses

The general settling characteristics of bulk masses of 5050 FW AquaBlok were observed as part of several large-scale settling column studies. The studies were conducted using a large (23-inch x 23-inch x 12

foot-tall), steel-reinforced plexiglas settling column. Each AquaBlok mass was applied from just above the water surface by "pouring" the material from a bucket. Relative settling velocities of different sized particles comprising the bulk mass were qualitatively observed, as was the general nature of dispersion and movement of the mass during descent.

To more closely mimic AquaBlok applications as they occur in the field (e.g. applied gradually from barged stockpiles or shore based conveyors), the application of AquaBlok masses to standing water columns was continuous and rapid, but not instantaneous. Product application on a less than-instantaneous basis – although more representative of field practice - precludes precise quantification of settling velocities for bulk settling AquaBlok masses, or a detailed evaluation of how variable mass or water-column thickness may quantitatively affect settling behavior. (continued on back)



*Typical behavior of a settling AquaBlok mass.*

## Results

Table 1 summarizes results of average settling velocities of individual AquaBlok particles through the small standing water column, while Photograph 1 qualitatively illustrates typical particle-settling and dispersive behavior of bulk AquaBlok masses during descent through large water columns (in this case, approximately 31 pounds of dry AquaBlok descending through a 8.8 foot water column).

AquaBlok Particle Size Fraction (inches)	Average Settling Velocity (ft/sec)
1.00 – 0.75	1.94
0.75 – 0.38	1.55
0.38 – 0.19	1.03
0.19 – 0.08	0.72

**Table 1.**  
Settling Behavior of Individual Particles (5050 FW Formulation).

## Observations and Conclusions

### Individual AquaBlok Particles

Smaller AquaBlok particles tend to settle slower than larger particles (Table 1). This is because smaller particles have lower densities and higher surface-area-to-mass ratios than larger particles. Differences in average settling velocities as a function of particle size probably also occur for other AquaBlok formulations, although actual values may differ.

Based on results of research at UT, average settling velocities reported above should approximate terminal settling velocities for most individual AquaBlok particles.

### AquaBlok Particle Masses

Visual observations of typical settling masses (Photograph 1) indicate that, as expected, little to no difference in settling velocities appear to occur as a function of particle size when the product is applied as a bulk mass. Instead, the mass tends to behave more-or-less as a single, turbulent and complex entity as it descends through the water column.

When applied as a bulk mass, AquaBlok tends to disperse during descent (Photograph 1). Results of several different column studies indicate that a relatively greater degree of lateral dispersion tends to occur with greater water column thickness, and that such dispersion may be constrained somewhat (during laboratory testing) when applying large masses of AquaBlok through laboratory columns. Empirical observations also indicate that a greater degree of lateral dispersion of the AquaBlok mass typically results in a more spatially uniform distribution of AquaBlok across the targeted sediment surface.

Due to the virtual lack of vertical segregation of AquaBlok particle sizes during bulk-mass descent through a field-scale water column, product segregation is not typically observed within the applied AquaBlok layer as it settles across the targeted sediment area.

## References

- Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis, pp. 545567 in "Methods of Soil Analysis", Vol. 1, by C.A. Black (Ed.), American Society of Agronomy.
- Dortch, M.S., tech. Ed. 1990. "Methods of Determining the Long-Term Fate of Dredged Material for Aquatic Disposal Sites," Technical Report D-90-1, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss

Testing conducted by Hull & Associates, Inc. for AquaBlok, Ltd. Individual-particle research from Abeltech, Inc. Report originally prepared by Abeltech, Inc. and revised by AquaBlok, Ltd.



For more information, contact AquaBlok, Ltd. at:

175 Woodland Ave., Swanton, OH 43558  
Phone: (419) 825-1325  
Email: [services@aquablok.com](mailto:services@aquablok.com)  
Web: [www.aquablok.com](http://www.aquablok.com)



# Bilaga 2

Bench-Scale Hydraulic Conductivity of Typical FW AquaBlok®  
Formulations in Fresh Water

# Test Report #3: Bench-Scale Hydraulic Conductivity of Typical FW AquaBlok® Formulations in Fresh Water

## Background and Purpose of Testing

According to the guidance developed by the U.S. Army Corps of Engineers for the U.S. EPA (Palermo et. al., 1998), one principal function of an in-situ remedial sediment cap should be to reduce the flux of dissolved contaminants from sediments into the overlying water column. Contaminants can migrate from sediments into water- including underlying ground water resources- through advective and diffusive processes. Advection refers to the movement of bulk porewaters, the ultimate rate and extent of which is largely a function of gradient and hydraulic conductivity. Advective movement of contaminants involves contaminant movement by “mechanical” or non-chemical means. In contrast, diffusive contaminant movement is the process whereby contaminants dissolved in water are transported by random molecular motion from areas of high concentration to areas of low concentration (Palermo et. al., 1998). The rate and extent of contaminant movement by diffusion is primarily controlled by concentration gradients, however, contaminant attenuation by- or sorption to- reactive substrates like AquaBlok can reduce contaminant mobility. AquaBlok’s attenuating capabilities are the subject of Test Report #7.

The permeability (hydraulic conductivity) or typical freshwater AquaBlok formulations to fresh water under saturated conditions is the focus of the current test report.

## Methods

Representative samples of three different freshwater AquaBlok formulations- 5050FW, 4060FW and

2080FW- were used to determine saturated hydraulic conductivity in general conformance with ASTM Method D 5084. Typical physical and compositional characteristics for the range of AquaBlok formulations tested are provided in Test Report #1. One subsample for each of the 5050FW and 4060FW formulations was tested whereas four subsamples of the leaner 2080FW formulation were tested to more accurately determine analytical variability for this method.

Laboratory procedures involved placing masses of dry AquaBlok into flexible-wall permeameters and thoroughly hydrating the samples with de-aired tap water (freshwater) under pressure to assure that samples were completely saturated prior to testing. The pre-saturation process typically took from one to two weeks, until samples stopped taking in water from both ends. After sample saturation, the hydraulic conductivity test was run under constant hydraulic



**Photo 1.** Permeability testing of AquaBlok samples.

gradients ranging from approximately 17 to 19 cm/cm for 4060FW and 5050FW samples. According to ASTM D 5084, hydraulic conductivity values are presumably unaffected by variable hydraulic gradients- testing values of which were below the recommended maximum (30 cm/cm) for testing low-permeability (less than  $10^{-7}$  cm/sec) materials. Photo 1 shows a typical AquaBlok sample during permeability

testing.

## Results

Testing results are summarized in Table 1, with the typical appearance of AquaBlok samples after testing shown in Photo 2.

## Observations and Conclusions

Saturated AquaBlok is relatively impervious to advective flow and is quantitatively on the order of what would typically be expected for hydrated sodium bentonite, which is the dominant sealant layer component of typical freshwater formulations.

Similarly, low hydraulic conductivity values observed for both the more lean 2080FW AquaBlok formulation and the relatively bentonite-enriched 4060FW and 5050FW formulations implies that the presence of relatively significant quantities of aggregate within the hydrated AquaBlok matrix has an insignificant effect on AquaBlok

**Table 1.** Hydraulic conductivity of different freshwater AquaBlok formulations

AquaBlok Formulation	Hydraulic Conductivity Values (cm/sec)
5050 FW	$5.93 \times 10^{-9}$
4060 FW	$3.94 \times 10^{-9}$
2080 FW	Arithmetic Mean $=4.59 \times 10^{-9}$ Geometric Mean $=4.52 \times 10^{-9}$



**Photo 2.** Typical AquaBlok sample after permeability testing.

performance as an effective hydraulic barrier.

Consistently low permeability values for AquaBlok (as shown for the 2080FW data) can be achieved through controlled laboratory testing, which is testament of both the reproducibility of the testing procedure as well as the inherently low-permeability nature of the AquaBlok’s bentonite component.

## References

Palermo, M., S. Maynard, J. Miller, and D. Reible. 1998. “Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments,” EPA 905-B96-004, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.

AquaBlok® is a trademark of AquaBlok, Ltd.

AquaBlok® composite particles are patented. Other patents pending.

Testing conducted by Hull & Associates, Inc. for AquaBlok, Ltd. Permeability data for the 5050 FW formulation from Abeltech, Inc. Report originally prepared by Abeltech, Inc. and revised by AquaBlok, Ltd.



For more information, contact AquaBlok, Ltd. at:

175 Woodland Ave., Swanton, OH 43558  
Phone: (419) 825-1325  
Email: [services@aquablok.com](mailto:services@aquablok.com)  
Web: [www.aquablok.com](http://www.aquablok.com)

# Bilaga 3

Relative Response of Typical Fresh-water AquaBlok and Non-Cohesive Substrates to Fluvial-Like Erosive Forces



## AquaBlok™

### TEST REPORT #6: Relative Response of Typical Fresh- water AquaBlok and Non-Cohesive Substrates to Fluvial-Like Erosive Forces

#### Background and Purpose of Testing

According to the U.S. Army Corps of Engineers (Palermo et al., 1998), one principal function of an in-situ remedial sediment cap – in addition to reducing contaminant flux, as discussed in Test Report #3 – should be to stabilize contaminated sediments, preventing their re suspension and subsequent transport to other (e.g. downstream) locations. Installation and maintenance-in-place of remedial caps that withstand significant erosional forces related to hydrologically dynamic systems (like rivers or estuaries) will minimize exposure, redistribution, and dispersion of the sediments being capped.

The purpose of this set of laboratory tests was to demonstrate the relative physical resistance of typical freshwater AquaBlok™ and other, less cohesive materials to significant, fluvial-like erosive (shear) forces of known velocity and duration.

Note that these tests were conducted under highly controlled laboratory conditions and using substrate conditions that may not be representative of actual field conditions. Consequently, the data should not be interpreted as indicative of the expected response of these different capping materials under specific field conditions.

#### Methods

For several different projects, the relative resistance of a variety of selected AquaBlok formulations, fine-grained sediment, and sand

samples have been characterized in the laboratory using a circulating flume system. This flume system (Photograph 1) is comprised of a 7.5 foot long x 4 inch- internal-diameter, clear PVC sample chamber, a pump, and a holding tank that supplies and receives flow to and from the sample chamber. The sample chamber is connected to the rest of the flume system through flexible hoses and threaded unions.



Photograph 1. Large-Scale Circulation Flume System

Depending on project needs, specific parameters and procedures for flume testing can vary with respect to induced flow velocities, flow duration, sample size or configuration, pretest hydration periods, etc. Nevertheless, the general procedure typically used during testing of these samples was as follows: a pre-weighed sample was placed into the clear, semi-circular, two-foot-long x 1.5-inch high acrylic sample holder (Photograph 2); samples were typically placed into the holder to result in a surface that was approximately 0.4 to 0.8 inches above the top edge of the holder, thus placing a portion of the sample directly into the flow path.



Photograph 2. Side View of AquaBlok-Over-Sand Sample Prior to Testing

The sample was then carefully inserted into the sample chamber. Flat and sloped spacer sections were placed into the flume chamber – both

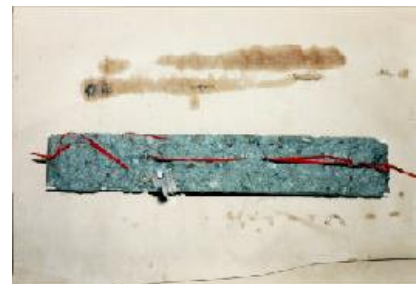
“upstream” and “downstream” - to establish more uniform flow over the test sample.

Once the flume chamber was closed and secured, municipal tap water was pumped across the sample surface at controllable flow velocities (as manipulated through the use of in line valves). The system configuration allows for establishing and periodically checking flow velocities by diverting flume-chamber discharge from the holding tank into a volume-calibrated drum and measuring the time required to pass a specific water volume across the test sample. Flow velocities over a given sample - in units of feet per second - could then be calculated using bulk-flow measurements together with estimates of the cross-sectional surface area over the top of a sample. Flow velocities are referred to in terms of approximate ranges because cross sectional areas can vary along sample length (due to variable surface topography) and also over time (due to continued clay hydration and/or erosional losses).

After testing, a sample can then be removed from the chamber and reweighed to estimate mass loss through erosion. The physical response of samples during and after testing can also be evaluated in various ways, including: visual observation and video documentation, pre-/ post-test weight comparisons, or estimating clay loss based on typical, pretest AquaBlok™ compositions (Hull et al., 1998).

#### Results and Observations

Results of multiple flume tests indicate that relatively insignificant AquaBlok erosion occurs at flow velocities as high as 5 to 6 ft/sec, and for continuous flow durations for up to several days. Photograph 3 illustrates typical AquaBlok sample response to flume testing.



Photograph 3. Typical plan-view appearance of AquaBlok sample after testing (red ribbons are flow indicators)

In contrast to AquaBlok's relative resistance to shear stresses under relatively high-flow conditions, erodibility is typically high for sand and unconsolidated, fine-grained sediments at flow velocities of approximately 2 ft/sec or less, and for flow periods of as short as 10 to 20 minutes. Such unconsolidated saturated materials can display 90 percent mass loss under these relatively passive flow conditions.

In a related note, results of laboratory flume tests conducted by others (e.g. Gailani et al., 2001) indicate that adding even small amounts of bentonite (a principal component of typical freshwater AquaBlok formulations) to relatively non cohesive topsoil and sand materials can greatly reduce material erosion rates, thus enhancing the stability of these materials for sediment capping.

## Conclusions

Laboratory study of relative resistance of typical freshwater AquaBlok to shear stresses invoked under various testing conditions indicates that AquaBlok is relatively resistant to considerable – and sustained - fluvial-like erosive forces. Consequently, sediments occurring in fluvial environments and overlain by AquaBlok or AquaBlok-based capping systems could remain in place and physically stabilized during relatively high-flow events (e.g. a 100-year flow event). Depending on site conditions, AquaBlok-based cap designs could include a surficial armoring component, if relatively higher flows are expected.

In contrast, other materials such as less-cohesive sediments and sands prove less resistant to erosive forces. Depending on a site's hydrologic/hydraulic conditions, capping of sediments with less shear resistant materials like sand may not offer the same degree of sediment stabilization as can AquaBlok-based capping, or could require excessive thicknesses of sand that could interfere with waterway navigation.

## References

Hull, J.H., J.M. Jersak, and B.J. McDonald, 1998. Examination of a new remedial technology for capping contaminated sediments: large-scale laboratory evaluation of sediment mixing and cap resistance to erosive forces. *Remediation*, Summer 1998 issue: pp 37-58.

Gailani, J.Z., Jin, L., McNeil, J., and Lick, W. (2001). "Effects of bentonite on sediment erosion rates," *DOER Technical Notes Collection* (ERDC TN-DOER-N9), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.  
[www.wes.army.mil/el/dots/doer](http://www.wes.army.mil/el/dots/doer)

Palermo, M., S. Maynard, J. Miller, and D. Reible. 1998. "Guidance for In Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments," EPA 905 B96-004, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.



For more information, contact AquaBlok, Ltd. at:

175 Woodland Ave., Swanton, OH  
43558

Phone: (419) 825-1325  
Email: [services@aquablok.com](mailto:services@aquablok.com)  
Website: [www.aquablok.com](http://www.aquablok.com)

Last Revised 5/25/2016

# Bilaga 4

Material testing AquaBlock

## Physico/chemical interactions between trace elements and AquaBlok

Stefan Karlsson & Viktor Sjöberg

### 1 Summary

Adsorption experiments with model cations (Cd, Cu, Pb, Zn) and anions (As) on dispersed clay indicated that both the AquaBlok produced with clay from Europe (ABE) and the one from Wyoming (ABW) served as efficient sorbing phases for cations. As a response to their composition, both clays gave equilibrium pH just below 9, where cation adsorption is at a maximum. Arsenic adsorption was high in the low pH region (pH 1.5), which was expected. At high pH the adsorption remained considerably higher than what is expected from an adsorption process.

In a series of experiments different amounts of ABE and ABW were exposed to severely contaminated groundwater from the field site Kvarnholmen. The experiments were done in a nitrogen atmosphere to mimic oxygen free conditions and resulted in three different responses. Release from the clays occurred for Li, Na, Cu, Ga, Sr, Mo, Ba and U while lowered aqueous concentrations were found for Al, Ca, Fe, Co, Ni, Zn, As, Cd, Tl and Pb. For Be, Mg, K, V, Cr, Mn and Rb the data was scattered with the main differences related to the specific material. For the critical elements (As, Cd, Cu, Pb, Zn) a contact time of 10 days in the presence of 40 g L<sup>-1</sup> clay resulted in dissolved concentrations close to the natural range for Swedish waters. Zinc, however, remained at higher concentrations.

The attempts to determine apparent diffusion showed that all elements remained at the surface of the hydrated materials after one month of contact. One of the ABW samples was also sampled after three months without any significant metal penetration. Addition of proxies for small as well as large organic ligands, oxalic acid and humic acid (Aldrich) had no impact on the apparent diffusion.

### 2 Objectives and study design

The AquaBlok is intended to be used as a cover on contaminated sediment and submerged soil in a system with varying salinity in order to prevent any release of the primary contaminants As, Cu, Pb and Zn into the aquatic environment. Because of the low water permeability of the material in combination with a well known adsorption capacity and pH buffering properties of the original clay combine several physical and chemical mechanisms of ion retention. In theory, these properties would efficiently minimize the contact between the contaminated material and the adjacent bay for long periods of time. Provided that the permeability information given by the manufacturer can be achieved on site, a 100 mm layer would physically reduce the water transport time through the sealing layer with up to 4-6 orders of magnitude. Ion retention times would be extended further because of the redistribution processes where the surface sorbs ions by different physical and chemical processes. Among these, physical adsorption and chemisorption are well known mechanisms for this kind of material. However, considering the pH-buffering properties of the natural bentonites it is likely that formation of stoichiometric solids might further enhance the retention capacity of the materials. In the beginning of the study the content of major elements (Al, C, Ca, Cl, F, Fe, K, Mg, Mn, Na, O, P, S, Si) was determined with SEM-EDS.

In order to determine the performance of the cover during long periods of time it is essential to understand if the system in question contains compounds that might "short circuit" the performance of the sealing layer. From this perspective, the two most important processes would be physical or chemical destabilisation of the clay matrix and mobilisation of adsorbed (or precipitated) elements. These conditions are controlled by the properties at the water/clay interface and with our present knowledge about the water composition on the site the production of acid, changing redox conditions and variations of salinity are critical. All of them have a relationship to the magnitude and durability of inward transport of brackish water because of wind wave action. A final and sometimes neglected feature where dense clay barriers are used as sealants is the impact of ligands and colloids. It has been demonstrated that formation of metal complexes with small hydrated radii and the same net charge as

the pore walls of the clay will increase the transport rate to almost those typical for diffusion in water. Depending on the concentration gradient even higher velocities can be achieved. Most of the known ligands in this system do not possess such properties but it has not been determined if there are organic ligands present that might increase the metal transport through the clay. Colloidal matter with similar properties will have the same result, provided that they fit in the pores. In natural systems, the stability and size distribution of colloids are controlled by the ionic composition and pH of the solution phase in relation to the composition of the colloidal matter. Typically, naturally occurring organic molecules, such as fulvic and humic acids, have these properties. Their capacity to form colloids is mainly a function of ionic strength where high ionic concentrations promote the formation of colloidal matter. In sea water the ionic strength is high enough to induce complete coagulation where the aggregates that are formed have densities high enough to precipitate these compounds

In order to elucidate the function of AquaBlok in a scenario based on previous studies of the soil/water system at the field site a set of tests were designed. After discussion with Wescon the tests were carried out on two different subsets of AquaBlok made from the original Wyoming bentonite clay (ABW) and the European variety (ABE), respectively.

- 1) Acid neutralizing capacity and  $pH_{ZPC}$
- 2) The capacity for metal cation adsorption (focus on Cu, Pb and Zn) at the pH that is given by the clays upon equilibrium with water
- 3) The capacity for metal/metalloid anion adsorption (focus on As) at the pH that is given by the material upon equilibrium with water
- 4) Adsorption capacities of the materials as a function of pH in the region of 2-10
- 5) Metal transport times through hydrated clay
- 6) Impact of small complexing organic molecules on the function of the clay barrier

### 3 Procedures

#### 3.1 Acid neutralizing capacity and $pH_{ZPC}$

The acid neutralizing capacity is essential for the function of the bentonite as a metal/metalloid ion adsorbent. Depending on the specific element a quantitative removal of anionic species (such as  $HAAsO_4^{2-}$  and  $H_2AsO_4^-$ ) from the solution phase is expected under acidic conditions (pH 1-3). Cationic elements (i.e.  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  and  $Zn^{2+}$ ) behaves in an opposite manner, with high adsorption at high pH. For the latter ions, there is a qualitative agreement between the first hydrolysis constant of the element and the pH where adsorption reaches 50% of the concentration in the solution phase. Hence, In order to maintain a constant or an optimized pH with respect to performance and long-term functionality it is essential to determine the acid neutralizing capacity of the clays. The reported region where bentonite buffers differ between pH 7 and 9, and is most likely related to the presence of other minerals in the clay. The same applies to the buffer capacity. Depending on the outcome of the experiments in terms of acid neutralizing capacity it might be necessary to engineer a neutralizing barrier in contact with the bentonite in order to ascertain long time function.

The  $pH_{ZPC}$  (pH zero point of charge) is an empirical measure of the pH where the surface bears no charge that is related to the properties of the solution. Hence, at  $pH < pH_{ZPC}$  the net surface charge is positive whereas at  $pH > pH_{ZPC}$  it becomes negative. For the bentonite mineral it is probably around 2.5 why a net negative surface can be expected at higher pH. However, the purity of the material has a huge impact on this parameter, just as for the buffering. For example, the presence of hematite, and other oxides or carbonate phases, will increase the  $pH_{ZPC}$  to some 6-7 or even higher. Therefore, the properties of the specific material used in practical applications have to be determined.

##### 3.1.2 Test procedure and analytical

The equilibrium pH of the solution phase given by the clays were determined by allowing contact between the clays and 18.2 MΩ water for 24 hours with continuous agitation. The system was then

acidified with dilute hydrochloric acid and allowed to equilibrate for another 24 hours. The pH was measured before and after addition of acid that was repeated for a minimum of four portions.

Manual slurry titration of dispersed clay with dilute hydrochloric acid under continuous removal of carbon dioxide was used to determine the buffering capacity. The titration was carried out at three different ionic strengths, adjusted with sodium perchlorate, in order to estimate the pH dependent charge ( $pH_{ZPC}$ ) of the materials. During the titration, sub-samples for metal analysis were taken at regular intervals to quantify the potential release as a function of pH and ionic strength. The approximate surface of the clay particle was estimated from literature data in relation to sample mass.

#### Analytical

The acid neutralization capacity was determined by titration with 1.0 M HCl to pH 5.4 with continuous purging of the solution with carbon dioxide air to remove carbon dioxide that formed. The sample was then back-titration with 1.0 M  $NH_3$  to the equilibrium pH of the initial solution. The procedure was repeated at three different ionic strengths (0.01, 0.100, 0.500 M  $NaClO_4$ ) in order to provide a reliable measure of the  $pH_{ZPC}$ . The pH was measured with a standard combination electrode at room temperature.

A standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20  $\mu m$  polypropylene syringe filters.

### 3.2 The capacity for metal/metalloid cation adsorption (focus on Cu, Pb and Zn) at the pH that is given by the clays upon equilibrium with water

An original pure bentonite clay mineral has an approximate  $pH_{ZPC}$  of 2.5 and self-buffering in the region of pH 7-9. For most natural mixtures, however, the fraction of other pH regulating minerals will influence the self-buffering region, as well as the neutralizing capacity of the clay. In theory, these conditions would make it possible to remove several divalent cations from the solution, once equilibrium has been established. Since a pH above the  $pH_{ZPC}$  is unfavourable for anion adsorption the impact on e.g. arsenic species would be low in the self-buffering region. In this region, adsorption of lead would be quantitative. Also copper(II) ions would adsorb at near neutral pH and the process would be enhanced in the higher pH range. Adsorption of zinc would to some extent occur at pH 7 but for a quantitative adsorption it would have to be close to 9. However, all three elements are prone to form complexes that have different sorption properties. In oxic systems the most essential are the neutral hydroxides, carbonates, hydroxo-carbonates and sulphates. At very high concentrations with hydroxide and/or carbonate ions they all will form negatively charged hydroxide or carbonate species (or mixed complexes) that carry negative charge. Such complexes are not adsorbed and will result in a poor efficiency of the clays.

In brackish and saline systems also the chloride complexes, and ion-pairs, are relevant for the adsorption properties. Finally, the formation of sulphides should be considered, at least in the encapsulated sediment environment where oxygen availability would be minor.

#### 3.2.1 Test procedure and analytical

Dispersed clay samples were equilibrated with model water solutions containing the relevant cationic elements and ionic strength, adjusted with sodium perchlorate to mimic the conditions on site. Batch experiments were used with an equilibration time of two hours using continuous agitation in order to allow for an efficient solid/solution contact while keeping diffusion into the clay matrix at a minimum. The metal concentrations were varied from pure water, giving the background metal leaching of the clay, to surface saturation. The adsorbed metal fraction was calculated as the difference between the added amount and the amount remaining in solution.

After evaluation of the performance based on the model solutions the adsorption capacity was determined with a representative solution matrix collected from the site.

#### Analytical

The standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20 µm. The pH was measured with a standard combination electrode at room temperature.

### 3.3 The capacity for metal/metalloid anion adsorption (focus on As) at the pH that is given by the material upon equilibrium with water

For the original and pure bentonite mineral the reported  $pH_{ZPC}$  of 2.5 is a clear indicator on the limited surface sorption of anionic species under natural conditions where pH only seldom is within this region. However, as mentioned previously impurities in the clay might extend the pH range for sorption to 5-6 why the material still can immobilise oxyanions of arsenic. It is therefore highly relevant to determine the function of the individual clays used for the production of AquaBlok.

#### 3.3.1 Test procedure and analytical

Dispersed clay samples were equilibrated with water solutions containing the relevant anionic elements (arsenite and arsenate) at relevant ionic strengths, adjusted with sodium perchlorate. Batch experiments were used with an equilibration time of two hours with continuous agitation in order to mimic surface adsorption while keeping diffusion into the materials at a minimum. The metal/metalloid concentrations were varied from pure water, giving the background metal leaching of the clay, to surface saturation. The adsorbed metal/metalloid fraction was calculated as the difference between the added amount and the amount remaining in solution.

After evaluation of the performance based on the model solutions the adsorption capacity was determined with a representative solution matrix collected from the site.

#### Analytical

The standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20 µm. The pH was measured with a standard combination electrode at room temperature.

### 3.4 Adsorption capacities of the materials as a function of pH in the region of 2-10

Depending on the actual  $pH_{ZPC}$  of the materials (determined in 1) the pH range where efficient adsorption takes place will vary and has to be determined. It can be assumed that cationic metals such as zinc whose hydrolysis takes place at high pH will have an accordingly weak adsorption at low pH. For many aluminium silicate surfaces this pH is found somewhere between 8 and 10, which might limit the use of bentonite as an adsorption barrier. From a practical perspective it is difficult to ascertain a pH of 10 on site unless a strong alkaline material is used as an additive, e.g. calcium oxide. Lime (calcium carbonate) will not provide a high enough pH although it is by far easier to handle. Adsorption properties in the low pH range is likewise of high relevance because of the presence of pyrite ash on the site that locally can give a pH below 2. Under such conditions it is unlikely that zinc will be adsorbed at all, only a limited fraction of copper and possibly a slightly higher fraction of lead.

For anions the behaviour is in principle the opposite, i.e. the highest adsorption is expected at low pH. Hence, a low adsorption and adsorption capacity are expected with increasing pH.

#### 3.4.1 Test procedure and analytical

The capacities were determined in batch systems with dispersed clay samples with an equilibrium time of 24 hours. The sample was mixed with the appropriate metal mixture and the pH is set to pH 2 by

addition of dilute hydrochloric acid. After equilibration a small sample (1% of the total volume) was collected, filtered (0.20 µm) and acidified as a preparation for analysis. After evaluation of the performance based on the model solutions the adsorption capacity was determined with a representative solution matrix collected from the site.

#### Analytical

The standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20 µm. The pH was measured with a standard combination electrode at room temperature.

### 3.5 Metal transport times through hydrated clay

The transport of ions through clay depends on in principle four different features: i) the pore density and distribution of pore diameters; ii) the (pH-dependent) charge at the pore surfaces; iii) the charge of the metal species and iv) the concentration gradient. The net effect, including redistribution processes, is usually referred to as “apparent diffusivity”. Even though the permeability of a dense (compacted) clay is typically in the range of  $10^{-12}$  to  $10^{-9}$  this property is related to the penetration of water. For ions the processes are more complex since there is an interaction with the pore walls. In principle their charge balance will determine if a specific ion is adsorbed (opposite charge) or focussed in the centre of the pore (same charge). For elements whose ions are relatively conservative with respect to reactivity it is possible to estimate the travel time through a porous system. If the speciation, and hence the charge or charge density, will change as a response to the chemical environment in the pores (i.e. pH and Eh) the situation is better determined experimentally. The speciation of all the priority elements is sensitive to changes in pH and Eh, as well as the concentrations of counter ions.

#### 3.5.1 Test procedure and analytical

The Aquablok granules were allowed to come into contact with 18.2 MΩ water, in order to hydrate and swell, in polycarbonate test tubes, for a minimum of 48 hours to reach their final hydrated volumes. At the surface of the clay column a mixed metal solution prepared from nitrate salts at neutral pH was added and the system was closed with a lid. After a minimum of thirty days the remaining feed solution was removed and the column sliced in 1 mm sections. The penetration depth was determined after i) leaching with 18.2 MΩ water and ii) leaching of the samples in concentrated nitric acid.

#### Analytical

The standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20 µm. The pH in the aqueous extracts was measured with a standard combination electrode at room temperature.

### 3.6 Impact of small complexing organic molecules on the function of the clay barrier

Small ligands that form metal complexes with the same net charge as the pore walls of the porous matrix will decrease the retention time for metal ions in porous media under some circumstances. The requirements are of course that the ligand forms a stable complex with the metal in question and that it has the same net charge as the walls of the pore. In addition, the coordination complex must physically fit within the pore. Hence, the repulsive forces due to similar charge control the orientation in the pore while the movement is determined by the concentration gradient.

#### 3.6.1 Test procedure and analytical

The same simple methodology as in 3.5 was used but the feed mixture also contains the ligand. Two proxies for natural organic ligands were evaluated. Oxalic acid that serves as an analogue for a group of low molecular weight organic acids that are actively excreted from plants and microorganisms (both



bacteria and fungi). The second ligand was a small humic acid (Aldrich, sodium salt) that served as an analogue for stable organic ligands from the decomposition of plant material. In a final test, representative water from the site served as the feed water, after spiking with metals.

#### Analytical

The standard set of elements (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, U, V, Zn) in the dissolved phase was quantified with ICP-MS after filtration of the samples through 0.20  $\mu\text{m}$ . The pH in the aqueous extracts was measured with a standard combination electrode at room temperature.

In case there was a penetration of metals in the clay column the water extracts were also analysed for oxalic acid and humic acid with capillary electrophoresis and size exclusion chromatography, respectively.

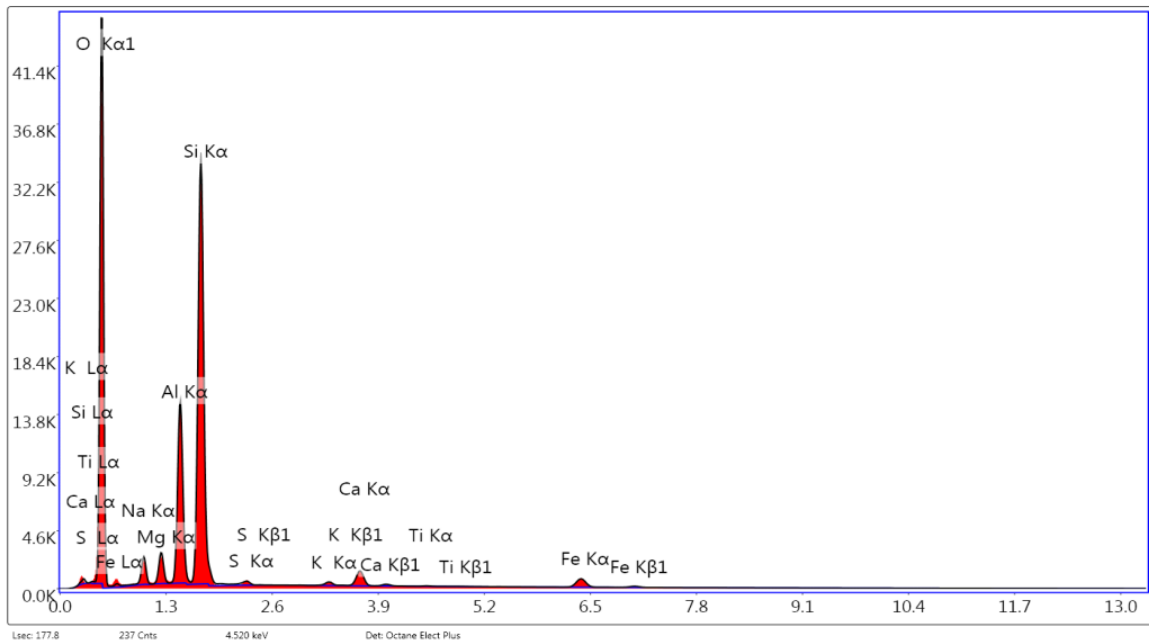
## 4 Results and discussion

### 4.1 Content of principal elements

According to SEM-EDS measurements there are two main differences between ABE and ABW (Table). Although the data is only semi quantitative they provide a rough estimate on the distribution of elements exceeding an abundance of 0.1%. The ABE is richer in magnesium, calcium and iron but has less potassium and aluminium. Since this analysis is restricted to the upper layers of the lattices the difference in ion cation exchangeable ions might influence the pH buffering capacity of the materials. The equilibrium pH of the materials might also be different since the ABE has a higher calcium content. It is not possible to determine the chemical species of calcium from this data set but in the case where it is present as carbonate the resulting pH would of course be around 9. The presence of carbonates is, however, questionable according to this analysis since carbon was below the detection limit. The low content of carbon is also an indication that the brownish colour of ABE is not caused by humic substances.

This analysis also provides some qualitative information on the expected adsorption behaviour of the clays, where iron is the key element. Trivalent iron oxyhydroxides, or oxides, is one of nature's most efficient adsorbent because of its high capacity and ion specificity and these compounds are frequently used for water purification. In fact, their capacities are orders of magnitude higher than for aluminium silicates. For most silicates the pHZPC is in the range 1.5-3 whereas a bentonite clay and iron oxide surface are in the range 7.5-8.5 and 6-7.5, respectively. As a consequence, since cation adsorption occurs within a similar pH range the lower capacity of the clay make them less suited as adsorbents.

EDS Spectrum: BENTONITE | ABW | 20 kV 200 sec | Selected Area 1



BENTONITE | EDS Spectrum: BENTONITE | ABE | Area 4 | Selected Area 1

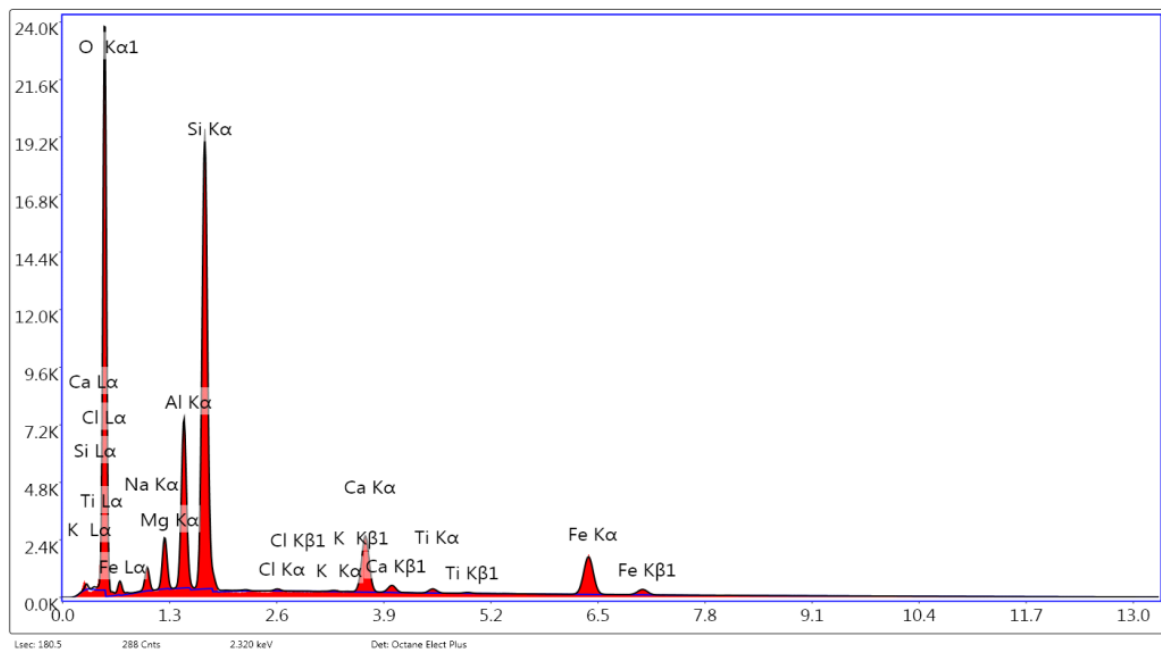


Figure 4.1.1. EDS-spectra for AquaBlok made from European (ABE) or Wyoming (ABW) bentonite.

Element (K α)	ABE		ABW	
	Weight (%)	Atomic (%)	Weight (%)	Atomic (%)
O	48.8	64.8	53.3	66.9

Na	2.3	2.1	2.9	2.6
Mg	3.1	2.7	2.1	1.8
Al	8.8	6.9	10.9	8.1
Si	22.5	17.0	25.8	18.4
Cl	0.1	0.1	0.3	0.2
K	0.1	0.1	0.4	0.2
Ca	5.5	2.9	1.9	0.9
Ti	0.5	0.2	0.1	0.0
Fe	8.3	3.2	2.3	0.8

Table 4.1. Principal elements in AquaBlok made from European (ABE) or Wyoming (ABW) bentonite.

#### 4.2 Acid neutralizing capacity and $pH_{ZPC}$

From figure 7.2.1 it is evident that the minerals present in ABW had a large impact on the solution pH since the equilibrium pH was in the range 7.5 to 9. The impact of ionic strength has an expected distribution with the highest equilibrium pH for deionised water, and then it decreases with increasing ionic strength. From a mechanistic perspective the regions of equilibrium pH indicate that the ABW contains buffering minerals of carbonate type since such minerals would give a pH around or slightly below 9. It is also clear that there is a second buffering mechanism that is related to ionic strength, i.e. lower equilibrium pH at high ionic strength. This effect is most likely caused by the mineral surfaces ability to participate in ion exchange, where hydronium ions replace notably calcium and potassium ions. This mechanism is not in operation at pH below some 6-6.5 which would indicate that the exchangeable ions at least to some extent are derived from the dissolution of calcareous minerals in the clay matrix.

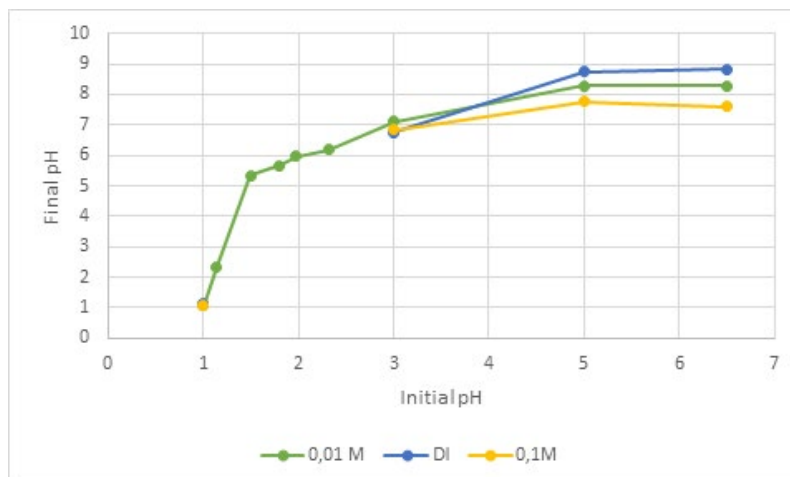


Figure 4.2.1. The relationship the initial pH and that at equilibrium for ABW in matrices consisting of 18.2 MΩ water (DI), 0.01 M and 0.1 M NaClO<sub>4</sub> at L/S 10 for 24 hours (Shojaye, 2018).

The average  $pH_{ZPC}$  for ABW is 6.1 estimated from the titrations and equilibrium with pure water, after accounting for the presence of calcareous minerals and exchangeable cations. However, for the whole

clay matrix, as used in ABW the buffering, there is an efficient pH buffering in the pH region 7.8 – 8.9, as a function of ionic strength with an average capacity of 18 meqv g<sup>-1</sup>.

For ABE the pH<sub>ZPC</sub> was found at 7.2, after accounting for the presence of calcareous minerals and ion exchange. The pH buffering region for the whole clay material was almost identical with ABW but ABE had a higher buffering capacity of 24 meqv g<sup>-1</sup>. This difference is most likely related to the higher content of iron in ABE, resulting in hydrous oxide surface coatings under oxidizing conditions. It is therefore possible that a lower buffering capacity would be found in reducing environments.

### 4.3 Adsorption properties

#### 4.3.1 Controlled test solutions

From these experiments it is evident that the ABW had an almost quantitative sorption of all test elements at pH exceeding 5 when the matrix consisted of pure water with dissolved metal nitrates and pH adjusted with nitric acid (Table 4.3.1.1). Since the equilibrium pH is close to 9, the results are in good agreement with the previous investigation of buffering properties. However, as ionic strength increases there is a corresponding shift of adsorption towards higher pH for all metal ions. This is particularly evident for zinc and cadmium, which is often reported for a wide variety of surfaces. As pH exceeds approximately 7 in the 0.01 M sodium perchlorate solution, which is the equilibrium pH for ABW, the sorption is in practice qualitative for all of the metals. Hence, at this intermediate ionic strength the ABW performs well, mainly because of its pH buffering properties.

At the highest ionic strength in this study, 0.1 M sodium perchlorate, the sorption at pH 1.1 is significantly higher than at the intermediate ionic strength. Sorption is, however, quantitative just below 7 which is the same behaviour as in the intermediate ionic strength system. The pronounced increase at low pH is probably not caused by sorption alone. The combination of low pH and very high ionic strength seemed to induce coagulation, as observed by the naked eye. Although the particle distribution was not included as a parameter in this study formation of aggregates would induce an experimental error since an unknown fraction of the solution would become entrapped in the interior of the aggregates.

ABW (Adsorption (%))					
	pH	Zn	Cd	Cu	Pb
18.2 MΩ Water	1.14	30	6	12	0
	5.75	98	92	99	97
	8.75	99	93	99	97
	8.80	99	97	98	85
	8.82	100	96	99	97
0,01 M NaClO <sub>4</sub>	1.07	25	14	7	0
	2.34	20	10	21	12
	5.34	20	25	67	83
	5.66	48	46	87	83

	5.95	60	53	95	95
	6.19	81	72	95	95
	7.12	99	92	99	92
	8.27	98	96	99	94
	8.28	100	98	99	93
0,1 M NaClO <sub>4</sub>	1.08	36	45	32	0
	6.84	98	87	97	80
	7.59	95	91	64	87
	7.71	98	91	96	82
	7.76	94	70	96	81

Table 4.3.1.1 Metal sorption (%) to ABW as a function of pH and ionic strength (0.01 and 0.10 M NaClO<sub>4</sub>) in a solution with 1 mg L<sup>-1</sup> of each metal ion. The tests were made at L/S 10 and continuous agitation during 24 hours.

ABE (Adsorption (%))					
	pH	Zn	Cd	Cu	Pb
18.2 MΩ Water	1.09	26	12	10	0
	6.64	98	91	99	99
	8.48	99	93	99	99
	8.80	99	95	98	99
	8.82	100	97	99	98
0,01M NaClO <sub>4</sub>	1.10	25	10	7	0
	2.20	27	12	21	8
	5.19	20	23	67	88
	5.87	44	49	87	84
	5.98	54	51	95	98
	6.19	78	69	95	96
	7.10	99	92	99	94
	8.35	98	99	99	98
	8.42	99	98	99	99
	1.10	19	12	5	0

0,1M	6.74	98	89	98	91
NaClO <sub>4</sub>	7.61	99	94	96	95
	7.77	99	99	98	99
	7.83	99	79	96	99

Table 4.3.1.2 Metal sorption (%) to ABE as a function of pH and ionic strength (0.01 and 0.10 M NaClO<sub>4</sub>) in a solution with 1 mg L<sup>-1</sup> of each metal ion. The tests were made at L/S 10 and continuous agitation during 24 hours.

The performance of WBE is very similar in spite of its higher iron content (Table 4.3.2). Considering that it has a higher iron content there is no conclusive evidence that there is a significantly different sorption of cations. Some minor differences are of course present but these are within the experimental uncertainties. It is, however, interesting to note that at low pH and highest ionic strength the sorption on ABE is in fact lower than for ABW. For this material there was no visible coagulation, which would support that this phenomenon had an impact on the corresponding distribution for ABW.

No results are presented for arsenic in these experiments because of experimental difficulties. The continuous contact with atmospheric oxygen resulted most likely in the redistribution of its redox species. When modelling the results from the groundwater sampling in the area it was clear that As(III)/As(V) equilibrium was shifted towards As(III). After contact with air for a minimum of 24 hours, particularly in the presence of iron, it is highly likely that the equilibrium would have shifted towards As(V). Hence, the conditions are not representative for those on the field site.

However, if we assume oxidizing conditions there was an almost quantitative loss of arsenic at pH below some 2.5. This is consistent with a dominance of anionic species and a pH dependent charge reversal in this region. No or very limited sorption of arsenic would have been present at higher pH, because of identical charge on the dissolved species and the surface. Contrary to this theory, some 60% of the arsenic inventory was lost from the solution even at pH 7-8 in the WBE tests. For the WBE the corresponding sorption reached 65%, which is not significantly different from the WBE. Nguyen et al (submitted) have recently reported a similar process. In that study the arsenic accumulated by surface precipitation on a material that was rich in calcium and buffers pH in the same region as the bentonites. It is feasible that similar mechanisms are operating at the bentonite surface but a more detailed study is required in order to make any conclusions. It is clear though that under oxidative conditions both WBW and WBE accumulates arsenic at pH far higher than what is expected from simple ion exchange mechanisms.

#### 4.3.2 Equilibrium with groundwater

In order to determine the release of metals from the two materials under realistic conditions an experiment was undertaken where a groundwater from the site was used as matrix. Previous measurements of the groundwater in the area had demonstrated that precipitation of ferric hydrous oxides began as soon as the sample came into contact with the air. The sample for this test was therefore collected anaerobically, transported to the lab under nitrogen where after the experiments were conducted in a nitrogen atmosphere in a glove box.

Before letting the water in contact with the clays their chemical stabilities were evaluated. This was done by analysing the total and filterable (0.2 µm) concentrations in acidified (1% HNO<sub>3</sub>) and non acidified samples, respectively, after one and ten days of storage in under nitrogen in the glove box. The results are given in table 4.3.2.1 where Swedish regulatory concentrations for drinking water are given for comparison.

Element	Limit drinking water $\mu\text{g L}^{-1}$	Total +1 day $\mu\text{g L}^{-1}$	Total + 10 days $\mu\text{g L}^{-1}$	Dissolved +1 day %	Dissolved +10 day %
Li	n/a	20	21	107	100
Na	100'000	58'118	58'635	106	103
Mg	30'000	11'865	11'885	106	102
Al	500	16'225	16'189	104	101
K	12'000	16'786	15'979	101	103
Ca	100'000	285'724	280'080	104	102
Mn	300	762	723	104	102
Fe	500	116'643	112'715	100	65
Co	n/a	577	559	103	102
Ni	20	267	258	103	103
Zn	5'000	58'203	54'325	103	102
As	10	2'580	2'463	99	15
Rb	n/a	30	27	104	103
Sr	n/a	663	618	102	102
Cd	1	71	69	104	103
Ba	n/a	25	22	94	89
Tl	2	47	42	99	97
Pb	10	174	156	5	4

Table 4.3.2.1 Element concentrations in groundwater samples after storing for one and ten days, including the dissolved ( $0.2 \mu$ ) fraction.

Both the total and filterable fractions in the acidified samples had concentration variations below 10% why this can serve as a reference for the non filtered parallel systems. For all elements except nickel there was a limited loss from the aqueous phase upon storing, most pronounced for iron. It is also striking that for iron and arsenic the filterable fractions went down to 65% and 15% after ten days. The rest of the elements had fairly stable fractions close to 100%, except lead that had about 5% in the dissolved fraction already at day one. Consequently, this simple experiment confirmed that there was a rather high redistribution of iron and arsenic, even in a nitrogen atmosphere.

In a conventional experiment the adsorption to mass relation is studied by increasing the metal concentration to a constant mass of sorbent. In this study the opposite approach was used in order to maintain the original properties of the groundwater that was used in the experiment. Hence, prefiltered ( $0.45 \mu\text{m}$ ) groundwater was pumped into test tubes that contained ABW and ABE, respectively, giving dispersed clay concentrations from  $2.5 \text{ g L}^{-1}$  to  $40 \text{ g L}^{-1}$  in triplicates. The transfer was done under nitrogen and the tubes were kept anaerobic until they reached a nitrogen filled glove box in the laboratory. Samples were taken after 24 hours and 10 days, respectively, filtered ( $0.20 \mu\text{m}$ ) and analysed for their metal concentrations.

#### 4.3.2.1 Critical elements

Aluminium behaves in rather different, but expected, manner where the initial concentration of some  $10600 \mu\text{g L}^{-1}$  was lowered to  $130 \mu\text{g L}^{-1}$  after being in contact with the clay for 10 days after being lowered to roughly  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$  in the 1 day sampling (Figure 4.3.2.1.1). The time dependencies in combination with saturation conditions as a function of clay concentration indicate that the mechanisms are both surface sorption and precipitation of hydrous oxides. Here, it is essential to remember that the equilibrium pH of 8.2 for both clays was reached within 24 hours. It is also noteworthy that the ABE equilibrates at a lower sorbent concentration and that the equilibrium concentration of aluminium is somewhat lower than for the ABW. This is possibly reflecting the properties at the surface interface where the behaviour of is rather similar to hydrous iron oxide.

However, both materials are efficient scavengers for aluminium, since they provide concentrations in the water phase that are well within the natural range for natural Swedish waters.

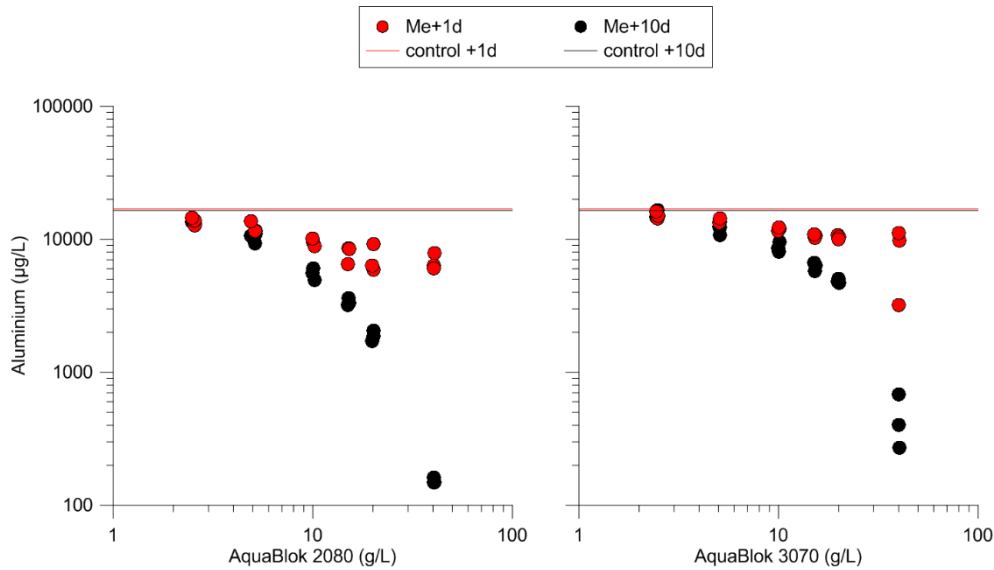


Figure 4.3.2.1.1. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) aluminium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

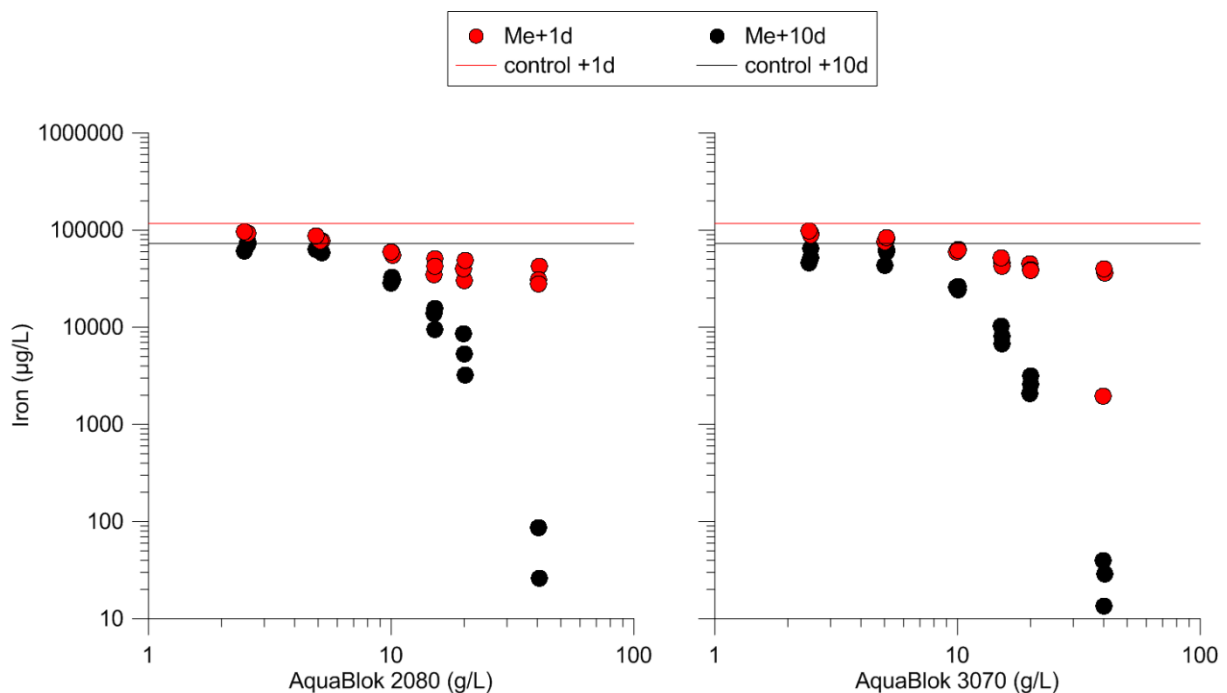


Figure 4.3.2.1.2. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) iron as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.



Both material are excellent sorbents for iron since an initial concentration in the range of  $10000 \mu\text{g L}^{-1}$  went down to  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  after 10 days when the system contained  $40 \text{ g L}^{-1}$  of clay. Since this element was lost from the aqueous phase at very similar amounts as the clay concentration increased there are reasons to assume that similar processes were operating. Since the aqueous concentrations were lowered far below the reference values it is unlikely that precipitation of ferric hydrous oxides took place in the solution phase. A limited precipitation on the surfaces is possible but very difficult to prove. Since anaerobic conditions were maintained throughout the test the concentrations of dissolved iron are more indicative of sorption and a more limited contribution from precipitation. Geochemical modelling of the results indicate that ferrous hydroxide and carbonate might be present, which is consistent with the dissolved concentrations. It is also important to note that ferrous sulphide did not have any impact on the distribution of iron since the dissolved concentrations are orders of magnitude higher.

Calcium is lost from the water phase from a clay concentration around  $10 \text{ mg L}^{-1}$  and increases with clay content. The process seems to be completed within a day and is most likely a combination of adsorption and precipitation, according to geochemical modelling. Since these processes occur at the surface, providing a high concentration of calcium it is highly likely that they enhance the retention of arsenic (see below).

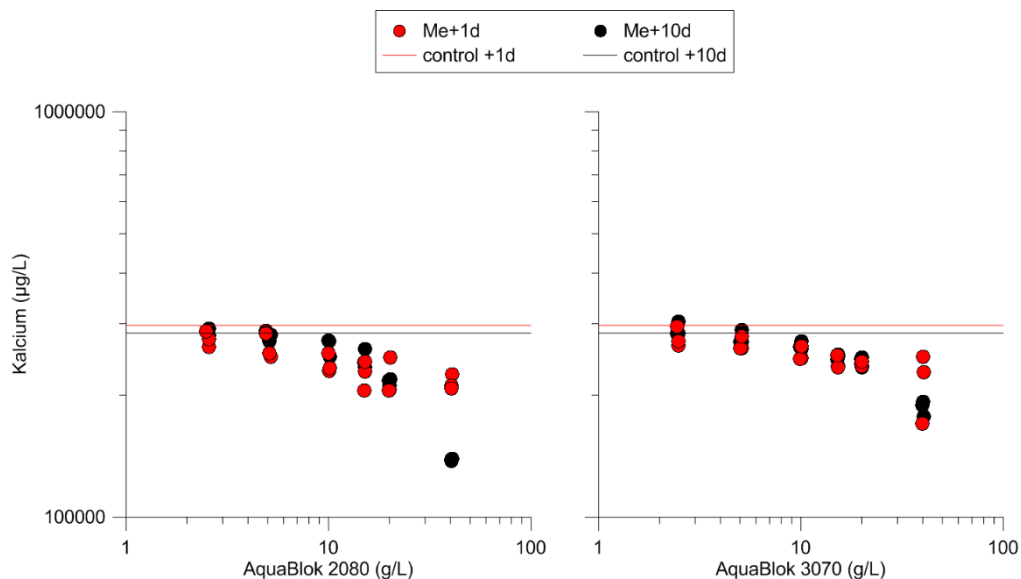


Figure 4.3.2.1.3. Equilibrium concentrations of dissolved ( $0.20 \mu\text{m}$ ) calcium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

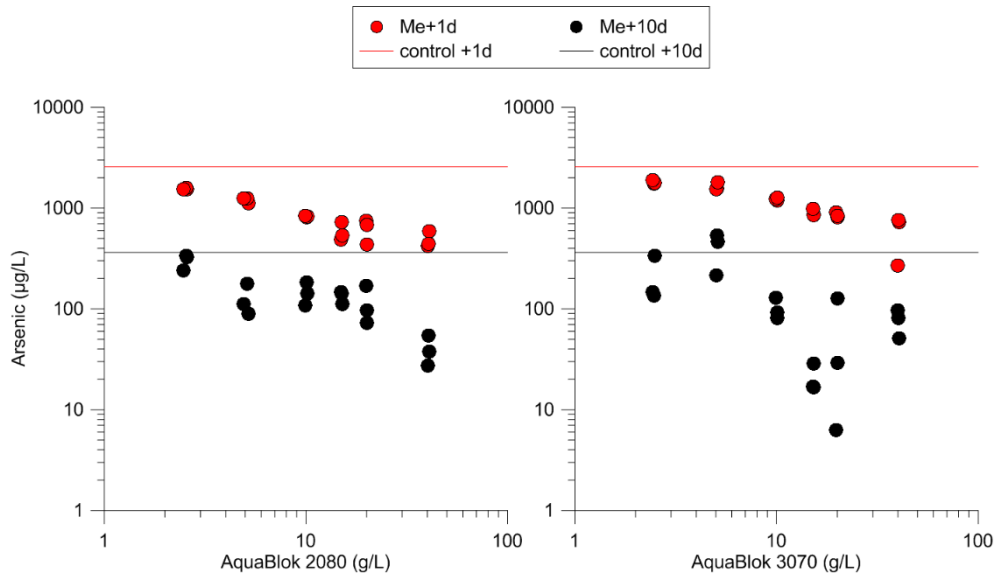


Figure 4.3.2.1.4. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) arsenic as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

Although a lowering of dissolved arsenic was noted as the groundwater samples were stored under nitrogen (see above) the presence of clay lowered the concentrations further. After one day of contact with ABE the dissolved concentration was lowered with roughly one order of magnitude in systems with the highest clay concentration. In this system it went down almost two orders after ten days. For ABW the results were similar, but data were more scattered. Considering that equilibrium pH was 8.2 these results are excellent for the performance of the clays. The mechanisms are, however, more complicated to determine. According to modelling the systems were undersaturated why sorption processes would be the most likely mechanism. Since the surface properties of both clays in combination with the equilibrium pH indicate very weak forces of attraction to dissolved anionic arsenic species it is unlikely that sorption would work. It is however, possible that the bulk solution conditions are far from those at the clay interface. For a waste product with similar composition and equilibrium pH an almost identical process was found (Nguyen et al, 2019). In this case the abundance of calcium and iron resulted in a very high accumulation of the corresponding arsenates on the surface through precipitation. As the precipitate grew there was also an entrapment of arsenate by adsorption of arsenate, most likely by the formation of surface complexes. In order to understand the precise mechanisms in the clay systems more experimental data is needed but it can be concluded that the materials have a high accumulation capacity for arsenic.

Both clays accumulated cadmium and the efficiency increased dramatically with increasing time and clay concentration. At high clay concentration the ABE accumulated some 60% already after one day and at 10 g L<sup>-1</sup> clay concentration. As can be seen in figure ZZ increasing the concentration of ABE increased the efficiency considerable for a 10 day contact time. In this case the dissolved concentration was lowered to roughly one order of magnitude in comparison with the groundwater. At high concentrations and contact time the ABE retains cadmium efficiently enough to yield a dissolved concentration close to the range for Swedish waters. The ABW was less efficient in terms of both clay concentration, contact time, and even at the highest clay content the dissolved cadmium concentrations were above those expected in the environment. For both materials the mechanism is dominated by surface adsorption.

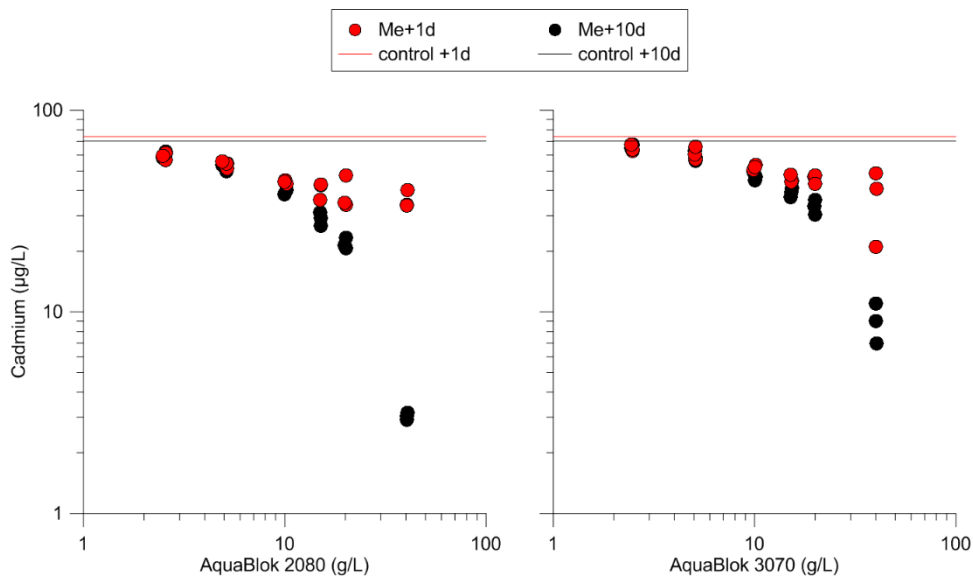


Figure 4.3.2.1.5. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) cadmium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

Just as for cadmium there was an efficient retention of zinc at high clay concentrations, which is expected because of chemical similarities between the ions. The relationships to clay concentration and time are similar but the efficiencies differ. For ABE the dissolved concentrations went down from  $60000 \mu\text{g L}^{-1}$  to  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$  when exposed to  $40 \text{ g L}^{-1}$  clay for ten days whereas for ABW it was around  $7000 \mu\text{g L}^{-1}$ . The reason for the difference between the elements is most likely related to the much higher concentration of zinc in the groundwater. In fact, the concentration profiles indicate that the surfaces are saturated with zinc and this observation opens for another interesting aspect. In spite of the very high concentration of zinc, both of the clays adsorb cadmium that is a clear indication that the mechanisms are element specific. Hence, both materials will retain the more toxic cadmium without any interferences from zinc, at least with the concentration ratios in this experiment.

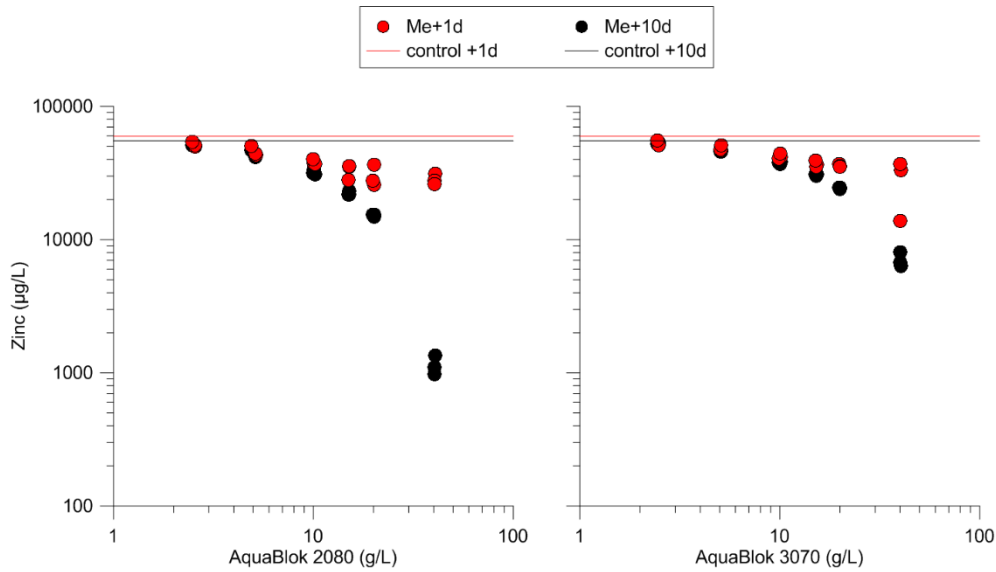


Figure 4.3.2.1.6. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) zinc as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

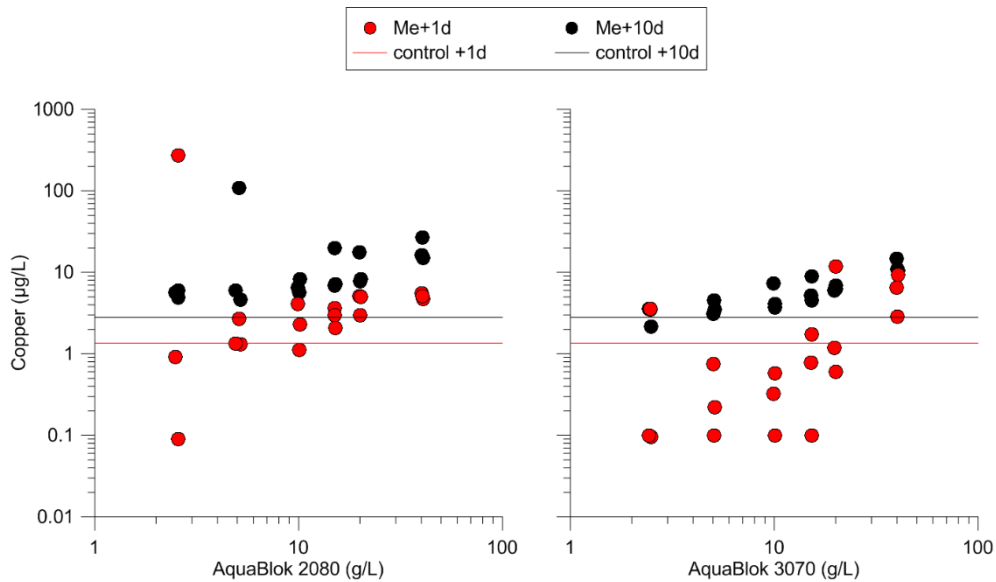


Figure 4.3.2.1.7. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) copper as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

Copper behaves in a very different manner in comparison with the other elements. For the ABE the one day contact time there is a tendency for increased concentrations in the dissolved water phase with increasing clay concentration with possibly up to one order of magnitude. As the time was extended to ten days the same tendency remains. For the ABW there is an obvious hysteresis in the tests that lasted only one day but a more systematic increase of dissolved copper as the clay concentration increases. The magnitude of the release is similar for the two clays and reaches about one order of magnitude in comparison with the starting concentrations in the groundwater. This results in equilibrium concentrations around  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ , which is in the upper range for Swedish waters. Such a behaviour is contrary to adsorption theory, which states that at high pH there is a quantitative adsorption for this kind of material. The most likely reason for this different behaviour would be the formation of dissolved complexes whose stability exceeds the corresponding surface complexes (adsorbed species). Considering the hysteresis in data from the one day experiments it seems like the process is kinetically controlled. Given the composition of the materials the most likely ligand candidates would be hydroxide, (bi)carbonate and mixed complexes with different proportions of these anions.

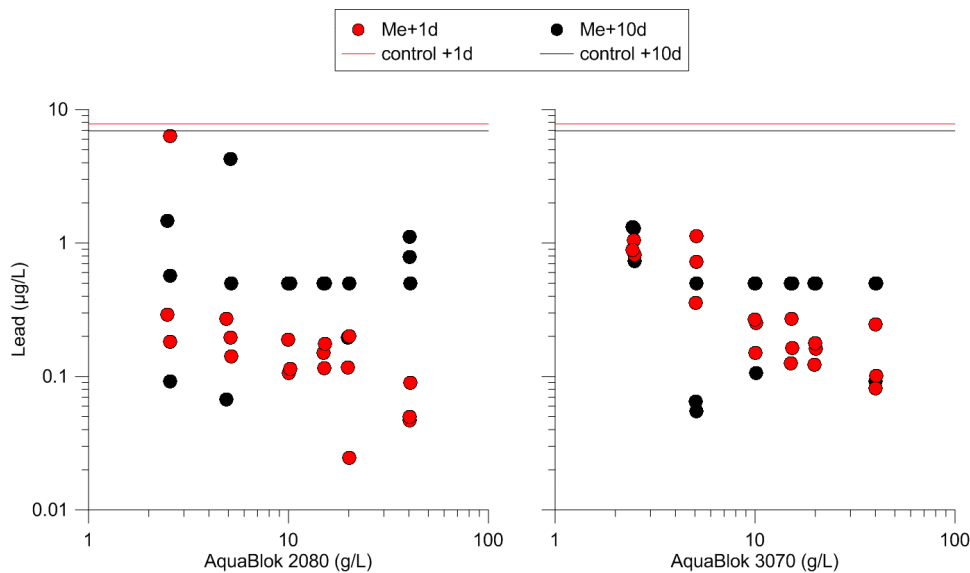


Figure 4.3.2.1.8. Equilibrium concentrations of dissolved ( $0.20 \mu\text{m}$ ) lead as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represents the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

Lead also showed a hysteresis in data but at concentrations that were significantly below those in the groundwater. Hence, both ABE and ABW efficiently retained lead giving equilibrium concentrations in the range  $0.1\text{--}2.0 \mu\text{g L}^{-1}$ , which is in the upper range for Swedish environmental waters. In spite of the scattered data two tendencies are possible: i) lower dissolved concentrations for one day contact time and ii) no relation to the amount of clay. At these concentrations the formation of stoichiometric solids are highly unlikely why adsorption would control the distribution. Just as for copper, lead forms rather stable dissolved complexes with hydroxide and (bi)carbonate ions. Considering the higher dissolved concentrations with time it is possible that a kinetically controlled desorption takes place after the initial adsorption, leading to secondary equilibria that controls the distribution.

#### 4.3.2.2 Elements retained by the clay

Cobalt exhibits a behaviour that resembles cadmium, which is expected from a divalent cation. The impact of time and clay concentration is evident from figure TT. Here, the starting concentrations around  $500 \mu\text{g L}^{-1}$  went down to some  $40 \mu\text{g L}^{-1}$  after contact with  $40 \text{ g L}^{-1}$  ABE. The ABW was less efficient, giving a concentration just below  $110 \mu\text{g L}^{-1}$  under the same conditions.

Nickel has an almost identical behaviour as cobalt, although both starting  $250 \mu\text{g L}^{-1}$  and final concentrations are lower. For ABE and ABW the dissolved concentrations after contact with  $40 \text{ g L}^{-1}$  for ten days were  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  and  $80 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectively. Hence, the higher efficiency for ABE remains.

Even the lowest concentrations of cobalt and nickel, according to this experiment, are higher than what is found in natural Swedish waters which would cause some concern for the future.

Thallium behaves in a rather different, but predictive way. For both ABE and ABW there is a direct response for thallium concentrations in solution and the clay concentration, particularly after a contact time of ten days. This information is particularly important since thallium is one of the elements with highest chemical toxicity that we know of. In fact, the concentrations in the groundwater,  $40\text{-}50 \mu\text{g L}^{-1}$ , are approximately 100-1000 times above levels where biological effects can be expected. Even after contact with the clay matrix the solution concentrations are higher than expected in Swedish waters.

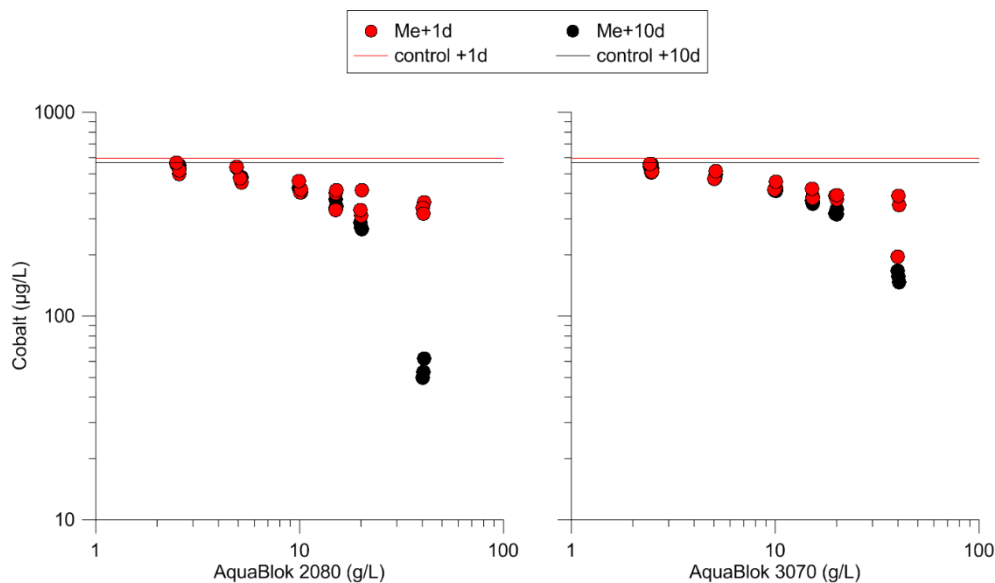


Figure 4.3.2.2.1. Equilibrium concentrations of dissolved ( $0.20 \mu\text{m}$ ) cobalt as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

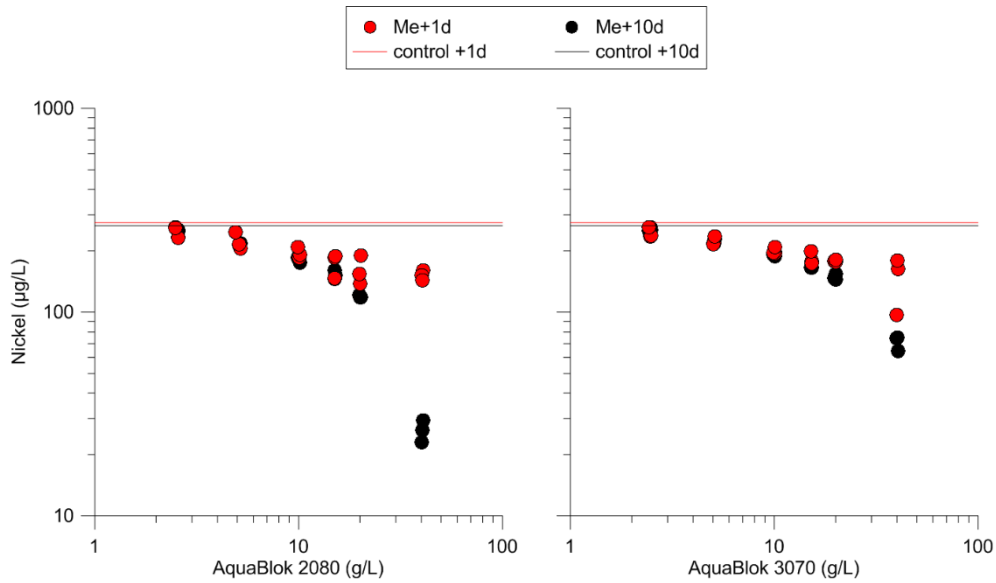


Figure 4.3.2.2.2. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) nickel as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

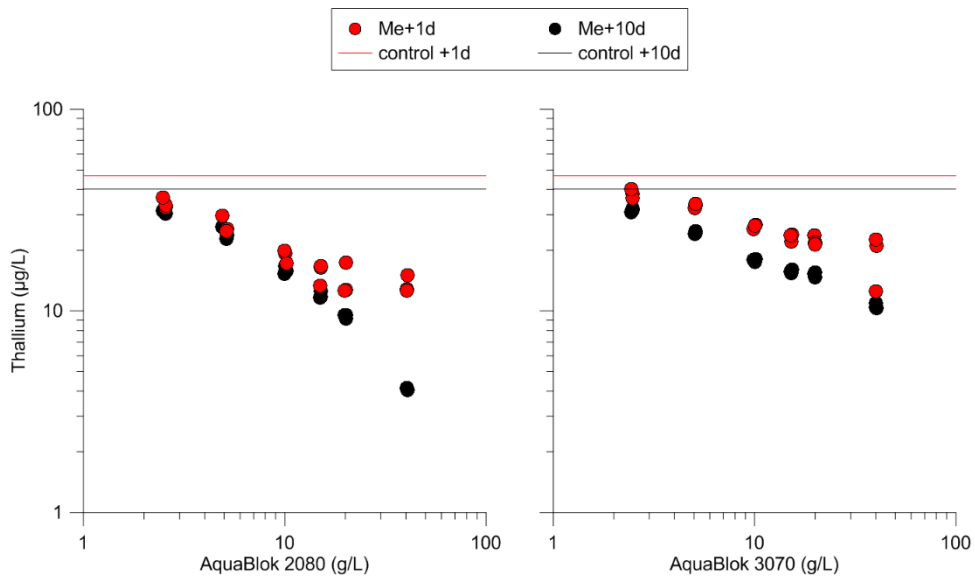


Figure 4.3.2.2.3. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) thallium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

## 4.3.2.3 Elements released from the clay

Here follows an overview of elements with environmental or technical relevance that were released from the materials.

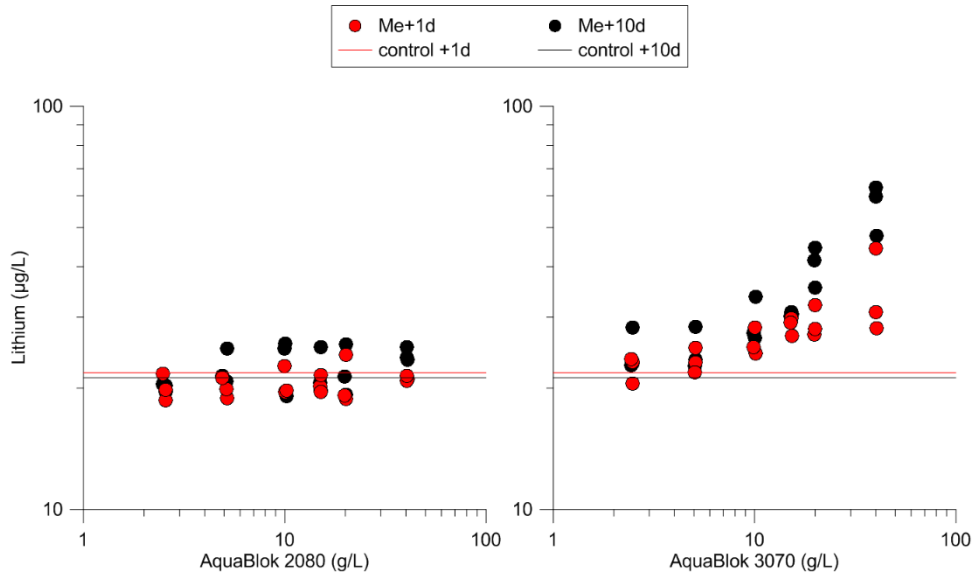


Figure 4.3.2.2.4. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) lithium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater without contact with the clays.

For lithium in ABE there was a rather constant concentration around  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  which is not different from the control samples. In the ABW systems, however, there is pronounced increase in the aqueous phase with increasing clay content. The release process is time dependent and after ten days it has reached some  $70 \mu\text{g L}^{-1}$  why the ABW acts as a source for this element. Although lithium concentrations in natural waters are highly variable concentrations approaching  $\mu\text{g L}^{-1}$  should be noticed. Negative environmental impact of this element has been reported for concentrations at  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  but there is no unified knowledge at this stage.

Both ABE and ABW release high amounts of sodium, giving equilibrium concentrations  $600 \text{ mg L}^{-1}$ . This concentration would not have any direct environmental impact but might induce flocculation of inorganic and organic colloids.

Gallium was released from both materials but highest from the ABW. This element has no environmental impact, as far as we know today. It is however, used in modern “green” technologies why the information might be relevant in the future. In natural Swedish waters the concentrations are usually (well) below  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Concentrations of strontium in Swedish waters are also highly variable, and usually reflecting the mineralogy. It has been noticed in some circumstances that elevated levels are detrimental to some aquatic life. The release from both ABE and ABW is very rapid and high, resulting in concentrations in around  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , which is far above what can be considered as background.



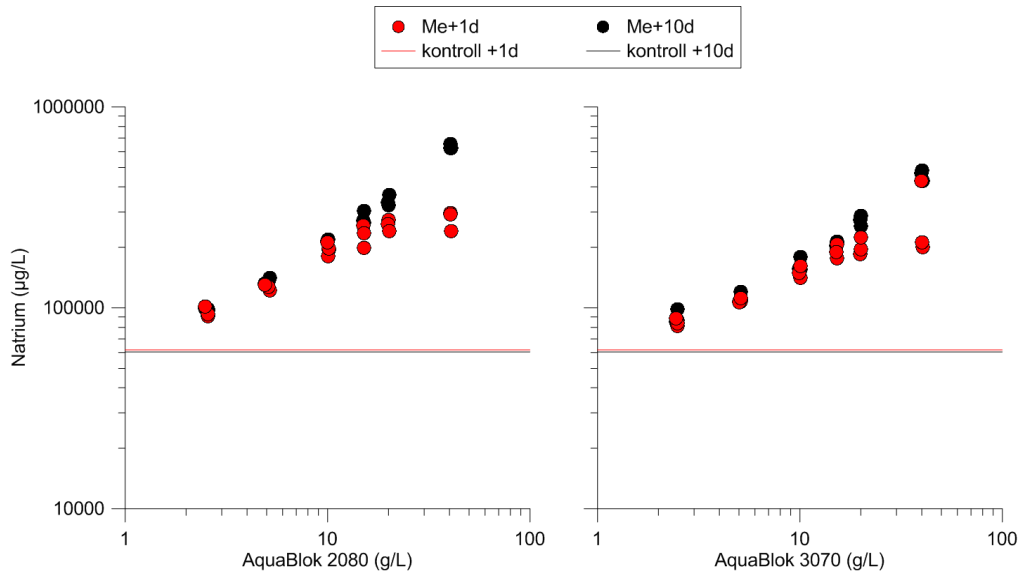


Figure 4.3.2.2.5. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) sodium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

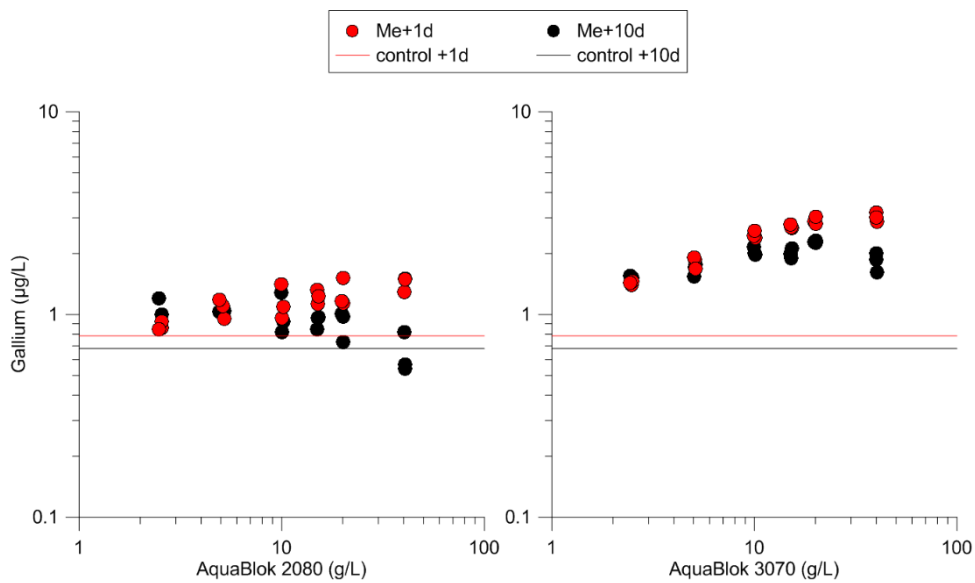


Figure 4.3.2.2.6. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) gallium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

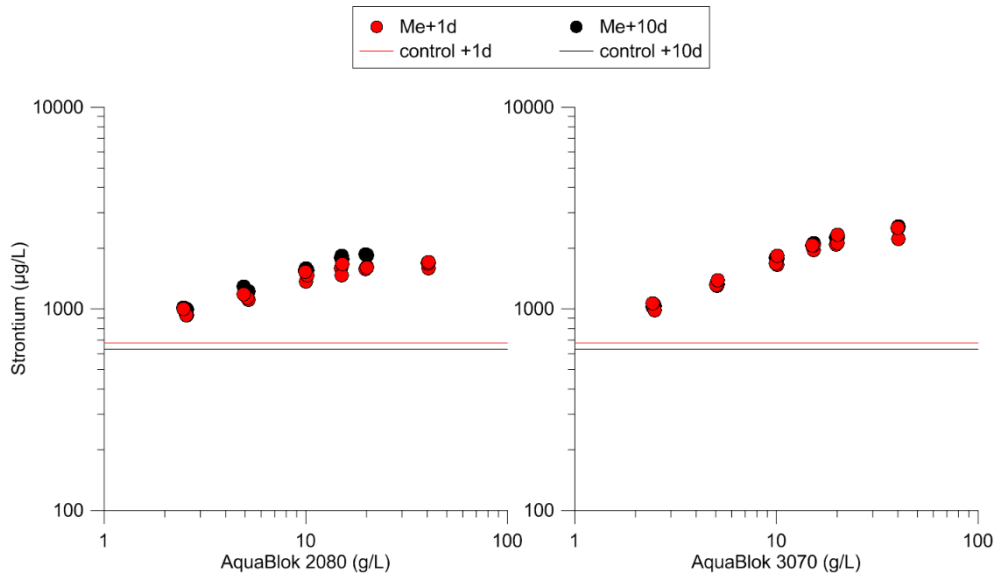


Figure 4.3.2.2.7. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) strontium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

Also molybdenum is released from both materials. Highest concentrations came from ABW and for the 10 days water exposure they reached some 60 µg L<sup>-1</sup>. Since background is expected below 1 µg L<sup>-1</sup> the materials might serve as a source, at least in local perspective.

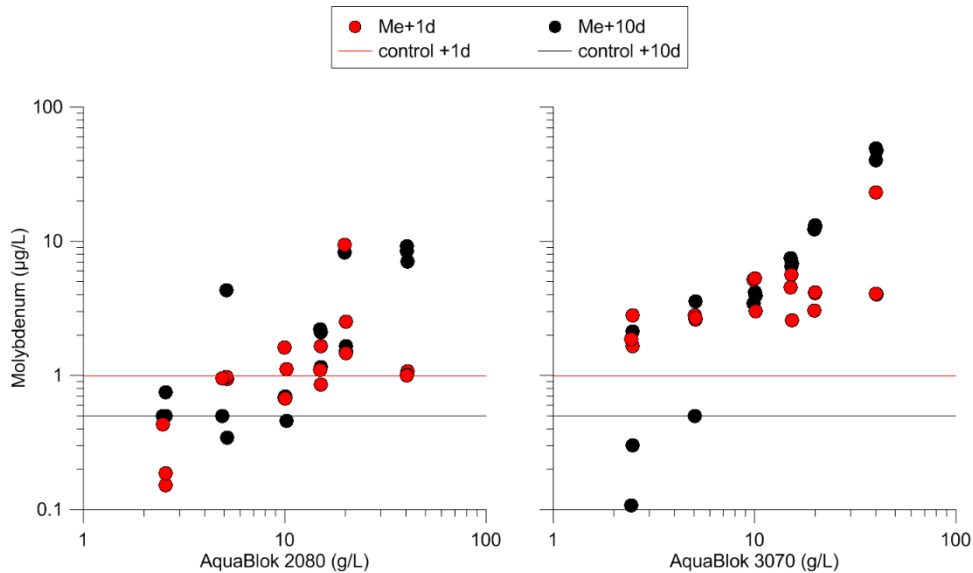


Figure 4.3.2.2.8. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) molybdenum as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

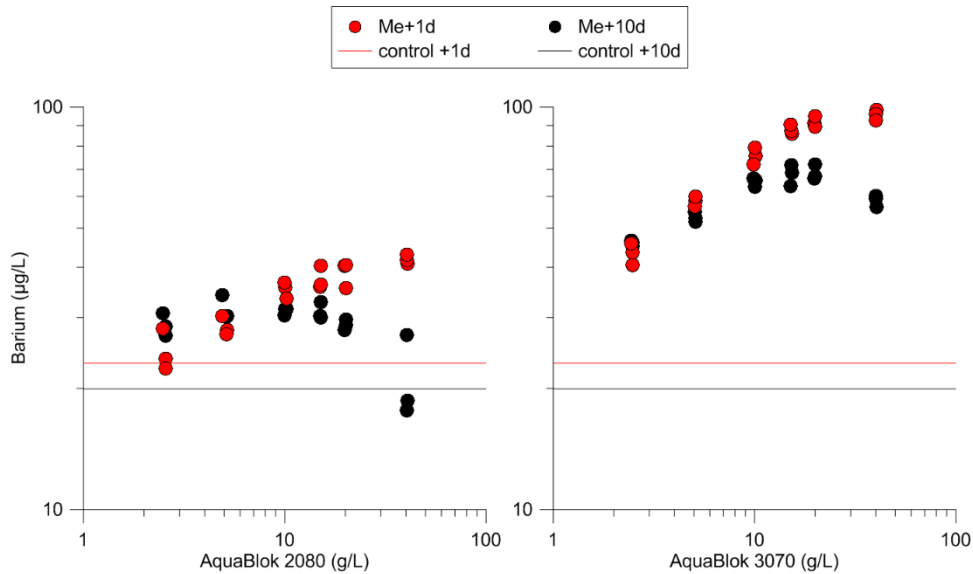


Figure 4.3.2.2.9. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) barium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

Barium has a bimodal behaviour with a rather rapid release from the clays, followed by lowered concentrations in the aqueous phase as the clay concentration increases. For ABE the concentrations of dissolved barium went down to, or slightly below the groundwater, at highest clay concentration. For ABW, however, there was a net release. The lowered concentrations at high clay concentration and ten days contact time would indicate a kinetically controlled chemical shift that depends on some component being released from the materials. From an environmental perspective concentrations approaching some  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  might call for some concern in the future.

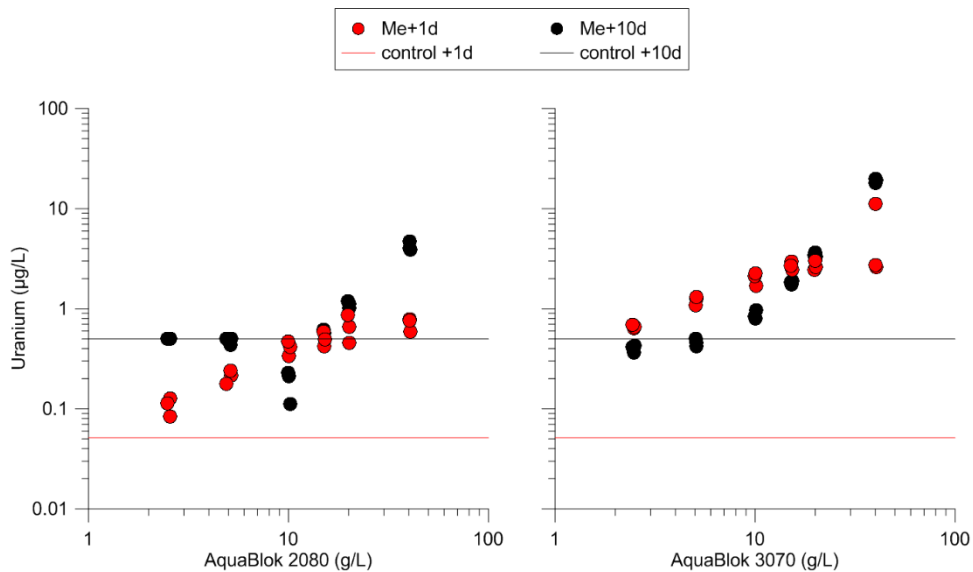
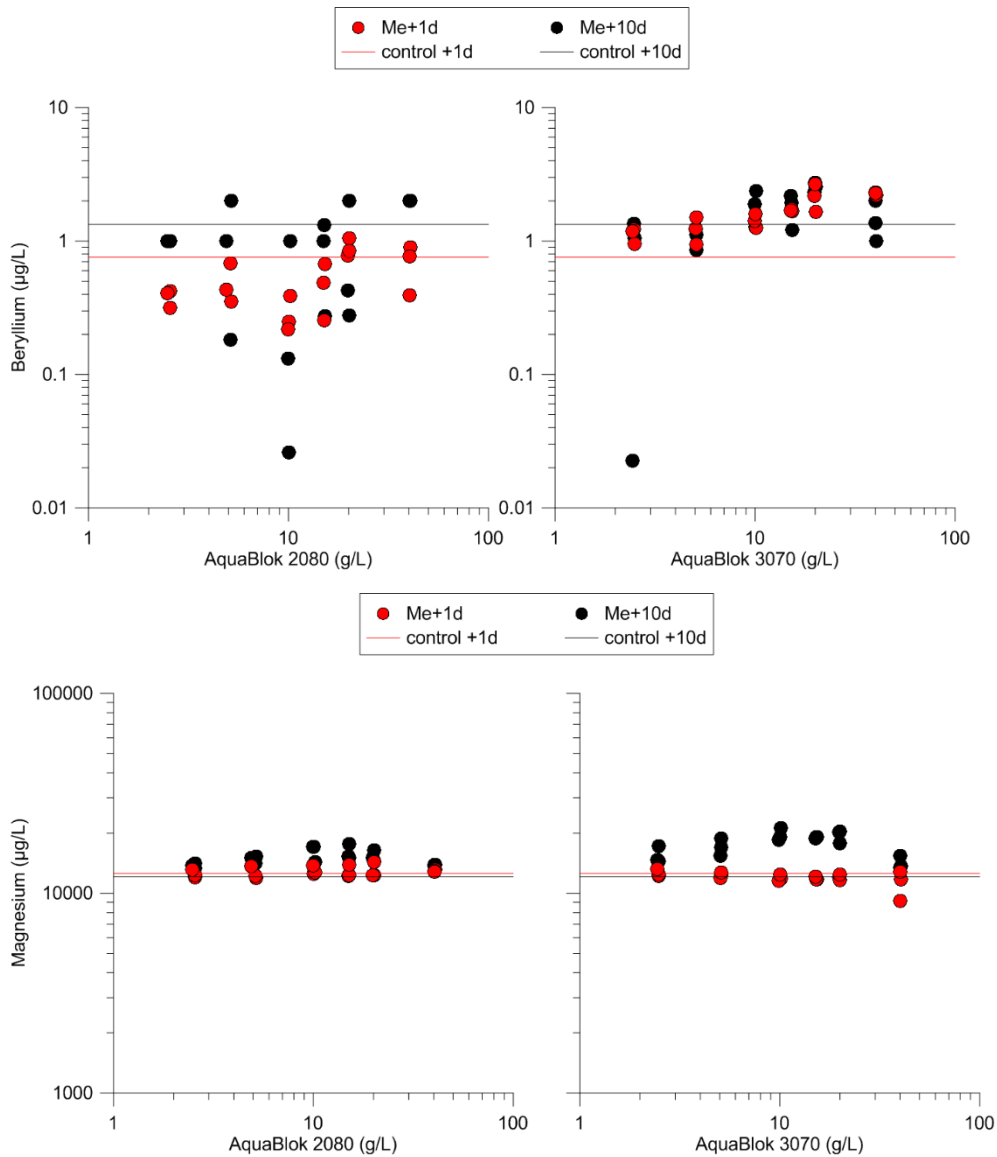


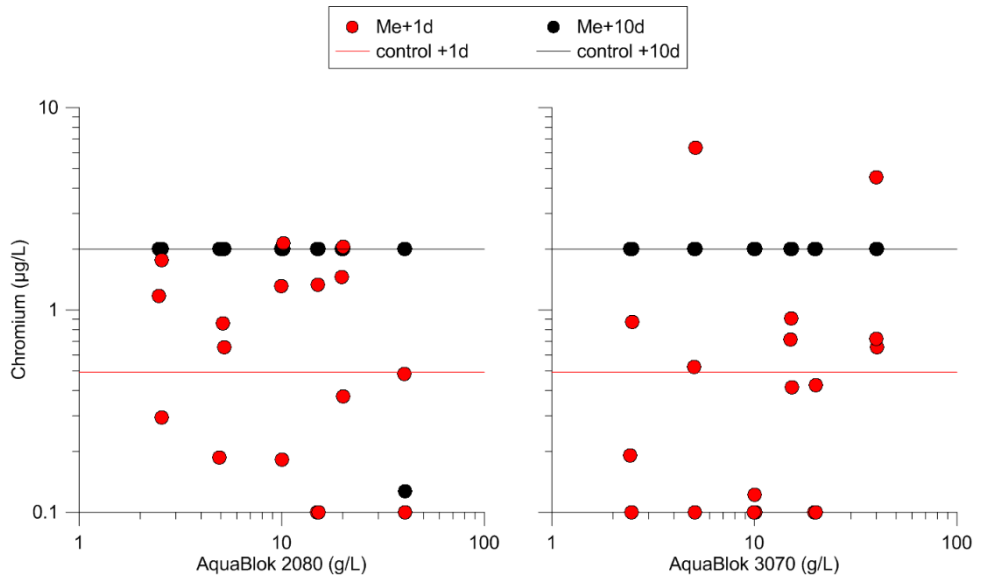
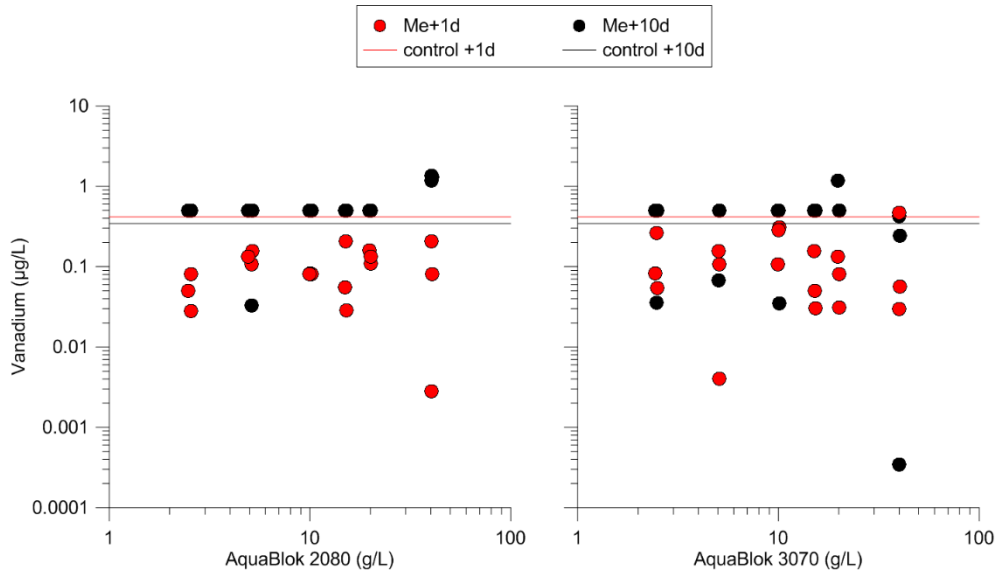
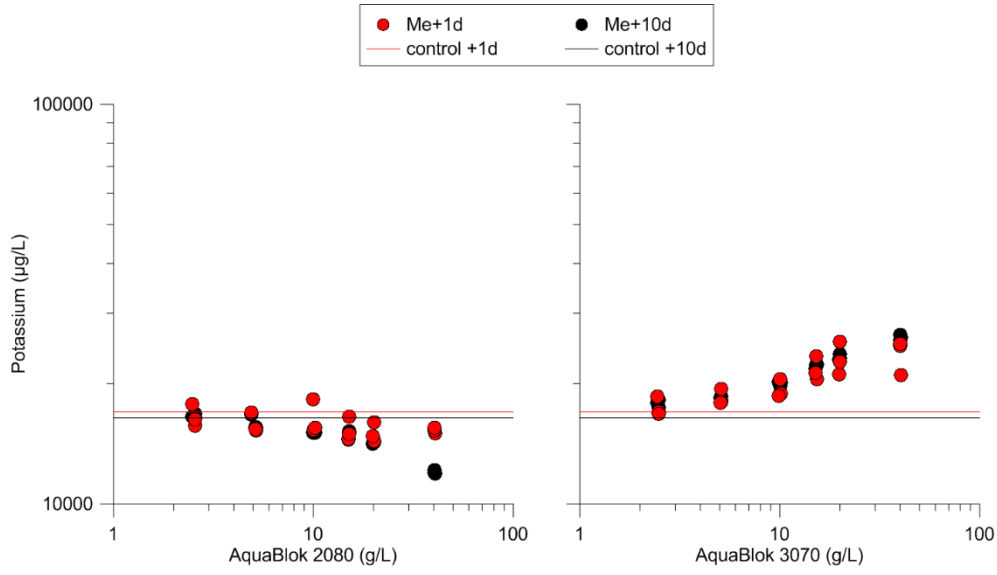
Figure 4.3.2.2.10. Equilibrium concentrations of dissolved (0.20 µm) uranium as a function of concentration of suspended clay for ABE (AquaBlok 2080) and ABW (AquaBlok 3070) when

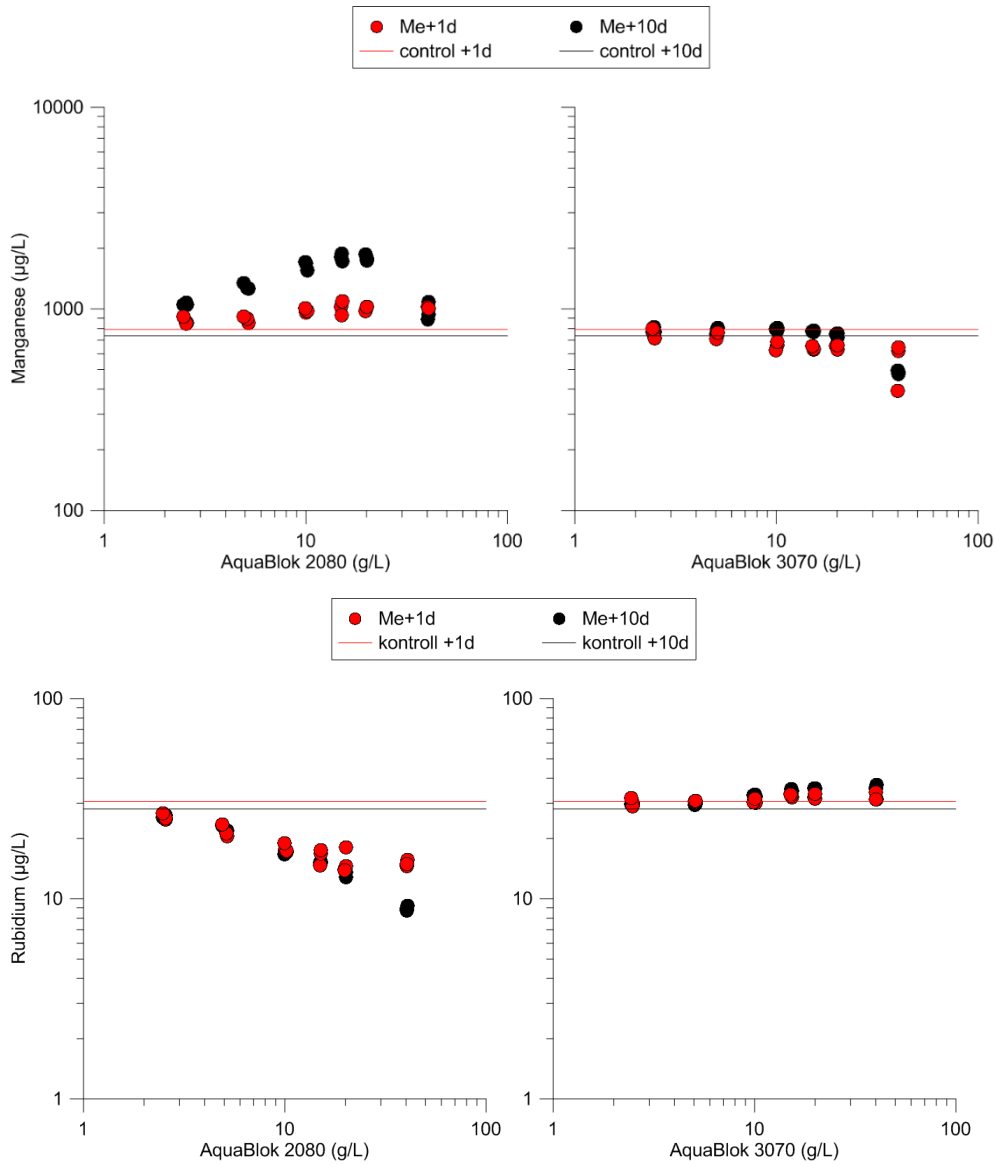
groundwater from the site is in contact for 1 day and 10 days, respectively, in a nitrogen atmosphere. Solid lines represent the corresponding concentrations in groundwater before contact with the clays.

Both materials released uranium whose concentrations were positively correlated with the clay concentrations. The resulting concentrations around  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  is within the range for Swedish groundwater but on the high side for surface waters.

Here follows a graphical presentation of elements where the metal release was small or inconsistent.







#### 4.4 Metal transport times through hydrated clay

After removal of the metal containing solution the pH (L/S 100, water extraction) in the first 2 mm section had reached 8.1 (ABE) and 8.4 (ABW) after thirty days. The acid leachable metal content, corrected for the clay initial content, were not different from the maximum capacity in any of the clays for cationic elements. Since arsenic anion (arsenate, arsenite) adsorbs at low pH it was as expected that only 13% of this maximum capacity was found for ABW at pH 8.1. The ABE reached some 22%, in spite of the high pH, which indicates that the surface had a different composition. The higher capacity is in line with the high iron content. Although the mechanism has not been studied in detail it is possible that reduction of arsenite species favoured the accumulation of the element to the clay surface. Several attempts were made to sample and extract metals from deeper strata in the cores but neither water leachable or acid soluble elements were found at concentrations exceeding the backgrounds. Extending the contact time up to three months did not provide any different results. It is therefore concluded that the penetration depth (rate of apparent diffusion) was negligible during the time of the experiment.

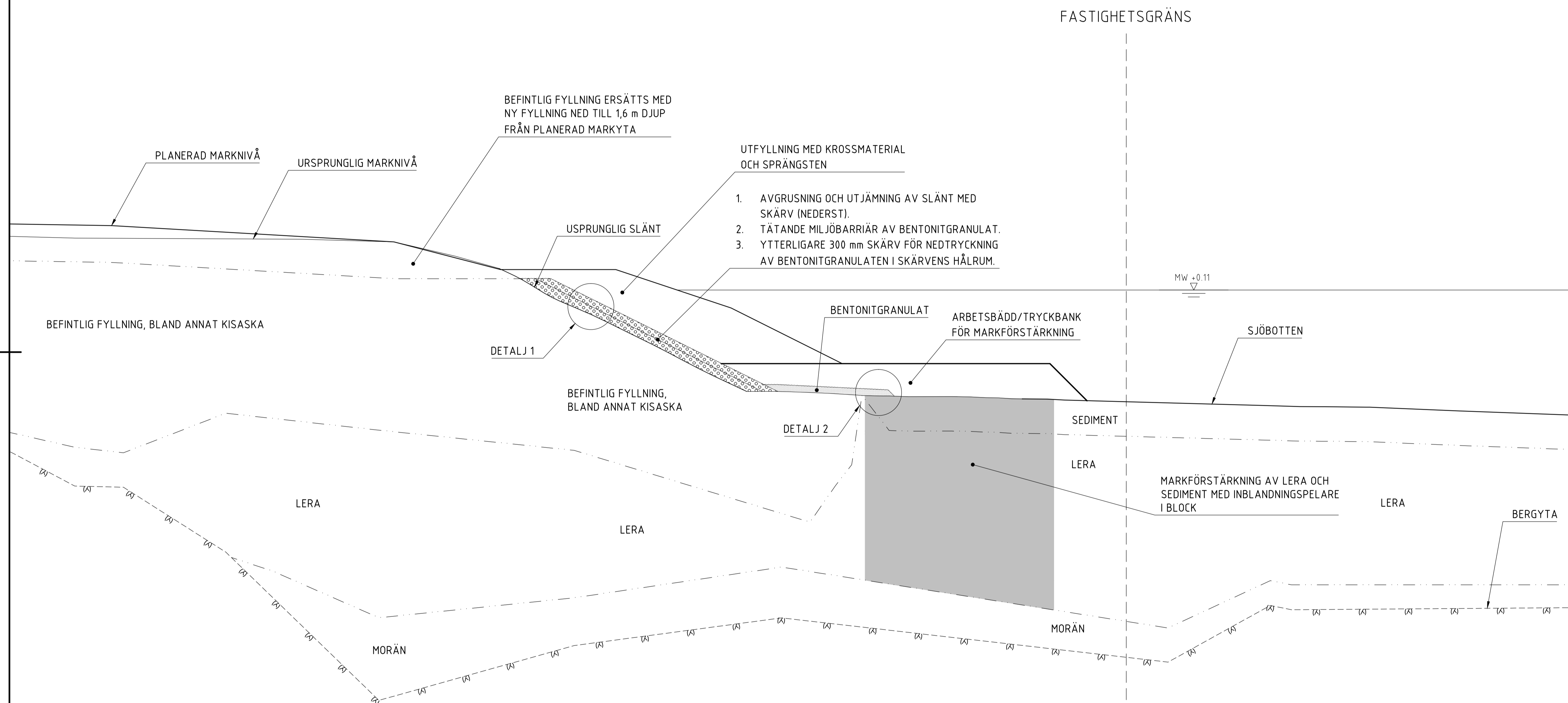
#### 4.5 Impact of small organic molecules on the transport of metals through the clay

The results from this part of the study are identical with those in 7.5, i.e the entirely inorganic systems. Although the metal complexes with oxalic acid and humic compounds are fairly strong it was not possible to identify any increased migration distances in the clay matrices after thirty days nor after three months.

# Bilaga 5

Sektioner





BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	SIGN	DATUM

**UTREDNING**

KVARNHOLMEN/GÄDDVIKEN

**iterio**

Östgötagatan 12, 116 25 Stockholm  
Tel: 010-410 363 00

UPPDRAG NR 4171	RITAD AV S ARYANNEJAD	HANDLÄGGARE E ARNER
DATUM 2019-05-17	ANSVARIG / GRANSKARE E ARNER	

HÄSTHOLMSSUNDET, GÄDDVIKEN  
MILJÖBARRIÄR  
PRINCIPSEKTION

SKALA	NUMMER	BET
1:100	G-15.2-02	

**UTFÖRANDE**

BEFINTLIG SLÄNT AVJÄMNAS TILL LUTNING  $\leq 1:1,5$  MED ETT LAGER SKÄRV, MIN 300 mm. DÄR BOTTENLUTNINGEN ÄR MINDRE ÄN 1:5 UTFÖRS TÄTNINGEN ENLIGT DETALJ 2.

BENTONITGRANULAT STRÖS UT ÖVER SKÄRVEN I EN MÄNGD SOM FYLLER PORERNA.

EVENTUELL ÖVERFLÖDIG BETONITGRANULAT SOM HAMNAT UTANPÅ SKÄRVLAGRET SCHAKTAS BORT. KONTROLL UTFÖRS MED DYKARE.

EN NÅLFILTAD SKYDDSGEOTEXTIL 800 g/m<sup>2</sup> UTLÄGGS OCH SORTERAD SPRÄNGSTEN FYLLS. FYLLNINGEN UTFÖRS NEDIFRÅN OCH UPPÅT MED SKOPA.

UPPFYLLNING AV ARBETSBÄDD/TRYCKBANK FÖR MARKFÖRSTÄRKNING UTFÖRS.

INBLANDNINGSPELARE INSTALLERAS.

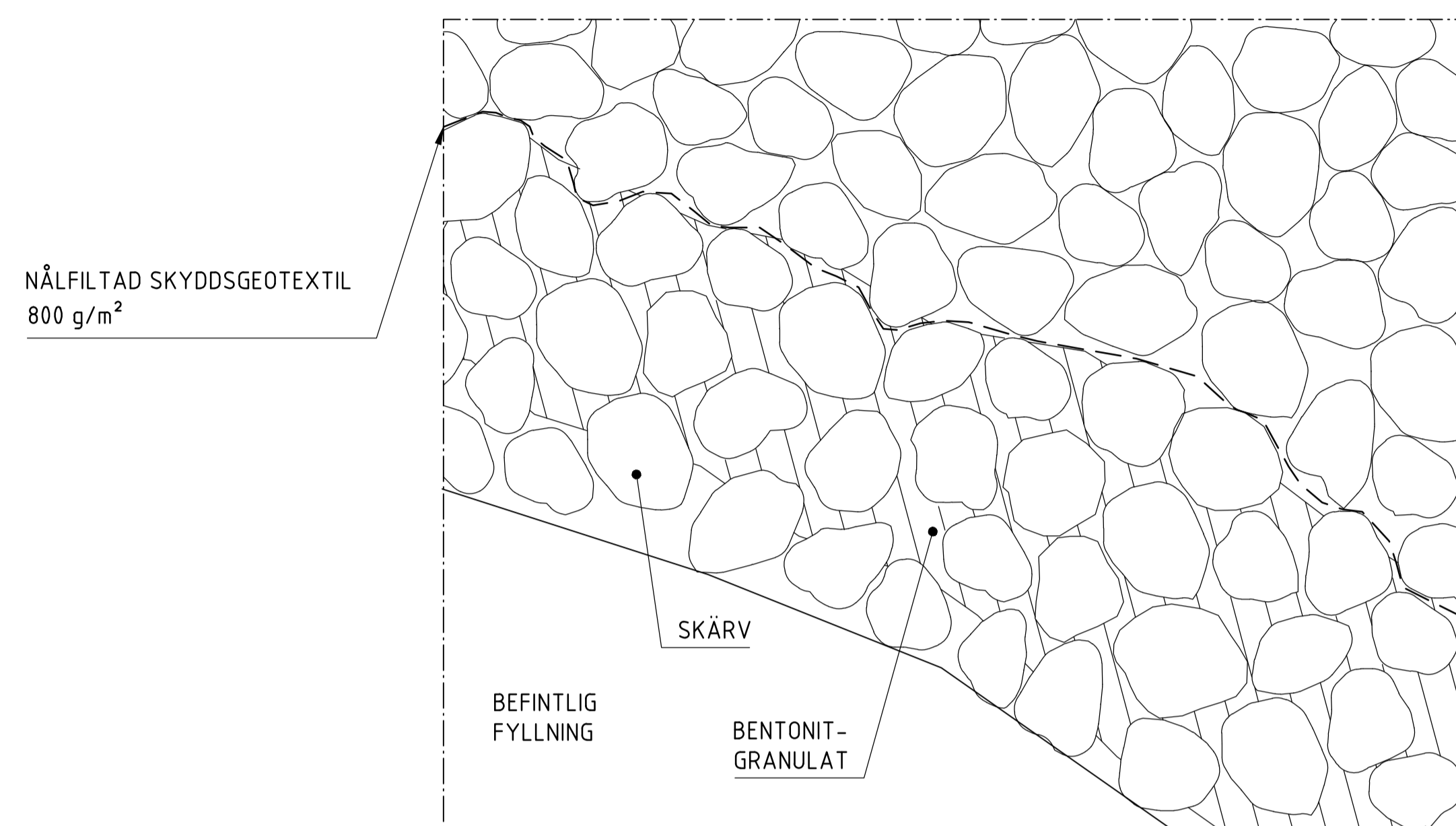
UTFYLLNING FÖR BREDDNING AV PARK OCH BYGGANDE AV EROSIONSSKYDD UTFÖRS EFTER ATT INBLANDNINGSPELARNA UTFÖRTS.

**MATERIAL**

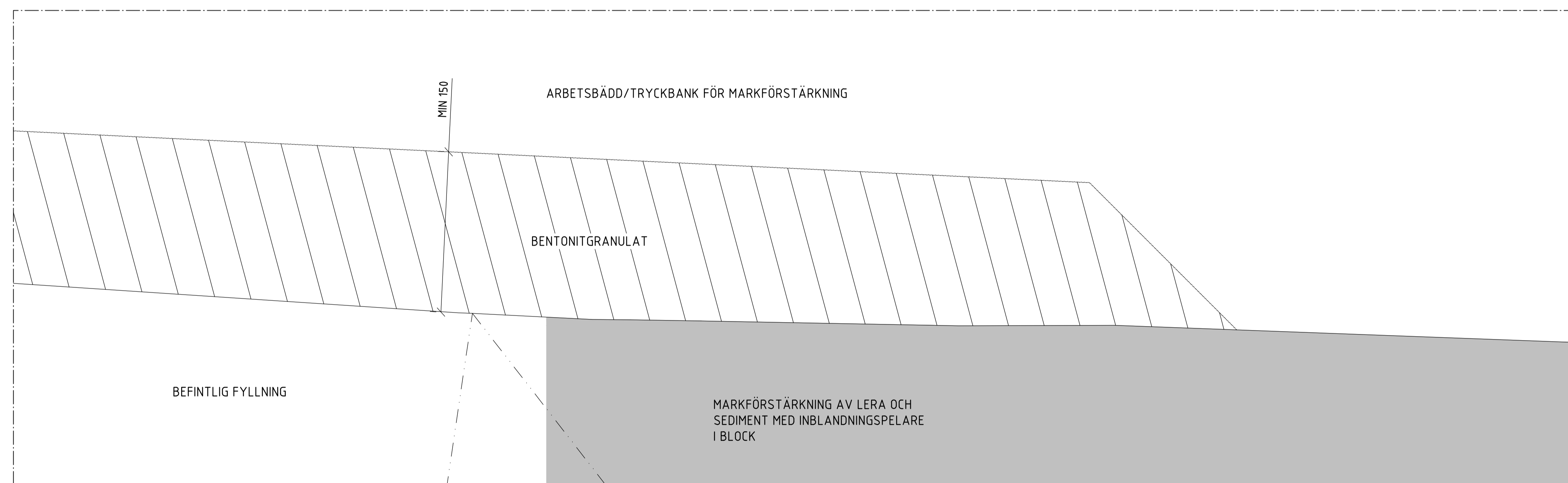
**SKÄRV:**  
 KROSS 64-125.

**BENTONITGRANULAT:**  
 AQUABLOCK ELLER MOTSVARANDE.

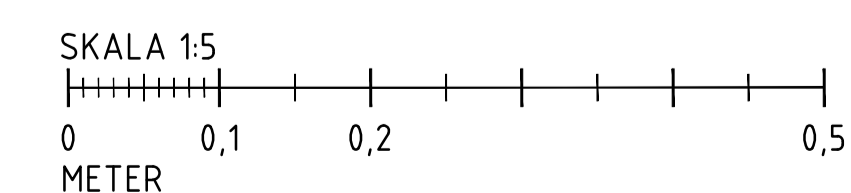
**ARBETSBÄDD/TRYCKBANK:**  
 KROSS MED STÖRSTA STENSTORLEK 90 mm.



**DETALJ 1**  
 1:5



**DETALJ 2**  
 1:5



BET	ANT	ÄNDRINGEN AVSER	SIGN	DATUM

UTREDNING

KVARNHOLMEN/GÄDDVIKEN

**iterio**

Östgötagatan 12, 116 25 Stockholm  
Tel: 010-410 363 00

UPPDRAG NR	RITAD AV	HANDLÄGGARE
4171	S ÅRYANNEJAD	E ARNER
DATUM	ANSVARIG / GRANSKARE	
2019-05-17	E ARNER	

HÄSTHOLMSSUNDET, GÄDDVIKEN  
MILJÖBARRIÄR  
PRINCIPSEKTION  
DETALJER

SKALA	NUMMER	BET
1:5	G-15.6-01	