

# Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling

– Metodutveckling och exempel på tillämpning

RAPPORT 5891 • FEBRUARI 2009



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR  
SANERING**



# Multikriterieanalys (MKA) för hållbar efterbehandling av förorenade områden

Metodutveckling och exempel på tillämpning

Lars Rosén, Pär-Erik Back (FRIST)  
Tore Söderqvist, Åsa Soutukorva (Enveco)  
Patrik Brodd och Lars Grahn (SWECO).

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

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

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

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

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620- 5891-3.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Elektronisk version

Omslag: foto: Lars Rosén

# Förord

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

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling – Metodutveckling och exempel på tillämpning” som genomförts inom Hållbar sanering. Rapporten beskriver en metodik och arbetsgång för multikriterieanalys (MKA) som kan användas för att jämföra olika efterbehandlingsalternativ med avseende på ekologisk, ekonomisk och socialkulturell hållbarhet, samt exemplifierar användning av MKA-metodiken genom en fallstudie.

Arbetet har utförts inom kompetenscentrat FRIST vid Chalmers tekniska högskola, i samarbete med Enveco Miljöekonomi AB och SWECO Environment AB. Rapporten har författats av Lars Rosén (FRIST), Pär-Erik Back (FRIST), Tore Söderqvist (Enveco), Åsa Soutukorva (Enveco), Patrik Brodd (SWECO) och Lars Grahn (SWECO). Knut Per Hasund, Sveriges Lantbruksuniversitet, har varit Hållbar Sanerings kontaktperson för arbetet.

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

Naturvårdsverket januari 2009



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>9</b>
<b>1 INLEDNING</b>	<b>11</b>
1.1 Bakgrund	11
1.2 Syfte	13
1.3 Rapportens upplägg	14
<b>2 VAD ÄR MULTIKRITERIEANALYS?</b>	<b>15</b>
2.1 Grundprinciper	15
2.2 MKA-metoder	16
2.2.1 Allmänt	16
2.2.2 Multi-attributmetoder	17
2.2.3 Linjära additiva metoder	17
2.2.4 Analytisk hierarkisk process	18
2.2.5 Utsorteringsmetoder	19
2.2.6 Icke-kompensationsmetoder	19
2.3 Exempel på internationella tillämpningar	20
2.4 MKA-metodikens för- och nackdelar	20
2.5 Lämpliga MKA-metoder vid åtgärdsval	21
<b>3 FÖRSLAG TILL METODIK</b>	<b>22</b>
3.1 Stark och svag hållbarhet	22
3.2 Metodikens syfte	23
3.3 Metodik	23
3.4 Kommentarer till föreslagen metodik	29
<b>4 IDENTIFIERING AV KRITERIER</b>	<b>30</b>
4.1 Inledning	30
4.2 Nyckelkriterier inom den ekologiska dimensionen	31
4.3 Nyckelkriterier inom den social- kulturella dimensionen	34
<b>5 EXEMPLIFIERING – FALLSTUDIE</b>	<b>37</b>
5.1 Efterbehandlingen i Robertsfors	37
5.2 Efterbehandlingsalternativ i fallet Robertsfors	40
5.3 Utvärdering av efterbehandlingsalternativen	42
5.3.1 Poängsättning av den ekologiska dimensionen	42
5.3.2 Poängsättning av den social-kulturella dimensionen	44
5.3.3 Sammanfattning av poängsättningar	47
5.3.4 Den ekonomiska dimensionen	50
5.4 MKA - Resultat	51

<b>6 KORTFATTAD BESKRIVNING AV ARBETSGÅNG</b>	<b>54</b>
<b>7 METODENS TILLÄMPLIGHET</b>	<b>59</b>
<b>8 REFERENSER</b>	<b>61</b>
<b>BILAGA A: MATRISER</b>	<b>64</b>
Ekologiska nyckelkriterier	64
Social-kulturella nyckelkriterier	70
<b>BILAGA B – GRUNDMATRIS MKA</b>	<b>77</b>

# Sammanfattning

Det finns en stor mängd platser i Sverige för vilka efterbehandlingsinsatser kan vara aktuella. Hittills har statens kostnader för efterbehandling av förorenade områden varit i storleksordningen en miljard kronor men för att åtgärda de mest allvarligt förorenade områdena kommer det uppskattningsvis att krävas ytterligare ca 60 miljarder kronor. I en hållbar utveckling anses de ekonomiska aspekterna utgöra en viktig dimension, tillsammans med de ekologiska och social-kulturella dimensionerna. Det skulle vara till stor hjälp att utveckla verktyg för att prioritera bland tänkbara insatser – både inom och mellan platser - så att en sund och hållbar hushållning sker av samhällets begränsade resurser.

I projektet *Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser* beskrevs hur ekonomiska värderingar av riskförändringar kan användas i kostnadsnyttoanalys för att uppskatta huruvida en efterbehandlingsåtgärd är samhällsekonomiskt lönsam eller inte. En naturlig fortsättning är att utarbeta arbetssätt som innebär att ekonomiska faktorer kan vägas samman med andra faktorer som rör de social-kulturella och ekologiska dimensionerna. Ett verktyg för att kunna göra en sådan sammanvägning på ett strukturerat sätt är multikriterieanalys (MKA). MKA har sitt ursprung i beslutsteori och har använts med framgång inom flera olika områden, bl.a. efterbehandling av förorenade områden. Metodiken är ett strukturerat angreppssätt för att beskriva hur väl olika alternativa åtgärder uppfyller ett eller flera önskade syften. Syftena beskrivs med ett antal kriterier som definieras i analysen. Varje kriterium värderas för sig på lämpligt sätt och därefter vägs de ingående kriterierna samman till en samlad bedömning. På detta sätt kan man bedöma hur väl syftena uppfylls för vart och ett av alternativen och ett lämpligt alternativ kan identifieras.

Syftet med denna rapport är att (1) föreslå en metodik och arbetsgång för multikriterieanalys (MKA) som kan användas för att jämföra olika efterbehandlingsalternativ med avseende på ekologisk, ekonomisk och social-kulturell hållbarhet, samt (2) exemplifiera användning av MKA-metodiken genom en fallstudie. MKA-metodiken som föreslås i denna rapport är baserad på en kombination av en s.k. linjär additiv metod och en icke-kompensationsmetod för att kunna rangordna alternativ, respektive utesluta alternativ som inte uppfyller uppsatta kriterier på hållbarhet.

Den föreslagna metodiken baseras bl.a. på begreppen *stark* och *svag* hållbarhet. Det finns en omfattande vetenskaplig diskussion om möjliga och specifika definitioner av hållbar utveckling. En distinktion kan göras mellan stark och svag hållbarhet, enligt hur dessa begrepp definieras av ekonomer. Stark hållbarhet innebär att inget kapitalslag (naturkapital, tillverkat kapital eller humankapital) minskar över tiden, dvs. compensation mellan olika kapitalslag accepteras inte. Svag hållbarhet, å andra sidan, innebär att summan av samtliga kapitalslag (per capita) inte minskar över tiden. Detta innebär att en minskning av ett kapitalslag kan kompenseras med en ökning av ett annat. I den föreslagna



metodiken används detta synsätt, i överförd betydelse, även på den ekologiska och på den social-kulturella dimensionen.

Metodiken ger information om de studerade åtgärdsalternativen kan bidra till en utveckling i riktning mot stark eller svag hållbarhet. En rangordning görs dessutom av de studerade alternativen med avseende på hållbarhet. Beslutsfattaren kan med den föreslagna MKA-metodiken som stöd därmed välja efterbehandlingsalternativ utifrån två olika grader av hållbarhet:

1. Det mest hållbara alternativet utifrån en riktning mot *stark* hållbarhet, där negativa effekter undviks för alla nyckelkriterier.
2. Det mest hållbara alternativet utifrån en riktning mot *svag* hållbarhet där negativa effekter för vissa nyckelkriterier kan tillåtas kompenseras med positiva effekter för andra nyckelkriterier.

Syftet med metodiken är således dels att identifiera hållbara alternativ, dels att rangordna alternativen. Detta görs genom att ett antal nyckelkriterier värderas för varje hållbarhetsdimension och för varje efterbehandlingsalternativ. Därefter beräknas ett hållbarhetsindex som speglar alternativets bedömda hållbarhet.

I rapporten redovisas en exempeltillämpning på metodiken. Även ett förslag till stegvis arbetsgång presenteras. Avsikten är att metodiken ska vara tydlig och relativt enkel att tillämpa. Rapporten har finansierats av Naturvårdsverket genom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

## Summary

Remediation of contaminated land is associated with high costs, both to the problem owner and to society. In order to manage society's limited resources, priority should be given to the remediation alternative that is considered to be best. A key term in both Swedish and international environmental decision-making is sustainable development. In sustainable development, the economic aspects constitute an important part, in combination with the ecological and social-cultural dimensions. By applying the concept of sustainability on remediation, the resources can be prioritised to the alternatives that are considered best in the long term.

The economic aspects to society of different remediation alternatives can be evaluated using Cost-Benefit Analysis (CBA). However, CBA does only consider one of three dimensions of sustainability. In order to identify sustainable solutions, the economic dimension must be combined with the ecological and the social-cultural dimensions of sustainability that cannot be monetised. This can be achieved by Multi-Criteria Analysis (MCA). MCA has been used as a decision support tool for many environmental decision problems, including remediation of contaminated land. The main idea in a MCA is to assess the degree to which a project fulfils a set of performance criteria. These criteria are evaluated for each identified decision option, including a baseline alternative. Often, scores and weights are assigned to each criterion.

The aim of this report is to present a methodology for prioritising between different remediation alternatives, using a form of Multi-Criteria Analysis (MCA) based on the sustainability concept. The methodology can be used as a decision support tool for identifying sustainable remedial actions at contaminated sites. The MCA methodology that is suggested in this report is based on a linear additive model (to rank the alternatives) in combination with an outranking method (to exclude alternatives that are regarded as non-sustainable). Key performance criteria have been defined so that all three dimensions of sustainability are covered.

The evaluation of the remediation alternatives takes into account both the economic, ecological and social-cultural dimensions of sustainability. There is an extensive scientific discussion about possible and specific definitions of sustainable development. A distinction can be made between strong and weak sustainability, as defined by economists. Strong sustainability implies that no form of capital (natural capital, human capital, man-made capital etc.) is reduced over time, i.e. compensation between different forms of capital is not allowed. Weak sustainability on the other hand implies that the sum of all forms of capital does not decrease over time. Thus, a loss in one form of capital can be compensated by an increase in another form of capital.

In the suggested methodology, the concepts of strong and weak sustainability are applied not only to the economic dimension, but also to the performance criteria in the ecological and social-cultural dimensions. The prime objective is to identify alternatives that fulfil strong sustainability. If there are no such

alternatives, then the goal must be to modify the alternatives so that strong sustainability can be reached. If this is not possible, then weak sustainability may be the only option.

The remediation alternatives are ranked according to a calculated sustainability index. The alternative with the highest sustainability index is regarded as the “best” alternative from a sustainability point of view. This can be performed regarding both strong and weak sustainability.

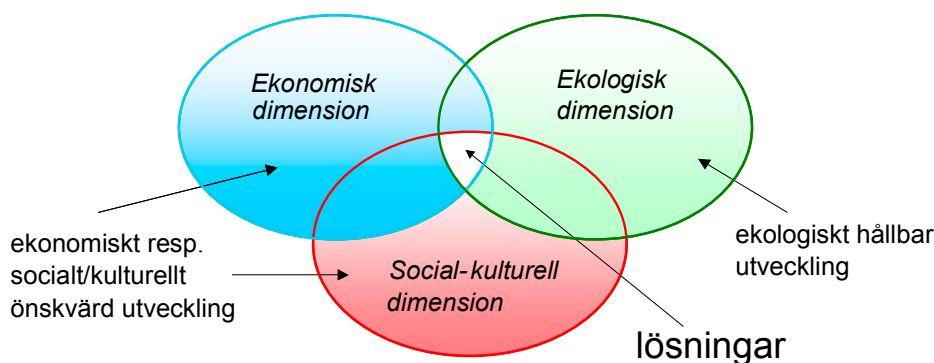
An example application of the presented MCA methodology is presented. A step-wise procedure for applying the methodology is suggested. The aim is that the method should be transparent and relatively easy to apply. The report was financed by the Swedish EPA through the knowledge program Hållbar Sanering (Sustainable Remediation).

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Det finns en stor mängd platser i Sverige för vilka efterbehandlingsinsatser kan vara aktuella. Naturvårdsverket (2008) uppskattar att det finns drygt 80 000 potentiellt förorenade områden i Sverige. Hittills har statens kostnader för efterbehandling av förorenade områden varit i storleksordningen en miljard kronor men för att åtgärda de mest allvarligt förorenade områdena kommer det uppskattningsvis att krävas ytterligare ca 60 miljarder kronor (Naturvårdsverket, 2008).

Ett ledord i både svenskt och internationellt miljöarbete, och därmed även i arbetet med efterbehandling av förorenade områden, är strävan mot en hållbar utveckling. I en hållbar utveckling (se exempelvis Brundtlandkommissionen, 1987) anses de ekonomiska aspekterna utgöra en viktig dimension, tillsammans med de ekologiska och social-kulturella dimensionerna, se figur 1.



Figur 1. De tre dimensionerna i en hållbar utveckling (efter Söderqvist et al., 2004).

Samhällets resurser för miljöskyddande insatser är begränsade. Det skulle därför vara till stor hjälp att utveckla verktyg för att prioritera bland tänkbara insatser – både inom och mellan platser - så att en sund och hållbar hushållning sker av samhällets begränsade resurser.

Utifrån det grundläggande hållbarhetsperspektivet har det inom programmet Hållbar Sanering tidigare beskrivits möjliga metoder för att ekonomiskt värdera minskade risker för människa och miljö vid efterbehandlingsinsatser (Rosén et al. 2006). I projektet, Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser (Rosén et al., 2008), beskrevs hur ekonomiska värderingar av riskförändringar kan användas i kostnadsnyttoanalys för att uppskatta huruvida en åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam eller inte.

Efter dessa projekt finns en god grund för hur den ekonomiska dimensionen i en hållbar utveckling kan hanteras i beslut om hållbar sanering. En naturlig fortsättning är att utarbeta arbetssätt som innebär att ekonomiska faktorer kan vägas samman med andra faktorer som rör de social-kulturella och ekologiska dimensionerna. Ett verktyg för att kunna göra en sådan sammanvägning på ett

strukturerat sätt är multikriterieanalys (MKA). MKA har sitt ursprung i besluts-teori och har använts med framgång inom flera olika områden, bl.a. efterbehand-ling av förorenade områden. För en bra översikt om MKA, se Janssen och Munda (1999). För tillämpningar inom förorenade områden, se exempelvis Linkov et al. (2006) och Postle et al. (1999). Linkov et al. (2006) återger en litteraturstudie över ett 40-tal tillämpningar av MKA och närbesläktade metoder inom miljöområdet.

Huvudtanken med en MKA är att undersöka i vilken mån ett projekt uppfyller olika typer av kriterier. Dessa kriterier utvärderas för varje identifierat åtgärds-alternativ inklusive ett nollalternativ. Kriterierna kan väljas så att samtliga dimen-sioner av hållbar utveckling täcks in och olika verktyg används för att undersöka i vilken mån respektive kriterium är uppfyllt. Exempel på kriterier som kan ingå i en MKA rörande efterbehandling av förorenade områden är:

- Kriterier med koppling till den ekonomiska dimensionen.
  - Samhällsekonomisk lönsamhet. Verktiget för att undersöka om detta kriterium är uppfyllt eller inte är kostnadsnyttoanalys.
  - Kostnadseffektivitet. Verktiget för att undersöka om detta kriterium är uppfyllt eller inte är kostnadseffektivitetsanalys.
- Kriterier med koppling till den social-kulturella dimensionen.
  - Exempelvis rättvisa (landsbygd kontra stad, regionala hänsyn, rättvisa mellan generationer), allmänt accepterade maximinivåer för hälsorisker och projektets grad av trovärdighet och acceptans bland allmänheten och andra intressenter. Här används verktyg som förmår ta in social-kulturella aspekter, t.ex. intressentanalys (*stakeholder analysis*). Medicinska kriterier såsom i vilken mån projektet leder till att allmänt accepterade maximinivåer för hälsorisker uppfylls kan också hänföras till denna dimension, vilket undersöks genom studier av förekomst, spridning och exponering av hälsofarliga ämnen.
- Kriterier med koppling till den ekologiska dimensionen.
  - Exempelvis de svenska miljömålen, biologisk mångfald, land-skapsbild, ekologiska skyddsvärden. Här används verktyg som beaktar de ekologiska systemens funktion och känslighet för störningar, vilket kan sammanfattas som olika metoder för *miljösystemanalys*. Exempel på värderingar av ekologiska system är länsstyrelsernas naturvärdesklassningar, rödlistning av arter, våtmarksinventeringar och EU:s Natura 2000-klassificering.

I Naturvårdsverkets (2007a) kvalitetsmanual beskrivs en riskvärderingsmatris i vilken ett antal kriterier ingår, såsom kostnader för efterbehandling, risker, omgivningspåverkan, kulturvärden, landskapsbild och juridisk prövning. Angivna kriterier kan sorteras in i de tre dimensionerna för hållbar utveckling. I manualen beskrivs att angivna kriterier, men även övriga som kan anses relevanta för det specifika projektet, ska beskrivas kort och vägas in i riskvärderingen. Någon mera ingående vägledning för hur detta ska göras ges dock inte. Den strukturerade form för sammanvägning av olika kriterier som MKA ger skulle därmed kunna utgöra ett viktigt stöd för tillämpningen av riskvärderingsmatrisen.

I en MKA vägs ingående kriterier samman till en slutlig bedömning. Sammanvägningen kan göras på olika sätt, exempelvis genom poängsättnings-system eller s.k. parvis jämförelse av kriterier mellan olika åtgärdsalternativ. Förfarandet innebär att användaren/beslutsfattaren tvingas att öppet redovisa hur de olika kriterierna hanterats. MKA är därför ett viktigt verktyg för att ge stöd och struktur åt integreringen av den ekonomiska dimensionen med andra viktiga faktorer i syfte att åstadkomma en hållbar efterbehandling av förorenade områden.

Ett viktigt exempel på hur olika kriterier kan vägas samman med MKA vid utvärdering av olika efterbehandlingsåtgärder är den vägledning som har tagits fram av de engelska och skotska naturvårdsverken (Postle et al., 1999). Det engelska naturvårdsverket rekommenderar att vägledningen används för utvärdering, men användningen är inte obligatorisk (Bone, 2006). Syftet med vägledningen är att ge hjälp för val av åtgärdsalternativ (där ett möjligt alternativ är att inte genomföra någon åtgärd alls). Vägledningen beskriver när det kan vara tillräckligt att genomföra en rent kvalitativ utvärdering av åtgärdsalternativen och när det behövs en kvantitativ utvärdering. Vägledningen konkretiseras i rapporten med hjälp av exempel från verkligheten.

Ett fullständigt beslutsunderlag för hållbar efterbehandling bör ta hänsyn till såväl den ekologiska, ekonomiska som den social-kulturella dimensionen av hållbar utveckling. MKA är ett verktyg för att ta fram sådana beslutsunderlag.

## 1.2 Syfte

Syftet med denna rapport är att beskriva:

1. Föreslå en metodik och arbetsgång för multikriterieanalys (MKA) som kan användas för att jämföra olika efterbehandlingsalternativ av förorenade områden med avseende på ekologisk, ekonomisk och social-kulturell hållbarhet.
2. Exemplifiera användning av MKA-metodiken genom en fallstudie.

Nyckelord vid kunskapsspridningen är *enkelhet* och *tydlighet*, vilket innebär att ambitionen varit att beskrivningarna av metodiken ska vara begripliga för personer utan djupare kunskaper i multikriterieanalys. Rapporten ska därför förhoppningsvis vara tänkvärd och användbar för tjänstemän inom kommuner, länsstyrelser samt konsult- och entreprenadbranschen.

## 1.3 Rapportens upplägg

Rapporten är indelad i följande delar:

- I kapitel 2 beskrivs vad multikriterieanalys är och hänvisningar ges till internationella tillämpningar inom miljöområdet.
- I kapitel 3 beskrivs en föreslagen modell för multikriterieanalys.
- I kapitel 4 beskrivs de kriterier som föreslås ingå vid analys av efterbehandlingsåtgärder.
- I kapitel 5 exemplifieras modellen genom en fallstudie vid Robertsfors f.d. impregneringsanläggning.
- I kapitel 6 ges en kortfattad arbetsgång för tillämpning av föreslagen metod.
- I kapitel 7 beskrivs möjligheter och begränsningar med tillämpningar av den beskrivna MKA-metoden.

## 2 Vad är multikriterieanalys?

### 2.1 Grundprinciper

Multikriterieanalys, MKA, är ett strukturerat angreppssätt för att beskriva hur väl olika alternativ uppfyller ett eller flera önskade syften. Syftena beskrivs med ett antal kriterier som definieras i analysen. Varje kriterium värderas för sig på lämpligt sätt och därefter vägs de ingående kriterierna samman till en samlad bedömning. På detta sätt kan man bedöma hur väl syftena uppfylls för vart och ett av alternativen och ett lämpligt alternativ kan identifieras. Vissa MKA-metoder identifierar det optimala alternativet medan andra rankar alternativen efter hur fördelaktiga de är. Några metoder klarar endast en ofullständig rankning medan andra kan användas för att särskilja mellan acceptabla respektive oacceptabla alternativ (Linkov et al., 2006).

Goda beslut kräver tydliga syften. Syftena<sup>1</sup> som man önskar uppnå med åtgärdsalternativen måste därför vara tydliga och väldefinierade. Helst bör de också vara kvantifierbara men detta är inte alltid möjligt.

MKA tillämpas på komplicerade problem där många olika aspekter måste vägas samman. För att bryta ner problemet till en hanterbar nivå definieras därför ett antal kriterier som bedöms var för sig för varje alternativ<sup>2</sup>. Kriterierna bör vara sinsemellan oberoende och detta är för vissa av MKA-metoderna ett krav. Om det förekommer kriterier som är beroende av varandra riskerar vissa aspekter att få för stor betydelse i analysen pga dubbelräkning. Därför är det viktigt att kriterierna som ska ingå i en MKA väljs och definieras med omsorg. Det är vanligt att alternativen och de kriterier som bedöms redovisas i en prestandamatrix (performance matrix), se exemplet i tabell 1.

Tabell 1. Prestandamatrix för fyra alternativa produkter (olika modeller av brödrostar) som bedöms med hjälp av fem kriterier. Kriterierna är av olika typ: kvantitativa (pris och antal brister), binära (återuppvärmning och justerbar öppning) samt kvalitativa (jämnhet i rostning). Efter Dodgson et al. (2000).

Produkt	Pris (kr)	Återuppvärmning	Justerbar öppning	Jämnhet i rostning	Antal brister
Modell 1	270			bra	3
Modell 2	400	√	√	bra	3
Modell 3	330	√		mkt bra	2
Modell 4	300	√		mkt bra	5

<sup>1</sup> I denna rapport är syftet att identifiera åtgärdsalternativ som är hållbara ur de ekonomiska, social-kulturella samt ekologiska hållbarhetsdimensionerna. Om flera alternativ är hållbara ska det mest hållbara alternativet identifieras. Detta alternativ betraktas som det mest fördelaktiga.

<sup>2</sup> Med alternativ, eller åtgärdsalternativ, avses i denna rapport olika efterbehandlingsalternativ för ett förorenat område. Dessa alternativ kan vara mycket olika, från enkla åtgärder som skyltning och inhägnad av området till avancerade *in situ*-åtgärder.



För varje alternativ görs en bedömning av varje kriterium efter en fastlagd mall, exempelvis en poängskala. De olika kriterierna vägs sedan samman till en samlad bedömning för varje alternativ. På detta sätt kan de olika alternativen jämföras med varandra och rangordnas. Det mest fördelaktiga, dvs. det som bäst uppfyller det definierade syftet, kan på så sätt identifieras.

## 2.2 MKA-metoder

### 2.2.1 Allmänt

Det finns flera olika metoder för MKA med olika grad av komplexitet. Department for Communities and Local Government (Dodgson et al., 2000) i Storbritannien ger en utmärkt översikt av olika MKA metoder och deras möjligheter och begränsningar. Janssen & Munda (1999) beskriver kvantitativa MKA metoder inom miljöområdet. Linkov (2006) presenterar användning av MKA-metoder för problem som rör förorenade sediment. Postle et al. (1999) beskriver MKA-metoder med specifik tillämpning inom efterbehandling av förorenade områden.

Exempel på MKA-metoder är:

- Multi-attributmetoder (multi-attribute utility methods)
- Linjära additiva metoder (linear additive methods)
- Analytisk hierarkisk process (analytical hierarchy process, AHP)
- Utsorteringsmetoder (outranking)
- Icke-kompensationsmetoder (non-compensatory methods)

Nedan beskrivs dessa metoder översiktligt. Det finns även andra metoder än ovanstående som kan klassas som MKA-metoder. Ett sådant exempel är den metod som vanligen används i artiklar i tidningar och tidskrifter när olika fabrikat av en viss konsumentprodukt ska granskas och jämföras. Sådana jämförelser sker vanligen med hjälp av en prestandamatrix där de olika fabrikaten av produkten redovisas radvis och de olika kriterierna som ska jämföras (t.ex. pris, vikt, kapacitet, bekvämlighet etc.) anges i kolumner, se exempel i tabell 1. Det är sedan upp till läsaren att själv väga samman de olika egenskaperna och avgöra vilket fabrikat som är att föredra.

Dodgson et al. (2000) ger mer information om såväl enkla som mer avancerade MKA-metoder, exempelvis sådana som bygger på den relativt nya teorin om *fuzzy sets*. Beskrivningarna av olika metoder nedan bygger delvis på denna källa. Notera att flera författare, bl.a. Linkov et al. (2006) och Dodgson et al. (2000), betraktar ekonomiska riskvärderingsmetoder som kostnads-effektivitetsanalys och kostnadsnyttoanalys (KNA) som en delmängd bland MKA-metoderna. Även vi betraktar i denna rapport KNA på detta sätt, eftersom resultatet av en KNA indikerar graden av ekonomisk hållbarhet men ger inte någon information om ekologisk respektive social-kulturell hållbarhet. I MKA-litteraturen förekommer det i och för sig att MKA ses som en förenklad variant av KNA, men det perspektivet passar inte in i med vårt syfte att finna en MKA-metodik som ger indikationer för var och en av de tre dimensionerna av hållbar

utveckling. För att få information om ekologisk respektive social-kulturell hållbarhet krävs enligt vårt perspektiv andra typer av analyser än KNA. Vi ser alltså ekologisk och social-kulturell hållbarhet som mål som står på egna ben. För att utvärdera om exempelvis ekologisk hållbarhet råder eller inte behövs med andra ord information om påverkan på de ekologiska systemen, inte information om vad denna påverkan betyder för människan på det speciella sätt som erhålls från en KNA. I vår MKA-metodik ingår således KNA, som dock inte kommer att presenteras närmare i den här rapporten. Istället hänvisas läsaren till Rosén et al. (2008) för en detaljerad genomgång av hur KNA kan tillämpas på efterbehandlingsinsatser.

### 2.2.2 Multi-attributmetoder

Teorin för *multi-attribute utility* utvecklades under 1940- till 1950-talen men praktiska metoder för tillämpning kom först då Keeney och Raiffa (1976) publicerade en bok med titeln *Decisions with multiple objectives* där en tillämpbar metodik beskrivs. Metodiken består av tre byggstenar:

1. En prestandamatrix, se exempel i tabell 1.
2. Procedurer för att avgöra om de kriterier som används är oberoende av varandra eller ej.
3. Metoder för att skatta parametrarna i en matematisk funktion som kan användas för att beskriva hur fördelaktigt ett åtgärdsalternativ är (baserat på hur väl de olika kriterierna uppfylls).

Metodiken är accepterad och effektiv men den är relativt komplicerad, en storleksordning mer krävande än andra MKA-metoder. Den har därför störst användning i projekt där kraven är höga och tillräckliga resurser finns för att anlita nödvändiga specialister. Det som gör metodiken så krävande är (1) att osäkerhetshantering byggs in i modellen samt (2) att de kriterier som definieras inte behöver vara oberoende utan kan påverka varandra. Om dessa två aspekter ignoreras kan analysen dock förenklas.

### 2.2.3 Linjära additiva metoder

Den kanske vanligaste metoden är den *linjära additiva metoden*, som är en förenklad variant av *multi-attributmetoden*. Den linjära additiva metoden innebär att kriterier poängsätts och vägs samman till en slutlig bedömning med hjälp av ett viktningssystem. I metoden tilldelas varje ingående kriterium,  $i$  ( $i=1 \dots N$  kriterier) en poäng,  $R$ . Därefter görs en sammanvägning av dessa poäng till ett slutbetyg genom att varje kriterium ges en vikt,  $W$ , varefter ett slutbetyg i form av en viktad summa beräknas enligt:

$$\text{Slutbetyg} = \sum_{i=1}^N W_i R_i \quad (\text{ekv. 1})$$

Denna viktade poängsättning görs för samtliga åtgärdsalternativ varefter en rangordning av alternativ kan ske. Till skillnad från multiattributmetoden

förutsätter metoden att kriterierna är oberoende av varandra och att betyget är linjärt additivt. Användning av den linjära additiva metoden för val av åtgärder för efterbehandling av förorenade områden beskrivs exempelvis av Postle et al. (1999) och Harbottle et al. (2008). En vanlig poängskala är 1-100, men andra skalor förekommer. En svårighet är att bestämma hur vikterna ska sättas. Några allmänt gällande värden för vikter finns inte och de är i regel subjektiva. Postle et al. (1999) beskriver hur vikterna bör bestämmas med hänsyn till hur både olika experter och intressenter uppfattar situationen. Olika intressenter kan ha mycket olika syn på vilka effekter en efterbehandling kan ge. I sådana fall kan flera olika uppsättningar vikter användas. En känslighetsanalys måste därefter utföras för att undersöka vilken betydelse de olika värdena på vikterna har på slutresultatet eftersom osäkerheterna, till skillnad från multiattributmetoden, inte kan hanteras i modellen.

#### **2.2.4 Analytisk hierarkisk process**

En mera avancerad metod än viktad poängsättning för att jämföra olika alternativ är analytisk hierarkisk process (*AHP*), vilken tillämpar vad som benämns parvisa jämförelser. *AHP* är en linjär additiv metod men här görs en jämförelse av varje kriterium med vart och ett av övriga kriterier för att på så vis ge underlag för en viktning av de olika kriterierna. Jämförelsen görs genom att beslutsfattarna får en serie frågor att besvara, där ett kriterium ställs mot ett annat. I metodiken antas att människor har lättare för att göra relativa bedömningar, snarare än absoluta. Vid fullständig tillämpning av *AHP* görs även parvisa jämförelser av alternativ med avseende på de olika kriterierna. Jämförelserna av kriterium mot kriterium och alternativ mot alternativ resulterar i matriser och för att hitta lösningar på problemen krävs komplicerade matrisberäkningar. Som hjälp vid tillämpning av metoden används därför särskilda programvaror.

*AHP*-metoden upplevs ofta som förhållandevis enkel och lättanvänd av beslutsfattare men den teoretiska grunden för metoden har ifrågasatts. En orsak är att rangordningen mellan olika alternativ kan förändras genom att ytterligare ett kriterium läggs till, trots att det nya kriteriet logiskt sett inte borde påverka ordningsföljden (Dodgson et al., 2000).

*AHP* för tillämpning inom efterbehandling av förorenade områden beskrivs av Ritchey et al. (2008), med fokus på tillämpning med datorbaserat beräkningsverktyg.

### 2.2.5 Utsorteringsmetoder

Det finns också MKA-metoder som, till skillnad från tidigare beskrivna metoder, syftar till att identifiera de alternativ som framstår som bättre än övriga, men inte ett specifikt bästa alternativ. Ett exempel på en sådan metod är utsortering (*outranking*). Vid utsorteringen används en form av parvisa jämförelser och metoden har därmed vissa likheter med *AHP*. Ett alternativ klassas som mer fördelaktigt än ett annat om tillräckligt många kriterier indikerar att det är bättre (hänsyn tas till kriteriernas vikt), förutsatt att alternativet inte är påtagligt sämre med avseende på något av de övriga kriterierna.

En intressant egenskap hos utsorteringsmetoder är att två alternativ kan klassas som ”svårjämförbara” om exempelvis viktig information saknas. Analysen kan i sådana fall ändå genomföras, trots att det inte framgår vilket av de två alternativen som är bäst, vilket kan vara en fördel i många beslutssituationer där information saknas. En annan fördel med utsorteringsmetoder är att metodiken stämmer ganska väl med politiska aspekter av beslutsfattande, där alternativ som är dåliga i ett visst men viktigt avseende sorteras bort. En svaghet hos utsorteringsmetoder är att det är ganska godtyckligt hur man definierar ett alternativ som bättre eller sämre än ett annat.

### 2.2.6 Icke-kompensationsmetoder

Icke-kompensationsmetoder kan användas för problem där man har tagit fram en prestandamatrix men där beslutsfattaren inte är villig att acceptera kompensation mellan kriterierna, d.v.s. ett väl uppfyllt kriterium tillåts inte kompensera för ett annat otillräckligt uppfyllt kriterium. Sådana metoder är effektiva för att sortera fram alternativ som måste uppfylla absoluta krav. Metoderna skulle därför kunna betecknas som en typ av utsorteringsmetoder. För att mera ingående särskilja olika alternativ behöver icke-kompensationsmetoder i regel kompletteras med mer rankbaserade metoder, såsom exempelvis någon linjär additiv metod eller *AHP*.

Icke-kompensationsmetoder bygger ofta på att tröskelvärden definieras för ett eller flera av kriterierna. Man skiljer då på konjunktiva och disjunktiva modeller. I en konjunktiv modell utesluts de alternativ som inte når upp till tröskelvärdena för samtliga kriterier. Disjunktiva modeller låter alternativ passera som klarar tröskelnivån för åtminstone ett kriterium. De konjunktiva och disjunktiva modellerna fungerar alltså som filter. Det är fullt möjligt att använda en kombination av båda dessa typer.

## 2.3 Exempel på internationella tillämpningar

Det finns en mängd exempel där MKA-metoder tillämpats internationellt på olika miljörelaterade frågeställningar. Någon fullständig litteraturstudie har inte gjorts i detta projekt utan nedanstående tillämpningar ska ses som exempel.

Tillämpningar av MKA-metoder på förorenad jord eller förorenade sediment omfattar bl.a. nedanstående exempel.

Harbottle et al. (2008) tillämpade MKA för att utvärdera hållbarheten hos fem efterbehandlingsprojekt i Storbritannien som slutfördes mellan 1997 och 2002. Metodiken som användes var en linjär additiv MKA-metod men med en viss anpassning till problemställningen. Bland annat grupperades kriterierna i två nivåer; en huvudnivå och en undernivå.

Balasubramaniam et al. (2007) beskriver en tillämpning av MKA på beslutsproblem vid sanering av petroleumförorenad mark. Studien syftade till att undersöka hur olika aktörers preferenser kan beaktas i analysen genom viktning. Man konstaterar att såväl allmänheten som experter bör ingå i analysgruppen och att viktningmetoden bör väljas med omsorg.

Linkov et al. (2004) beskriver olika MKA-metoder och presenterar ett ramverk för åtgärdsval vid förorenade områden. De redovisar även en litteraturstudie över tillämpningar av MKA på frågeställningar vid förorenade områden. De flesta av de redovisade tillämpningarna har utförts på uppdrag av US Department of Energy. Tillämpningarna presenteras även i tabellform och där framgår bl.a. vilken MKA-metod som använts, typ av förorenat objekt, beslutsproblemet samt vilka kriterier som använts i analysen.

Linkov et al. (2006) diskuterar ingående användning av MKA-metoder för sanering av förorenade sediment. De redovisar även en tillämpning på förorenade sediment i Cocheco River i New Hampshire. MKA-metoden som används är en rankbaserad utsorteringsmetod som finns inbyggd i kommersiell programvara för multikriterieanalys. Linkov et al. (2006) refererar även till ett flertal andra tillämpningar av MKA-metoder för föroreningsproblem i sediment och vattenmiljöer.

## 2.4 MKA-metodikens för- och nackdelar

Det finns flera fördelar med MKA jämfört med mer informella bedömningar. En viktig aspekt i alla MKA-metoder, och som anges som en viktig orsak till att dessa metoder används med framgång (se exempelvis Linkov et al., 2006), är att beslutsfattarnas ställningstaganden tydligt framgår och att beslutsfattandet därmed blir transparent. Rätt tillämpad innebär således MKA både ett strukturerat sätt att sammanföra olika kriterier i en samlad bedömning och transparens i beslutsfattandet. Multikriterieanalysen kan då även bli ett verktyg för kommunikation, både inom beslutsgruppen och i den större gruppen av olika aktörer.

En annan fördel är att olika aktörers preferenser kan beaktas och komma till uttryck i analysen, även om aktörerna har olika åsikter. Detta kan hanteras genom olika viktningssystem, se exempelvis Balasubramaniam et al. (2007). Ytterligare en fördel är att metodiken är flexibel, vilket bland annat medför att

problemspecifika justeringar relativt enkelt kan göras i metodiken. Till exempel behöver de kriterier som ska bedömas för de olika alternativen inte vara låsta utan de kan anpassas eller ändras om det är lämpligt<sup>3</sup>.

En nackdel med MKA-metoder är att de kan ge ett sken av vetenskaplighet även om de kriterier som formulerats är illa valda. En annan brist är att en viss godtycklighet kan finnas i metoderna, t.ex. vid vilken nivå som ett alternativ ska betraktas som acceptabelt eller ej (utsorteringsmetod). Som beskrivits ovan finns det ett flertal olika MKA-metoder och dessutom många olika varianter av varje metod. Detta kan vara ett problem eftersom metoderna kan ge olika svar och det inte är självklart vilken metod som är bäst för en viss tillämpning.

## 2.5 Lämpliga MKA-metoder vid åtgärdsval

Ovan beskrivna metoder är mer eller mindre lämpliga för att identifiera hållbara efterbehandlingsåtgärder vid förorenade områden. Resterande del av rapporten kommer att fokusera på två metoder som bedöms vara lämpligast för detta problem. Dessa är en icke-kompensationsmetod samt en linjär additiv metod.

Syftet med icke-kompensationsmetoden är att identifiera åtgärdsalternativ som är hållbara i alla tre hållbarhetsdimensionerna och att sortera bort alternativ som inte uppfyller hållbarhetskriterierna. Bland de hållbara alternativen identifieras därefter det mest hållbara alternativet.

I vissa fall kommer det att vara svårt att identifiera åtgärdsalternativ som är hållbara i alla tre hållbarhetsdimensionerna. Då kan önskemålet istället vara att identifiera det åtgärdsalternativ som är mest hållbart. Icke-kompensationsmetoden skulle kunna användas även för detta men det kan vara lämpligare med en linjär additiv metod. I den linjära additiva metoden kan låg grad av hållbarhet för ett visst kriterium kompenseras av hög grad av hållbarhet för ett annat kriterium. Den linjära additiva metoden är även lämplig för att jämföra alternativ som uppvisar samma grad av hållbarhet. Båda de föreslagna metoderna beskrivs närmare i följande kapitel.

---

<sup>3</sup> Kriterierna måste dock vara desamma för alla alternativ som ska jämföras.

## 3 Förslag till metodik

### 3.1 Stark och svag hållbarhet

Hållbarhetsbegreppet beskrevs inledningsvis i kapitel 1 i generella termer. Där beskrevs hur hållbar utveckling allmänt anses omfatta tre dimensioner – ekonomisk, ekologisk och social-kulturell hållbarhet, se figur 1. Det finns en omfattande vetenskaplig diskussion kring möjliga och mera specificerade definitioner av hållbar utveckling, bland annat med hänsyn till olika grad av hållbarhet. Definitionen av hållbar utveckling påverkar naturligtvis hur lämpliga olika bedömningsmetoder, exempelvis olika MKA-metoder, är för hållbarhetsbedömningar.

Ett sätt att relatera valet av bedömningsmetod till diskussionen om möjliga definitioner av hållbar utveckling är att använda sig av den skillnad mellan *svag* och *stark* hållbarhet som används av framför allt ekonomer (se t.ex. Pearce et al., 2006). För att förklara dessa två former av hållbarhet används vanligen kapital som hjälpbegrepp. Kapital kan definieras som det förråd av varaktiga resurser som finns tillgängliga för produktion av ett flöde av varor och tjänster idag och i framtiden (Söderqvist et al., 2004). Åtminstone tre olika kapitalslag brukar urskiljas: naturkapital, tillverkat kapital och humankapital. Naturkapitalet består av naturresurser i bred bemärkelse, inklusive de ekologiska systemen i sig själva på grund av deras förmåga att kunna tillhandahålla ekosystemvaror och –tjänster. Det tillverkade kapitalet (reakapitalet) är maskiner, infrastruktur och annat som människan har tillverkat för att kunna producera olika varor och tjänster. Humankapitalet innefattar människors kunskaper och erfarenheter. Summan av alla relevanta kapitalslag kallas ibland för samhällets genuina förmögenhet (Arrow et al., 2004).

Eftersom samtliga tre kapitalslag är av betydelse för produktionen av olika varor och tjänster, och därmed för människans överlevnad och välbefinnande, har det varit naturligt för ekonomer att försöka definiera hållbar utveckling med hjälp av hur storleken på kapitalslagen utvecklas över tiden. *Svag* hållbarhet kan då definieras som att summan av samtliga kapitalslag (per capita) inte minskar över tiden. Om en sådan minskning inte sker bevaras samhällets totala produktionsförmåga. Detta synsätt bygger på att det finns substitutionsmöjligheter mellan de olika kapitalslagen, vilket gör att exempelvis en minskning av naturkapitalet är förenligt med hållbar utveckling så länge denna minskning uppvägs av en minst lika stor ökning av något annat kapitalslag. *Stark* hållbarhet bygger däremot på synsättet att dessa substitutionsmöjligheter inte är oändliga. Med stark hållbarhet menas istället att inget av kapitalslagen (per capita) minskar över tiden, eller att åtminstone vissa kritiska komponenter i kapitalslagen inte minskar över tiden. I diskussionen om stark hållbarhet är det vanligen naturkapitalet som har stått i centrum. Vad som kan anses vara naturkapitalets mest kritiska komponenter, och hur dessa kan mätas, är inte överraskande mycket omdebatterat.

Avslutningsvis bör observeras att ovanstående försök till definitioner av stark respektive svag hållbarhet tar sin utgångspunkt i förändringar av de olika kapitalslagen. De syftar därmed till att användas för bedömningar av om själva

utvecklingen är hållbar eller inte, det vill säga för bedömningar om t.ex. ett visst föreslaget projekt är förenligt med stark eller svag hållbarhet. Däremot säger definitionerna ingenting om vilken nivå på kapitalslagen som är förenlig med hållbarhet i någon absolut bemärkelse.

I det följande kommer vi att använda begreppen stark och svag hållbarhet för att visa hur den föreslagna MKA-metodiken kan användas för att bedöma hållbarheten i olika efterbehandlingsalternativ. Vi använder de här två begreppen i överförd bemärkelse, eftersom metodiken inte syftar till att beräkna monetära förändringar i alla kapitalslag, men däremot att identifiera kriterier som hör hemma i respektive hållbarhetsdimension. Vidare håller vi fast vid att begreppen är kopplade till att bedöma förändringar och inte till att bedöma huruvida en viss nivå har uppnåtts. Därför betonar vi nedan att utvärderingen av efterbehandlingsalternativen handlar om att bedöma om ett alternativ är förenligt med att samhället rör sig i en *riktning* mot stark respektive svag hållbarhet eller inte.

## 3.2 Metodikens syfte

Vilken grad av hållbarhet som eftersträvas i efterbehandlingsprojekt har inte, vad vi känner till, diskuterats i Sverige och är en fråga för ansvariga beslutsfattare. Stark hållbarhet är troligen en önskvärd övergripande målsättning i enlighet med gällande miljömål och miljöbalken 1 §, men åtgärder i riktning mot stark hållbarhet är inte nödvändigtvis möjlig att åstadkomma i alla efterbehandlingsprojekt. Det kan av olika skäl vara nödvändigt att genomföra alternativ som inte kan uppfylla alla gällande miljömål och då kan inte stark hållbarhet uppnås. I denna rapport beskriver vi därför ett förslag på metodik som ger information om de studerade åtgärdsalternativen kan bidra till en utveckling i riktning mot stark eller svag hållbarhet. Metodiken rangordnar dessutom de studerade alternativen med avseende på hållbarhet. Beslutsfattaren kan med den föreslagna MKA-metodiken som stöd därmed välja efterbehandlingsalternativ utifrån två olika grader av hållbarhet:

1. Det mest hållbara alternativet utifrån en riktning mot *stark* hållbarhet, där negativa effekter undviks för *alla* nyckelkriterier.
2. Det mest hållbara alternativet utifrån en riktning mot *svag* hållbarhet där negativa effekter för vissa nyckelkriterier kan tillåtas kompenseras med positiva effekter för andra nyckelkriterier. Här måste beslutsfattaren avgöra hur omfattande compensation som kan tillåtas, exempelvis i form av antal nyckelkriterier för vilka negativa effekter måste undvikas.

Syftet med metodiken är således dels att identifiera alternativ som leder mot en hållbar utveckling, dels att rangordna alternativen.

## 3.3 Metodik

Som grund för en MKA måste kriterier identifieras. Förslag till kriterier inom den ekologiska och den social-kulturella dimensionen redovisas i tabell 2. Samtliga



dessa kriterier betraktas som nyckelkriterier och för åtgärder i riktning mot stark hållbarhet antas att negativa effekter måste undvikas för samtliga nyckelkriterier. Nyckelkriterierna beskrivs närmare i kapitel 4. Stödjande matriser för bedömning av kriterierna redovisas i bilaga A. För den ekonomiska dimensionen hänvisas till Rosén et al. (2008) där metodik för bedömning av denna dimension presenteras. Det ska påpekas att uppfyllelse av miljömålen inte finns med som specifika kriterier i metoden, men att de finns indirekt inbyggda genom hänsyn till stark och svag hållbarhet. En orsak till att denna lösning valts istället för att formulera miljömålen som separata kriterier är att dessa aspekter till stor del täcks in av kriterierna i tabell 2. De föreslagna kriterierna ska endast ses som en möjlig uppsättning kriterier.

Tabell 2. Föreslagna nyckelkriterier för de ekologiska och social-kulturella dimensionerna.

<b>Ekologisk dimension</b>	<b>Social-kulturell dimension</b>
Mark	Rättvisa och acceptans
Grundvatten	Hälsa med avseende på områdets föroreningar
Ytvatten	Hälsa med avseende på åtgärdens utförande
Luft	Kulturmiljö (inkl. landskapsbild)
Sediment	Rekreation och friluftsliv
Förbrukning av naturresurser	Omgivningens markanvändning Områdets markanvändning

När olika åtgärdsalternativ vägs mot varandra är det i praktiken vanligt att olika typer av tekniska och juridiska kriterier även formuleras, exempelvis måluppfyllelse, tidsåtgång, juridisk prövning etc. I den föreslagna metodiken antar vi att åtgärdsalternativ med tveksamma tekniska och juridiska förutsättningar sorteras bort i den åtgärdsutredning som alltid måste göras i ett efterbehandlingsprojekt. Därefter är avsikten att tekniska och juridiska kriterier så långt det är möjligt ska hanteras med hjälp av de föreslagna nyckelkriterierna eller genom de kostnader som indirekt kan uppkomma (hanteras i kostnadsnyttoanalysen). Ibland kan dock vissa aspekter snarare vara av projektkaraktär än kopplade till hållbarhet och då kan det finnas behov av att komplettera metodiken med mer praktiskt inriktade projektkriterier. Om sådana kriterier inte berör hållbarhetsaspekter bör de hanteras utanför den föreslagna metodiken. Detta kan åstadkommas genom att hållbarhetsaspekterna (hållbarhetsindex etc.) vägs samman med de rent praktiska projektaspekterna i ett avslutande steg i riskvärderingen.

Den föreslagna MKA-metodiken är en kombination av en s.k. *icke-kompensationsmetod* kombinerat med en *linjär additiv metod*, se avsnitt 2.2.3 och 2.2.6.

Analysen genomförs stegvis enligt nedan. Den föreslagna MKA-metodens olika steg beskrivs principiellt i figur 2.



Steg 2: Utför analys av ekologiska och social-kulturella dimensioner. Varje identifierat kriterium för den ekologiska och den social-kulturella dimensionen betygsätts relativt 0-alternativet enligt poängskalan:

- Trolig negativ effekt = -2
- Möjlig negativ effekt = -1
- Försumbar eller obefintlig effekt = 0
- Möjlig positiv effekt = +1
- Trolig positiv effekt = +2

Analysen har därmed i viss mening ett *sannolikhetsbaserat* angreppssätt, där osäkerheten i bedömningarna av kriterier beaktas. Det är således inte effektens storlek som bedöms utan endast hur troligt det är att den uppstår. För att effekten inte ska vara försumbar (värdet 0) krävs dock en viss storlek på effekten. Denna nivå är delvis upp till beslutsfattaren att definiera. Stödjande matriser för bedömningarna av ekologiska och social-kulturella kriterier har arbetats fram och beskrivs i bilaga A. Syftet är att de ska underlätta bedömningarna och ge vägledning kring var erforderligt underlagsmaterial kan finnas.

Observera att poängsättningen görs relativt ett s.k. 0-alternativ där ingen åtgärd genomförs. Detta är likvärdigt med det bedömningssätt som sker i en KNA (se Rosén et al. 2008), där de olika handlingsalternativens kostnader och nyttor jämförs med alternativet att ingen åtgärd genomförs.

Steg 3: Utför kostnadsnyttoanalys (KNA). Analysen utförs enligt arbetsmetodik beskriven i Rosén et al. (2008). Observera att en KNA med fullständig monetarisering utifrån detaljerade värderingsstudier endast är realistisk i stora projekt, medan det i mindre och medelstora projekt ofta är mer nödvändigt med förenklade bedömningar med subjektiva inslag. Monetarisering bör dock göras i så stor utsträckning som möjligt, även om det innebär att subjektiva bedömningar måste utföras. Osäkerheter och brister i underlagsmaterialet bör redovisas tydligt.

Steg 4: Beräkna hållbarhetsindex. Valet av alternativ förslås göras genom att identifiera det alternativ som åstadkommer högst grad av hållbarhet med den högsta samhällsekonomiska lönsamheten. Bedömningen görs genom att beräkna ett s.k. hållbarhetsindex,  $H$ , för varje åtgärdsalternativ  $i$  ( $i=1 \dots N$ ). Beräkningarna görs i två steg enligt följande:

I. Beräkna en summa för respektive dimension och alternativ  $i$ :

$$\text{Ekologisk dimension : } H_{EK,i} = \sum_{e=1}^E K_{e,i} \quad (\text{ekv. 2})$$

$$\text{Social - kulturell dimension : } H_{SK,i} = \sum_{s=1}^S K_{s,i} \quad (\text{ekv. 3})$$

$$\text{Ekonomisk dimension : } H_{\Phi,i} = \Phi_i \quad (\text{ekv. 4})$$

där  $K_{e,i}$  är poängen för det ekologiska kriteriet  $e$  ( $e=1 \dots E$ ) och  $K_{s,i}$  är poängen för det social-kulturella kriteriet  $s$  ( $s=1 \dots S$ ).  $\Phi$  är (nuvärdet av) alternativets netto-nytta (dvs. nyttor minus kostnader), se definition i Rosén et al. (2008). Samhälls-ekonomisk lönsamhet föreligger om  $\Phi > 0$ . Utfallet för varje dimension kan alltså vara positivt eller negativt. Ett positivt utfall innebär att alternativet i denna dimension leder mot hållbarhet relaterat till 0-alternativet och ett negativt utfall innebär att alternativet inte leder mot hållbarhet relativt 0-alternativet.

II. Beräkna hållbarhetsindex för åtgärdsalternativ  $i$ :

$$H_i = \left( \frac{\frac{H_{EK,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{EK,1..N}); |\text{Min}(H_{EK,1..N})|]} + \frac{H_{SK,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{SK,1..N}); |\text{Min}(H_{SK,1..N})|]}}{\text{Max}[\text{Max}(\Phi_{1..N}); |\text{Min}(\Phi_{1..N})|]} \right) / 3 \quad (\text{ekv. 5})$$

Ekvationen beskriver att poängsumman för respektive dimension normeras mot det maximala absolutvärdet för alla alternativ ( $1 \dots N$ ), dvs. det värde som ligger längst från 0. Ekvationen innebär att hållbarhetsindex kan variera mellan -1 och +1. Om hållbarhetsindex är positivt indikerar det utveckling mot åtminstone svag hållbarhet, medan ett negativt hållbarhetsindex indikerar att hållbar utveckling inte kan nås. Det har antagits att alla tre dimensionerna är lika viktiga och någon inbördes viktning mellan dimensionerna har således inte gjorts. Inte heller har någon viktning av de olika nyckelkriterierna gjorts. Viktning kan tillämpas men måste då involvera och slutligen bestämmas av den ansvarige beslutsfattaren. Vägledning för bestämning av vikter i MKA finns bland annat i Dodgson et al. (2000). Det ska också poängteras att det sätt vi valt att beräkna hållbarhetsindex innebär att hållbarhetsindexet bara gäller för det specifika projektet. Indexet kan alltså inte jämföras för olika alternativ mellan projekt.

Steg 5: Bedöm om det finns möjlighet för åtgärder i riktning mot stark hållbarhet.

När de första fyra stegen genomförts görs en bedömning om det finns möjlighet att några av åtgärderna kan medföra en utveckling i riktning mot stark hållbarhet. För en sådan utveckling krävs att det inte finns några negativa effekter för något nyckelkriterium. Ekvation 6 beskriver matematiskt att ingen negativ effekt får finnas för åtgärdsalternativ  $i$  för att en utveckling mot stark hållbarhet ska finnas:

$$\text{Stark hållbarhet} = \sum K_{e,i}(\text{neg}) + \sum K_{s,i}(\text{neg}) = 0 \quad \text{och} \quad \Phi_i \geq 0$$

(ekv. 6)

Ekvation 6 visar således att utveckling mot stark hållbarhet föreligger om summan av *negativa* effekter för de ekologiska (EK) och social-kulturella (SK) kriterierna är lika med 0 *samtidigt* som nyttonyttan ( $\Phi$ ) är lika med noll eller positiv.

Steg 6: Rangordna alternativen. Om kriteriet för stark hållbarhet är uppfyllt för flera av alternativen rangordnas alternativen efter hållbarhetsindex för att utgöra ett underlag för beslut om åtgärdsval.

Steg 7: Bedöm om svag hållbarhet kan accepteras. Om inget av alternativen kan anses leda i riktning mot stark hållbarhet måste en bedömning göras om en svagare grad av hållbarhet kan accepteras. Om inte svag hållbarhet kan accepteras måste alternativen modifieras tills dess att åtgärder i riktning mot stark hållbarhet kan uppnås. MKA ger med sin tydliga struktur vägledning för i vilka avseenden alternativen bör modifieras (*Steg 1*). Om inte åtgärder i riktning mot stark hållbarhet kan identifieras *och* om svag hållbarhet kan accepteras går analysen vidare enligt *Steg 8*.

Steg 8: Bestäm kriterium för svag hållbarhet. I de fall en svagare grad av hållbarhet kan accepteras måste ett kriterium för denna hållbarhetsgrad identifieras. Kriteriet måste definieras av den ansvarige beslutsfattaren och här kan därför endast exempel ges. Ett exempel skulle kunna vara att viss ekonomisk olönsamhet skulle kunna uppvägas av positiva effekter i den social-kulturella dimensionen eller att vissa negativa ekologiska effekter skulle kunna vägas upp av andra, positiva ekologiska effekter. I kapitel 5 exemplifieras hur detta kriterium för svag hållbarhet skulle kunna användas i ett verkligt fall.

Steg 9: Bedöm om det finns möjlighet för åtgärder i riktning mot svag hållbarhet.

När *Steg 9* genomförts finns underlag att bedöma om något av de studerade alternativen kan anses leda i riktning mot svag hållbarhet. Om detta kriterium är uppfyllt för flera av alternativen kan alternativen rangordnas (*Steg 10*). Om inget av alternativen kan anses leda i riktning mot svag hållbarhet måste alternativen modifieras. MKA ger vägledning för i vilka avseenden alternativen bör modifieras.

Steg 10: Rangordna alternativen. Om flera av alternativen kan anses leda mot svag hållbarhet rangordnas alternativen efter hållbarhetsindex för att utgöra ett underlag för beslut om åtgärdsval.

### 3.4 Kommentarer till föreslagen metodik

Som framgår av beskrivningen ovan och figur 2 bör användningen av MKA ses som en iterativ process, där MKA ger ett underlag för justering av åtgärdsalternativ tills uppställda kriterier för hållbarhet kan uppnås. Användningen av MKA bör därför integreras med åtgärdsutredningen. Det är inte praktiskt lämpligt att helt separera åtgärdsutredning från riskvärdering och själva jämförelsen av åtgärdsalternativ, så som beskrivs i exempelvis Naturvårdsverket (2007b). Istället bör riskvärdering, som ingår i KNA och MKA, ses som ett hjälpmedel i åtgärdsutredningen.

Som vi har förklarat ovan har vi antagit att stark hållbarhet är en övergripande och generell målsättning i enlighet med miljöbalken och gällande miljömål. Detta betyder att vi antar att målet, så långt möjligt, är att identifiera efterbehandlingsalternativ som inte leder till något negativt värde för något av de nyckelkriterier som har definierats. Metodiken har därför utvecklats för att (i överförd bemärkelse) uppfylla en stark hållbarhet med avseende på nyckelkriterierna. Inom varje nyckelkriterium finns dock delkriterier. Inom nyckelkriteriet *Hälsa med avseende på områdets föroreningar* kan exempelvis finnas en rad olika typer av hälsorisker. Det värde som åsätts nyckelkriteriet bygger på en bedömning där alla delkriterier inom respektive nyckelkriterium har sammanvägts. Om ett nyckelkriterium inte får ett negativt värde kan därför tolkas som att en riktning mot svag hållbarhet råder inom detta nyckelkriterium.

Det här betyder att metodiken är känslig för vilka kriterier som får status som nyckelkriterier och vilka kriterier som endast är delkriterier inom ett nyckelkriterium. Som betonats ovan är ovannämnda nyckelkriterier ett förslag – det är ytterst upp till samhällets beslutsfattare att bedöma vilka kriterier som bör ha status som nyckelkriterier och vilka som inte bör ha denna status.

Metodiken tar inte uttryckligen hänsyn till tekniska eller juridiska kriterier. Vi anser att tekniskt och juridiskt tveksamma alternativ ska sorteras bort i en väl genomförd åtgärdsutredning innan de analyseras med hjälp av MKA. Därefter bör juridiska och tekniska aspekter så långt det är möjligt hanteras med hjälp av de föreslagna nyckelkriterierna eller genom de kostnader som indirekt kan uppkomma (hanteras i kostnadsnyttoanalysen).

Vi vill också poängtera att hållbarhetsindex enligt den föreslagna metoden är ett relativt mått jämfört med 0-alternativet i det specifika projektet. Indexet kan alltså inte jämföras för olika alternativ mellan projekt.

## 4 Identifiering av kriterier

### 4.1 Inledning

I detta kapitel presenterar vi förslag till kriterier som bör finnas med i en MKA av efterbehandlingsinsatser. För varje dimension av hållbarhet har ett antal nyckelkriterier identifierats. För varje kriterium redovisas en vägledning för bedömning i form av stödjande matriser, se bilaga A.

Bedömningen av varje nyckelkriterium omfattar två moment, jfr kapitel 3:

1. Bedömning av om det finns en icke försumbar negativ eller positiv effekt eller om effekten är försumbar eller obefintlig. Denna bedömning handlar alltså om det är aktuellt med:
  - a. ett minusvärde, dvs en icke försumbar negativ effekt,
  - b. ett plusvärde, dvs en icke försumbar positiv effekt, eller
  - c. värdet noll, dvs en försumbar eller obefintlig effekt.
2. Givet att en negativ eller positiv effekt har konstaterats, görs en bedömning om effekten är trolig eller möjlig. Detta är alltså en bedömning av med vilken sannolikhet effekten inträffar. Givet att en negativ effekt har konstaterats i steg 1, innebär steg 2 ett val mellan värdena -1 och -2. Om istället en positiv effekt har konstaterats i steg 1, innebär steg 2 ett val mellan värdena +1 och +2.

Vid identifieringen av nyckelkriterier har information hämtats från en litteraturinventering och en anpassning har gjorts till svenska förhållanden. Kontakt har även tagits med Naturvårdsverket och lokala miljömyndigheter för att inhämta synpunkter på vilka kriterier som ur deras synvinkel är viktiga att beakta. Relevanta resultat från andra Hållbar Sanering projekt har också beaktats, exempelvis Peterson & Jensen (2006) och Ritchey et al. (2008).

Som betonats i kapitel 3 bör de identifierade nyckelkriterierna ses som förslag. Det slutliga valet av nyckelkriterier är sist och slutligen en fråga för samhällets beslutsfattare. Vid detta slutliga val bör det särskilt beaktas att nyckelkriterierna måste kunna stå på egna ben för att möjliggöra en bedömning av om det råder en riktning mot stark hållbarhet eller inte. Varje ekologiskt nyckelkriterium blir alltså tungt nog att bedömas i sig själv trots att ekologiska effekter även beaktas indirekt via påverkan på exempelvis människors hälsa eller människors välbefinnande såsom beräknad på ett ekonomiskt sätt i en KNA. Vi menar att det är motiverat att låta ekologiska nyckelkriterier stå på egna ben på det här sättet, eftersom det finns en kvalitativ skillnad mellan ekologisk hållbarhet och social-kulturell respektive ekonomisk önskvärdhet. På liknande sätt finns det motiv för att lyfta fram social-kulturella nyckelkriterier. Exempelvis bör påverkan på människors hälsa troligen vara ett nyckelkriterium trots att sådan påverkan även kommer in i den ekonomiska dimensionen inom ramen för en KNA. Det bör här också observeras att i en KNA inkluderas påverkan på hälsa på ett specifikt sätt, nämligen genom att beräkna specifikt ekonomiska mått på hur människors välbefinnande förändras till följd av påverkan på deras hälsa. Vi anser det därför

vara rimligt att nyckelkriterier som inte fullt ut kan värderas i en KNA inkluderas också i MKAn för att möjliggöra en mera fullödig hänsyn till dessa kriterier.

## 4.2 Nyckelkriterier inom den ekologiska dimensionen

Ett efterbehandlingsprojekt ger effekter i den ekologiska dimensionen. För att kunna avgöra om ett efterbehandlingsalternativ strävar mot hållbarhet i den ekologiska dimensionen krävs att kriterier för detta identifieras, se tabell 2. Ekosystemen är per definition komplexa och inbegriper samspelet i naturen mellan olika organismer och livsmiljöer. I ett sådant system är det svårt att särskilja effekter från varandra. För att göra en enkel uppdelning av nyckelkriterier har vi valt en indelning utifrån ekosystemens medier: *Mark, Grundvatten, Ytvatten, Luft* och *Sediment*.

Inom vart och ett av dessa nyckelkriterier bedöms ett alternativs påverkan på den ekologiska funktionen i mediet, t ex hur livsmiljön påverkas för landlevande organismer. Kriterier för att bedöma påverkan på den ekologiska funktionen föreslås vara;

- kemiska och fysikaliska förhållanden (t ex vattnets surhetsgrad eller grundvattennivå),
- naturvärdesklassning enligt Länsstyrelsen (m fl) som mått på habitat-egenskaper (t ex områdesskydd enligt Natura 2000),
- landskapets ekologiska funktion, samt
- biologisk mångfald.

Förutom nyckelkriterier med avseende på ekosystemens medier har kriteriet *Förbrukning av naturresurser* inkluderats med särskild fokus på förbrukning av ändliga resurser. Förbrukning av exempelvis fossila bränslen, omfattande användning av isälvsmaterial som kan fungera som grundvattenakvifer eller ianspråktagande av nya områden för permanent deponering av massor är exempel på förbrukning av naturresurser som inom överskådlig tid inte kan ersättas.

Bedömningen görs med hjälp av stödjande matriser med exempel, nyckel-frågor och källhänvisningar (se Bilaga A). Som hjälp i bedömningen hänvisas också till de av de nationella miljömålen som bedöms vara tillämpliga.

Ytterligare projektspecifika kriterier kan troligtvis uppstå, och bedömningsmatriserna kan då kompletteras med dessa. Så som tidigare beskrivits görs bedömningen i två steg, där man i det första gör en bedömning av huruvida icke-försumbara effekter kan uppstå och i det andra bedömer sannolikheten att effekten ska uppstå (som möjlig i osäkra fall respektive som *trolig* i mer tydliga fall). Nedan följer en utökad beskrivning av hur bedömningen av ekologisk hållbarhet kan gå till med hjälp av de sex nyckelkriterierna.



### *Mark*

För nyckelkriteriet *Mark* (matris E1) görs en bedömning av hur landbaserade ekosystem påverkas. Hur ett efterbehandlingsalternativ påverkar de fysiska och kemiska förutsättningarna för ekosystemet bedöms utifrån hur föroreningshalter, mark- och landskapsstruktur etc. förändras. Första steget är att identifiera det påverkade markområdets ekologiska betydelse, utifrån naturvärdesinventeringar, biologiska inventeringar och andra bedömningar. Till hjälp finns aktuell länsstyrelses och kommuns arbete med naturvärden och planering samt eventuell miljökonsekvensbeskrivning och andra utredningar. Nästa steg är att bedöma hur markområdets ekologiska funktion påverkas av respektive efterbehandlingsåtgärd. För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt En giftfri miljö och Ett rikt djur- och växtliv, vägas in. Till mer hjälp i denna bedömning finns även t ex riskbedömningen för markmiljö i det aktuella efterbehandlingsprojektet.

### *Ytvatten*

För nyckelkriteriet *Ytvatten* (matris E2) görs en bedömning av hur ytvattenbaserade ekosystem påverkas. Hur ett efterbehandlingsalternativ påverkar de fysiska och kemiska förutsättningarna för ekosystemet kan bedömas främst utifrån hur vattnets kemiska egenskaper påverkas och eventuellt hur påverkan kan bli på vattennivå, flöde och strömningshastighet. Ytvatten som naturresurs bedöms under rubrik *Ändliga naturresurser*.

För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt Levande sjöar och vattendrag, En giftfri miljö, Hav i balans samt levande kust och skärgård och Ett rikt djur- och växtliv, vägas in. Till mer hjälp i denna bedömning finns även t ex Vattenmyndighetens vattenkarta som karaktäriserar befintliga vattendrag, eventuell miljökonsekvensbeskrivning samt riskbedömningen för markmiljö och ytvatten i det aktuella efterbehandlingsprojektet.

### *Luft*

För nyckelkriteriet *Luft* (matris E3) görs främst en bedömning av hur utsläpp till luft påverkas av efterbehandlingsalternativen. Särskilt gäller detta utsläpp av klimatpåverkande gaser såsom t ex. koldioxid eller metan, försurande och/eller övergödande ämnen som kan ha en negativ effekt på globala, regionala och/eller lokala ekosystem. En eventuell miljökonsekvensbeskrivning av efterbehandlingen och uppskattade volymer jord eller vatten som behöver efterbehandlas kan utgöra underlag för bedömningen.

För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt miljömålen Frisk luft, En giftfri miljö, Begränsad klimatpåverkan, Bara naturlig försurning och Skyddande ozonskikt användas som stöd.

### *Sediment*

För nyckelkriteriet *Sediment* (matris E4) görs främst en bedömning av hur sedimentbaserade ekosystem påverkas av efterbehandlingsalternativen. Hur ett efterbehandlingsalternativ påverkar de fysiska och kemiska förutsättningarna för ekosystemet bedöms utifrån hur föroreningshalter, mark- och landskapsstruktur etc. förändras. Första steget är att identifiera det påverkade sedimentets ekologiska betydelse, utifrån naturvärdesinventeringar, biologiska inventeringar och andra bedömningar. Till hjälp finns aktuell länsstyrelses och kommuns arbete med naturvärden och planering samt eventuell miljökonsekvensbeskrivning och andra utredningar. Till ytterligare hjälp i denna bedömning finns även t ex riskbedömningen för mark- och vattenmiljö i det aktuella efterbehandlingsprojektet.

Nästa steg är att bedöma hur sedimentets ekologiska funktion påverkas av respektive efterbehandlingsåtgärd. För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt En giftfri miljö och Ett rikt djur- och växtliv samt Levande sjöar och vattendrag, vägas in.

### *Grundvatten*

För nyckelkriteriet *Grundvatten* (matris E5) görs en bedömning av hur och med vilken hastighet föroreningar kan spridas i marken och hur grundvattenkvaliteten kan påverkas av olika efterbehandlingsalternativ. I detta kriterium bedöms också effekter på organismer som lever i eller nyttjar grundvattnet, exempelvis växter som upptar grundvatten och djur som exponeras för grundvatten vid exempelvis källor och andra utströmningsområden. Som underlag för bedömning finns SGU:s jordartskartor, grundvattenkartor (hydrogeologiska kartor), eventuell miljökonsekvensbeskrivning, riskbedömning mm. Grundvatten som naturresurs bedöms under rubrik, Ändliga naturresurser. För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt Grundvatten av god kvalitet och En giftfri miljö vägas in.

### *Förbrukning av naturresurser*

För nyckelkriteriet *Förbrukning av naturresurser* (matris E6) görs en bedömning av hur naturresurser kommer att påverkas av de olika efterbehandlingsalternativen. Viktiga naturresurser är yt- och grundvatten för vattenförsörjningsändamål. Kommer yt- eller grundvatten att påverkas positivt eller negativt av de identifierade efterbehandlingsalternativen? De olika efterbehandlingsalternativens påverkan på förekomsten av ändliga naturresurser som sand eller grus är också viktig att beakta. I detta sammanhang är det nödvändigt att väga en förmodad förbrukning av naturresurs som sand och grus mot lokala/regionala förekomsten samt hur vattenförsörjningen fungerar i området.

Ytterligare en viktig aspekt är om betydande mängder av fossila bränslen kommer att förbrukas i samband med efterbehandlingen. Efterbehandlingsalternativ som innebär omfattande schakt- och transportarbete, exempelvis gräv-saneringar eller förbränning av föroreningar, kan leda till negativa effekter i detta avseende.

Som underlag för bedömning finns SGU:s jordartskartor, grundvattenkartor (hydrogeologiska kartor), eventuella miljökonsekvensbeskrivningar (MKB),

riskbedömningar mm. Mängden förorenad jord eller sediment som ska efterbehandlas kan utgöra ett underlag för bedömning av förbrukning av fossila bränslen. För den övergripande bedömningen bör en jämförelse med de nationella miljömålen, särskilt Grundvatten av god kvalitet, Begränsad klimatpåverkan, Frisk luft och möjligen Levande sjöar och vattendrag miljö, vägas in.

### 4.3 Nyckelkriterier inom den social-kulturella dimensionen

Ett viktigt syfte med MKA-metodiken är att identifiera vilket eller vilka efterbehandlingsalternativ som är förenliga med den social- kulturella dimensionen av hållbar utveckling. Precis som var fallet med den ekologiska dimensionen kräver en sådan identifiering att innehållet i den social-kulturella dimensionen konkretiseras. I den valda metodiken görs konkretiseringen i form av ett antal nyckelkriterier som speglar de effekter som kan uppstå till följd av efterbehandlingen.

Valet av nyckelkriterier är svårt, eftersom den social-kulturella dimensionen är mångfacetterad och dessutom är nära sammanlänkad med den ekonomiska dimensionen. I exempelvis FN:s Agenda 21-dokument (FN, 1993) poängteras att de ekonomiska och social-kulturella dimensionerna överlappar varandra och att det i dessa dimensioner ingår faktorer såsom fattigdom, konsumtionsmönster, demografiska förhållanden, hälsa och boende. Som påpekades i avsnitt 4.1 kan den här överlappningen dock vara motiverad närhelst social-kulturella faktorer ses som så viktiga att de bör stå på egna ben som nyckelkriterier. För ett konkret fall som efterbehandling av förorenade områden i Sverige är det nödvändigt att avgränsa den social-kulturella dimensionen till ett antal nyckelkriterier som är relevanta just för detta fall. Delvis med inspiration från RTK (2005) har vi valt att definiera följande nyckelkriterier – som har nämnts ovan är dock det slutliga valet av nyckelkriterier en fråga för samhällets beslutsfattare:

- Rättvisa och acceptans
- Hälsa med avseende på områdets föroreningar
- Hälsa med avseende på åtgärdens utförande
- Kulturmiljö (inklusive landskapsbild)
- Rekreation och friluftsliv
- Omgivningens markanvändning
- Områdets markanvändning

### *Rättvisa och acceptans*

Nyckelkriteriet *Rättvisa och acceptans* (matris S1) fokuserar på om någon grupp i samhället kan bedömas bli missgynnad av efterbehandlingsalternativet eller inte. Det här behöver inte enbart handla om hur alternativet påverkar den egna gruppen, utan även om situationer när någon eller några anser att alternativet påverkar andra på ett orättvist sätt. Vilka grupper som är relevanta varierar från fall till fall, men det rör sig endast om utomstående grupper i den mening att effekterna för föroreningsansvariga, efterbehandlingsansvariga och verksamhetsutövare inte ska vägas in vid bedömningen av detta nyckelkriterium. Vid bedömningen är det viktigt att även ha ett tidsperspektiv som innefattar framtiden. Exempelvis kan föroeningen vara av ett slag som gör att dagens generationer inte nödvändigtvis påverkas av att låta föroeningen ligga kvar i marken, men om föroeningen sprids på lång sikt sprids eller blottläggs genom grävningsarbeten eller erosion, kan den bli ett problem för framtida generationer.

### *Hälsa*

Hälsoeffekter har delats in i två nyckelkriterier, dels *Hälsa med avseende på områdets föroeningar* (matris S2a), dels *Hälsa med avseende på åtgärdens utförande* (matris S2b). Det förra nyckelkriteriet handlar om hur hälsorisker av själva föroeningen där den befinner sig i jord, grundvatten och/eller sediment påverkas av ett efterbehandlingsalternativ. Det senare nyckelkriteriet gäller däremot hälsorisker som har att göra med åtgärden i sig, exempelvis ökat buller från själva området, ökad lastbilstrafik till och från området och effekter till följd av att föroeningsspridning som själva åtgärden medför. Nyckelkriteriet *Hälsa med avseende på åtgärdens utförande* innefattar även hälsoriskerna för de som utför efterbehandlingen. Observera att dessa två nyckelkriterier avgränsar sig till effektbaserade hälsorisker. Psykosociala aspekter som exempelvis allmän oro ger sig troligen uttryck i brist på lokal acceptans för alternativet, vilket täcks in av nyckelkriteriet *Rättvisa och acceptans*.

### *Kulturmiljö (inklusive landskapsbild)*

Nyckelkriteriet *Kulturmiljö (inklusive landskapsbild)* (matris S3) gäller huruvida kulturmiljön gynnas eller missgynnas av alternativet. Kulturmiljön innefattar historisk mångfald, kulturmiljö kvalitet och kulturhistoriska värden (RAÄ, 2007). Den historiska mångfalden ges av att landskapet kan innehålla karaktärsdrag och spår som på något sätt berättar om människors historia. Kulturmiljö kvalitet uttrycks av den kulturhistoriska särarten och karaktären hos en plats. Kulturhistoriska värden kan vara enskilda objekt i form av byggnadsminnesmärken, men även helhetsmiljöer och andra företeelser som har betydelse för berättelser om människors historia.

#### *Rekreation och friluftsliv*

Nyckelkriteriet *Rekreation och friluftsliv* (matris S4) handlar om dessa aktiviteter gynnas eller missgynnas av alternativet. Exempel på rekreation är skogspromenader, svampplockning, fisketurer, bad, fågelskådning och vattensporter. Ofta handla detta om huruvida alternativet leder till förbättrade rekreativmöjligheter för boende i närheten av området, exempelvis genom att ett efterbehandlat område blir möjligt att använda som strövområde.

#### *Omgivningens markanvändning*

Nyckelkriteriet *Omgivningens markanvändning* (matris S5) gäller all övrig påverkan som alternativet har på möjligheterna för människor och samhället att ha olika verksamheter på mark som omger området. De här verksamheterna kan exempelvis handla om boende, arbetsplatser, vattentäcker och olika areella näringar.

#### *Områdets markanvändning*

Nyckelkriteriet *Områdets markanvändning* (matris S6) fokuserar på alternativets effekter på vad som blir möjligt eller inte möjligt att göra på det förorenade området. Utgångspunkten för en bedömning av detta nyckelkriterium är en identifiering av vilken typ av markanvändning som eftersträvas för området.

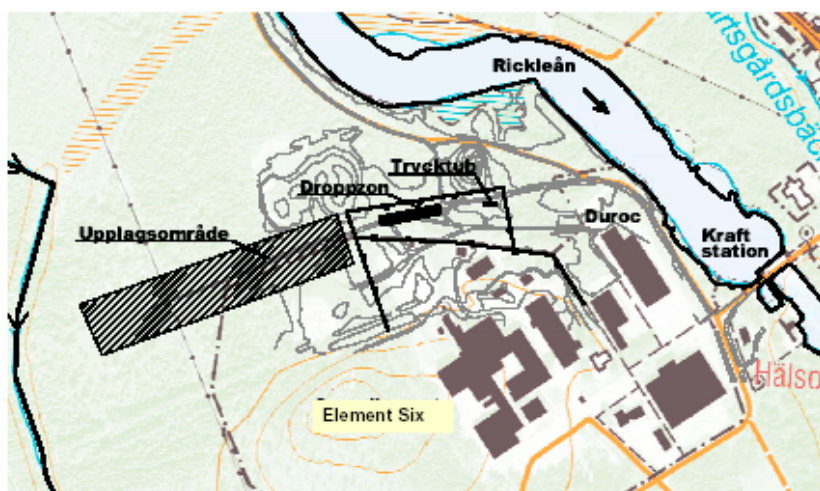
## 5 Exemplifiering – fallstudie

I detta kapitel exemplifieras den beskrivna metodiken genom att tillämpa den på ett verkligt fall: Efterbehandlingen av en f.d. impregneringsanläggning i Robertsfors i Västerbotten. Ett viktigt skäl till valet av detta fall är att den ekonomiska dimensionen redan finns utvärderad genom en kostnadsnyttoanalys i Rosén et al. (2008).

Metodiken är uppbyggd för att utvärdera olika efterbehandlingsalternativ. I Robertsfors har efterbehandlingen redan genomförts, vilket betyder att utvärderingen i det här fallet sker i efterhand. Det rör sig alltså om en MKA *ex post*. Detta är ett fullt giltigt sätt att använda metodiken, men vi tänker oss att det främsta användningsområdet är i ”skarpt läge”, det vill säga som stöd *ex ante* för att välja vilket efterbehandlingsalternativ som bör genomföras.

### 5.1 Efterbehandlingen i Robertsfors<sup>4</sup>

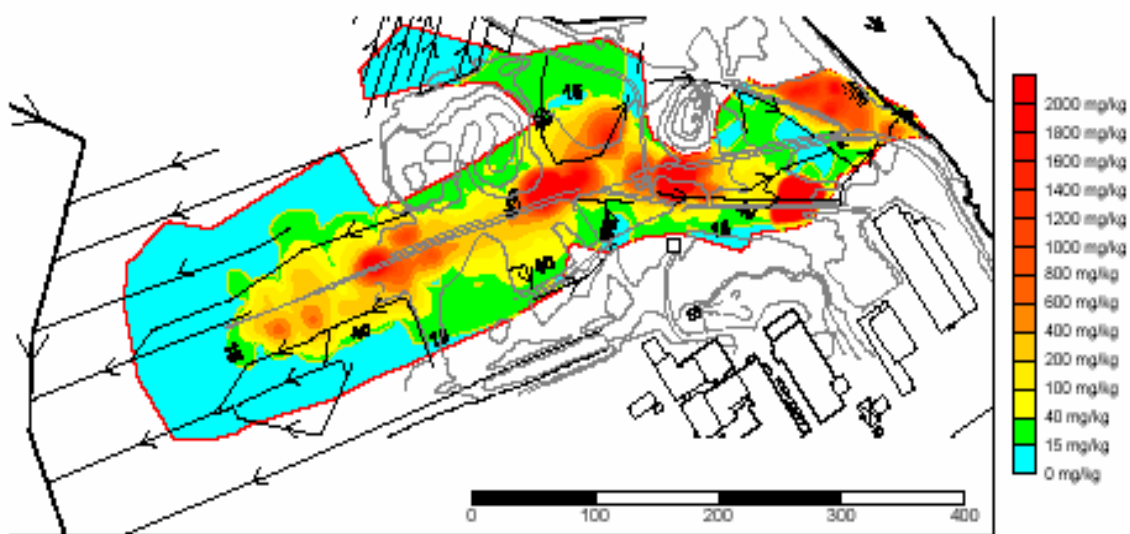
Robertsfors kommun ligger i Västerbottens län ca 60 km norr om Umeå och har ca 7 000 invånare. På ett område nära Robertsfors tätort fanns under perioden 1942-1968 en träimpregneringsanläggning som i sin verksamhet använde impregneringsmedel baserat på koppar, krom och arsenik (CCA medel). Närmaste bostadsområde ligger ca 300 meter sydöst om den f.d. impregneringsanläggningen, se figur 3.



Figur 3. Verksamheten vid Robertsfors f.d. Träimpregneringsanläggning

<sup>4</sup> Texten i det här avsnittet är delvis hämtad från en mer detaljerad beskrivning av efterbehandlingen i Robertsfors i Rosén et al. (2008).

Impregneringsvätskor lagrades på området och överflödiga vätskor fick rinna rakt ner i marken, vilket ledde till att marken blev förorenad med arsenik, koppar, krom, bly och zink. Dessutom är grundvattnet på sina håll i området mycket förorenat av metaller, framför allt arsenik. Området med högst halter av arsenik har varit inhägnat med stängsel. Ca 80 000 ton jord bedömdes som förorenade till en halt överstigande de framtagna åtgärds målen för arsenik (15 mg/kg för ytlagret). Medelhalten uppskattades till ca 250 mg/kg i hela det förorenade området. De högsta föroreningshalterna i jord återfanns i områdets centrala delar, där impregneringstuben var lokaliserad och vid det område där impregneringsvätskan fick rinna av direkt på marken (droppzonen). Vid dessa platser var halterna av förorenande metaller höga ner till flera meter under markytan. Arsenikhalterna vid ytan var så höga att akuttoxiska effekter skulle kunna uppkomma om exempelvis något barn får i sig några gram jord. Arsenikhalterna i grundvattnet följde till stora delar föroreningskoncentrationerna i jorden inom området. I droppzonen uppmättes halter i grundvattnet upp till 4000 µg arsenik per liter. I lågförorenade områden låg halterna runt 1 µg per liter, se figur 4.



Figur 4. Utbredning av arsenik i ytlagret vid Robertstors t.d. impregneringsanläggning.

Föroreningssituationen uppmärksammades vid undersökningar 1985-1986 då MoDo provtog och analyserade jord och vatten inom området (MoDo, 1985). Det konstaterades att områdets centrala del samt ytvatten inom området var förorenat med arsenik, koppar och krom. Detta medförde att stora delar av området inhägnades för att förhindra tillträde. En översiktlig miljöteknisk markundersökning genomfördes av J&W (1999). Denna undersökning omfattade provtagning i jord, yt- och grundvattnet och sediment samt en riskbedömning av området. Länsstyrelsen genomförde MIFO inventering 2001 och en ansvarsutredning genomfördes av Darpö (2001). SWECO VIAK AB genomförde steg 1 i en huvudstudie 2002. En fördjupad hälsoriskbedömning för området gjordes 2003

där övergripande och platsspecifika riktvärden beräknades för de aktuella föroreningarna på fastigheten (Kemakta, 2003).

De övergripande åtgärdsmålen för området var bland annat att det ska kunna användas som industriområde och/eller som strövområde. Utan risk för hälsan ska bär och svamp kunna ätas. Läckage av föroreningar till den närbelägna Rickleån och till den bäck som avvattnar den västra delen av området får inte orsaka miljöstörningar eller störningar i samband med friluftsliv som till exempel bad och fiske. Slutligen var ett övergripande mål att det inom området ska kunna etableras ett fungerande markekosystem.

Platsspecifika riktvärden för förorenade områden betraktas som haltnivåer under vilka negativa effekter inte bedöms uppstå vare sig på kort eller på lång sikt. Termen platsspecifik innebär att särskilda hänsyn tas till exponeringsvägar på den aktuella platsen. Riktvärden för arsenik överskrids inom stora delar av området, vilket innebär att risken för negativa hälsorisker var betydande för detta ämne. Intag av endast några gram jord med mycket höga halter utgör en akut hälsoskadlig dos för ett barn. Av denna anledning har området varit inhägnat vilket minskar risken för allmänheten.

I tabell 3 redovisas platsspecifika riktvärden baserat på sammanställning av uppgifter från Kemakta AB (2003). För markmiljö avses skydd för marklevande organismer mellan 0-1 meters djup. För spridning avses spridning av föroreningar från grundvatten till ytvatten från hela jordprofilen.

Tabell 3. Platsspecifika riktvärden (mg/kg TS)

	<b>Industrimark -markmiljö</b>	<b>Naturmark -markmiljö</b>	<b>Industrimark -spridning</b>	<b>Naturmark -spridning</b>
Arsenik	40	20	60	60
Koppar	200	100	180	180
Krom	250	120	180	180
Zink	700	350	1200	1200
Bly	300	150	240	240

Riktvärden för arsenik som avser att skydda marklevande organismer överskrids i jorden inom stora delar av det förorenade området. Inom vissa delar av området förekommer det kala ytor som kan vara en effekt av höga halter av arsenik eller andra föroreningar. Även krom och koppar överskrider platsspecifika riktvärden för miljöeffekter i områdets centrala delar. Bly överskrider de platsspecifika riktvärdena i ett fåtal punkter.

För industrimarksanvändning där lägre krav ställs på hälsorisker och miljörisker i mark, styr spridningen till ytvatten för flera av ämnena. De recipienter som behövde skyddas var dels bäcken som avvattnar området i väster, dels Rickleån.

För att säkerställa uppställda övergripande mål för området har en fördjupad riskbedömning utförts med framtagande av platsspecifika riktvärden och mätbara åtgärds mål. Riktvärden och åtgärds mål har utarbetats för arsenik i Huvudstudien – steg 2 (Kemakta AB, 2003) samt för metaller under projekteringsfasen (SWECO VIAK AB, 2005), se vidare nedan. Efter projekteringen och förfrågningsunderlagets färdigställande, dvs. under anbudstiden, beslutade



Naturvårdsverket om ändrade åtgärds mål. En sammanställning av dessa åtgärds mål för området är beskrivna i tabell 4.

Tabell 4. Föreslagna mätbara åtgärds mål för jordkvalitetsklasser inom Robertsfors f.d. impregneringsanläggning samt generella riktvärden (Naturvårdsverket, 1996). Halterna anges i mg/kg.

Parameter	Föreslagna åtgärds mål framtagna i Huvudstudien <sup>1)</sup> och projekteringsskedet			Nya åtgärds mål beslutade av Naturvårdsverket		Generella riktvärden	
	0-0,5 m	0,5-1 m	>1 m	0-1 m	>1 m	KM	MKM
Arsenik	15 <sup>1)</sup>	40 <sup>1)</sup>	60 <sup>1)</sup>	15	60	15	40
Koppar	100	200	250	100	250	100	200
Krom (tot)	120	200	250	120	250	120	250
Bly	150	250	250	150	250	80	300
Zink	350	700	700	350	700	350	700

För att åtgärda föroreningarna och uppnå åtgärds målen beslutades att genomföra en urschaktning och deponering av massor. Under åren 2005-06 sanerades därför ca 70 000 m<sup>2</sup> och ca 25 000 kg arsenik togs bort från området. Projektet medförde en ökad lastbilstrafik genom Robertsfors; det totala antalet lastbils kilometer har uppskattats till 93 000. Vad gäller användningen av det sanerade området finns det i dagsläget inga beslut om vad marken får användas till. Eftersom marken nu är arsenikfri i den översta metern går i princip allt att bygga där, inklusive bostäder. Marken ligger dock utanför detaljplanlagt område. Skog har planterats på det efterbehandlade området av markägaren, och dessutom har området gjorts tillgängligt för rekreation i och med att inhägnader kunde tas bort.

## 5.2 Efterbehandlingsalternativ i fallet Robertsfors

I Kemaktas utredning (Kemakta, 2003) studerades flera åtgärdsalternativ.

- Övertäckning och avskärmning.
- Stabilisering och solidifiering (föroreningen innesluts i en monolitisk kropp genom exempelvis ingjutning) *in-situ*.
- Rening av grundvatten.
- Urschaktning och deponering (senare valt alternativ).
- Jordtvätt med återanvändning.

Andra förslag som avfärdades var termisk avdrivning, förbränning och biologisk behandling. Av dessa bedömde Kemakta (2003) att *övertäckning och avskärmning* var genomförbart. *Stabilisering och solidifiering* avfärdades liksom *rening av grundvatten*. *Jordtvätt* ansågs inte fungera eftersom materialet till stor del består av silt.

I fallet Robertsfors har vi utifrån tidigare utredningar definierat nedanstående fyra efterbehandlingsalternativ, vilka utvärderas i avsnitt 5.3 med hjälp av MKA-metodiken.

*Alt. 0. Fortsatt inhägning av de mest förorenade delarna av området.* Detta är 0-alternativet, som alltså går ut på att med stängsel förhindra tillträde till de områden som på grund av mycket hög arsenikhalt utgör en risk för människors hälsa. 0-alternativet utgör referens för värderingarna av de övriga alternativen.

*Alt. 1. Urschaktning och deponering.* Detta var det alternativ som genomfördes och som beskrevs mera detaljerat i avsnitt 5.1.

*Alt. 2. Övertäckning och avskärmning.* Det här alternativet beskrivs i huvudstudien för den f.d. impregneringsanläggningen på följande sätt: ”Ett sätt att minska spridning av föroreningar och direkt exponering för dessa är att täcka marken med ett tätt ytskikt, t.ex. geomembran, för att på så sätt hindra nederbörd att infiltrera genom marken och sprida föroreningar till grundvattnet. Spridning av föroreningar sker även genom grundvattenströmning. Grundvattenytan ligger periodvis högt i det förorenade området i Robertsfors varför detta transportsätt bedöms kunna vara betydande. För att styra och/eller förhindra den horisontella grundvattenströmningen genom ett område kan man anlägga s.k. vertikala barriärer. Barriären kan t.ex. utgöras av bentonit eller cementmaterial. Dessa barriärer kan installeras uppströms, nedströms eller så att de helt och hållet omger området. Ofta anläggs de tillsammans med någon form av övertäckning, se vidare alternativ 3 nedan. Detta är idag en kommersiellt tillgänglig metod. Både vid övertäckning och avskärmning råder en osäkerhet om barriärernas långsiktiga beständighet. Kemiska komponenter i exempelvis grundvattnet kan degradera barriärmaterialen” (Kemakta, 2003).

*Alt.3. Övertäckning och dikesutgrävning.* Vi definierade detta alternativ enligt följande: Den förorenade marken täcks med rena massor. Eftersom åtgärds målet sattes till 15 mg/kg täcks hela den markyta vars arsenikhalt överstiger 15 mg/kg. En möjlig täckningsmetod bygger på att först täcka/jämna av marken med ett sandlager på ca 20 cm. Över detta lager läggs en tät geoduk. På duken läggs där- efter täckmassor, ca 60 cm. Dessa massor bör kunna tas från närområdet. Täckningen medför att marken inte blir åtkomlig för människor. Täckningen bidrar till en något minskad grundvattentransport genom de förorenade massorna, men hejdar inte utlakningen helt av förorenat grundvatten till Syrabäcken och Rickleån. Övertäckningen kompletteras med att gräva bort förorenade sediment i de av områdets diken som har så höga halter av arsenik att de kan leda till akuttoxiska effekter för människor och djur.

## 5.3 Utvärdering av efterbehandlingsalternativen

Efterbehandlingsalternativen utvärderades genom att analysera nyckelkriterierna som identifierades i kapitel 4 i förhållande till vart och ett av de fyra alternativen. För varje alternativ undersöktes således varje nyckelkriterium i de två steg som beskrevs i kapitel 4:

1. En bedömning om det finns en icke försumbar negativ eller positiv effekt eller om effekten är försumbar eller obefintlig. Den här bedömningen handlar alltså om det är aktuellt med ett *minusvärde*, *plusvärde* eller *nollvärde* för huvudeffekten ifråga.
2. En bedömning om en eventuellt negativ eller positiv effekt är *trolig* (ger värdet -2 resp. +2) eller *möjlig* (ger värdet -1 resp. +1).

Som påpekas ovan görs poängsättningen relativt ett s.k. 0-alternativ där ingen åtgärd genomförs. Detta är analogt med det bedömnings sätt som sker i en KNA, där de olika handlingsalternativens kostnader och nyttor jämförs med alternativet att ingen åtgärd genomförs.

Bedömningarna och poängsättningen för den ekologiska dimensionen var i högre grad än för den social-kulturella baserad på befintliga uppgifter. I det senare fallet fanns mycket sparsamt med dokumentation, varför flera personer med koppling till projektet intervjuades. Det hade dock varit önskvärt med fler bedömare och experter, med företrädare både från inblandade konsulter och myndigheter, också i den ekologiska dimensionen för att erhålla ett mer heltäckande beslutsunderlag och diskutera poängsättningen. Genom exemplifieringen av att använda flera bedömare i den social-kulturella dimensionen illustreras hur detta förfarande kan gå till.

### 5.3.1 Poängsättning av den ekologiska dimensionen

#### 5.3.1.1 ANGREPPSSÄTT POÄNGSÄTTNING

I en utvärdering *ex ante* med hjälp av metodiken analyseras nyckelkriterierna lämpligen som en integrerad del av de utredningar som genomförs inför en efterbehandling, t.ex. för- och huvudstudier och ev. miljökonsekvensbeskrivningar. Då kan dessa aktiviteter utformas så att de innefattar insamling av den information som behövs för att poängsätta nyckelkriterierna i den ekologiska dimensionen. För att bedöma de ekologiska effekterna har en person som varit involverad i projektet poängsatt nyckelkriterierna. Poängsättningen blir vårt underlag för att bedöma de fyra efterbehandlingsalternativen utifrån den ekologiska dimensionen.

Poängsättningen av de ekologiska kriterierna redovisas i tabell 5. De personer som poängsatt de ekologiska nyckelkriterierna är dels en person som arbetade som konsult med riskbedömningen under huvudstudien (telefonintervju 2008-09-10, respondent A) dels en person som arbetar som miljöinspektör på Miljö- och byggförvaltningen i Robertsfors kommun (telefonintervju 2008-09-30, respondent B). Som underlag har respondenterna haft utredningsmaterial från genomförd huvudstudie samt övriga utredningar i projektet. Eftersom metodiken

går ut på att i mesta möjliga mån undvika negativa värden har rutor med värdena 1- eller 2 rödmarkerats.

Tabell 5. Poängsättning av de ekologiska nyckelkriterierna.

Nyckelkriterium	Alt. 1		Alt. 2		Alt 3.	
	A	B	A	B	A	B
Mark	+1	+2	+1	+1	+1	+1
Grundvatten	+1	+1	+1	+1	0	+1
Ytvatten	+1	+1	+1	+1	0	+1
Luft	-1	-2	0	-1	0	-1
Sediment	+1	+1	+1	+1	+1	+1
Naturresurser	-1	-2	+1	-1	+1	-1

Respondent A: Miljökonsult.  
 Respondent B: Tjänsteman i Robertsfors kommun

### 5.3.1.2 MOTIV POÄNGSÄTTNING

För att kortfattat beskriva hur respondenterna motiverade sina poäng går vi i det här avsnittet igenom respektive nyckelkriterium.

Det finns en störning i områdets markekosystem som indikeras av kala fläckar som saknar vegetation. Genom att genomföra åtgärder kommer situationen med avseende på nyckelkriteriet *Mark* att förbättras. Då området utgörs av ett utfyllnadsområde har det inget högt markeologiskt skyddsvärde. Alternativ 2 och 3 har möjligen inte lika positivt värde eftersom dessa innebär övertäckning och inte utskiftning av massor som alternativ 1. Då det markeologiska värdet är begränsat har inte detta beaktats särskilt. Respondenterna har poängsatt kriteriet likvärdigt med den skillnaden att respondent B anser att det blir tydligt bättre för områdets markekosystem om urschaktning genomförs.

När det gäller *Grundvatten* syns ingen större påverkan på området. I ett långsiktigt hållbarhetsperspektiv finns dock ett potentiellt urlakningsproblem i framtiden. Grundvattnet i det aktuella området har ett relativt lågt skyddsvärde som grundvattenresurs. Området är inte heller del av skyddsområde eller planerat för ytvattentäkt nedströms Robertsfors. På ett nationellt plan är dock allt yt- och grundvatten mer eller mindre skyddsvärdt varför en åtgärd är positiv i ett långsiktigt perspektiv. I alternativ 1 och 2 tas källan bort vilket kan leda till en förbättring av grundvattnet. I alternativ 3 täcks marken utan att anlägga en skärm varför situationen för grundvattnet inte förändras. Respondenterna har poängsatt kriteriet likvärdigt med den skillnaden att respondent B anser att det möjligen blir en positiv effekt genom att täcka och gräva ur föroreningar i dikessedimenten (alternativ 3). Motivet till detta är att grundvattenbildningen minskar på grund av täckningen vilket medför mindre spridning/urlakning av föroreningar.

Täckningen kan medföra att spridningen av förorening minskar men inte fullständigt. Ytvattnet är skyddsvärdt (Rickleån ur ett fiskeintresse) vilket medför att de åtgärder som genomförs är positiva med avseende på nyckelkriteriet *Ytvatten*. I alternativ 3 stoppas inte förorening till ytvattnet varför detta alternativ poängsatts med 0. Även här har respondenterna poängsatt kriteriet likvärdigt med den skillnaden att respondent B anser att täckning och urgrävning av sedimenten (alternativ 3) bidrar till en möjlig positiv effekt för vattendraget.

När det gäller nyckelkriteriet *Luft* kommer alternativ 1 att medföra luftutsläpp under schakt och transportarbetet. Utsläppen bidrar till luftföroreningar och påverkan på växthuseffekten. Alternativ 2 och 3 medför mycket lägre utsläpp då mindre schakt och transportarbete krävs. Båda respondenterna anser att det i urschaktnings och deponeringsalternativet (alternativ 1) blir negativa effekter. Respondent B anser att det möjligen blir negativa effekter även i alternativ 2 och 3. Motivet till detta är att det blir utsläpp till luft också i samband med dessa åtgärder, dock i så begränsad omfattning att effekterna inte bedöms vara säkra.

För nyckelkriteriet *Sediment* finns en påverkan idag och potential även fortsättningsvis, vilket gör det positivt med åtgärder. Sedimenten har inget högt skyddsvärde i sig men kan utgöra föroreningskälla för vattendragen nedströms. Båda respondenterna har värderat effekterna på sediment på samma sätt, dvs. alla åtgärderna ger en möjlig positiv effekt på sedimentens ekologi.

Effekten med avseende på *Förbrukning av naturresurser* är komplicerad att bedöma eftersom flera olika resurser påverkas på olika sätt. Grund- och ytvattnet utgör i det aktuella området ingen särskild resurs i ett dricksvattenperspektiv. I alternativ 1 krävs en särskild moräntäkt för att ersätta de förorenade massor som behöver schaktas bort. Dessa massor utgör i sig en resurs. Moränjord kan dock i sig inte betraktas som en knapp eller värdefull resurs i området. I alternativ 1 förbrukas mest fossila bränslen, på grund av det omfattande schakt och transportarbetet. Förbrukning av moränjord och framförallt större mängder fossila bränslen medför att alternativ 1 poängsätts med -1 av respondent A och -2 av respondent B. När det gäller alternativ 2 och 3 visar det sig att respondenterna tänker på olika sätt vilket tyder på en svårighet att bedöma kriteriet naturresurser.

Respondent A menar att förutsättningarna för att på lång sikt kunna utnyttja grundvattnet som naturresurs möjligen förbättras (utan att förbruka stora mängder naturresurser) i alternativ 2 och 3 varför dessa poängsätts med +1. Respondent B anser att alternativ 1 förbrukar mer naturresurser än alternativ 2 och 3 och därför innebär en trolig negativ effekt. Respondent B anser att även alternativ 2 och 3 medför en förbrukning av fossila bränslen varför dessa alternativ gavs negativa poäng. Respondenterna gav således helt olika bedömningar när det gäller alternativ 2 och 3.

### 5.3.2 Poängsättning av den social-kulturella dimensionen

#### 5.3.2.1 ANGREPPSSÄTT POÄNGSÄTTNING

I en utvärdering *ex ante* med hjälp av metodiken analyseras nyckelkriterierna lämpligen som en integrerad del av de utredningar som genomförs inför en efterbehandling, t.ex. samrådsförfaranden, för- och huvudstudier och ev. miljökonsekvensbeskrivningar. Då kan dessa aktiviteter utformas så att de innefattar insamling av den information som behövs för att poängsätta nyckelkriterierna i den social-kulturella dimensionen. Om en sådan integrering inte sker är risken stor att det blir brist på skriftlig information som möjliggör poängsättning av de social-kulturella nyckelkriterierna. Detta var uppenbart i fallet Robertsfors, eftersom det befintliga utredningsmaterialet innehöll relativt lite underlag för poängsättning av de social-kulturella nyckelkriterierna. Som framgick av avsnitt 5.3.1

var det befintliga kunskapsunderlaget betydligt bättre för poängsättningen av nyckelkriterierna i den ekologiska dimensionen.

Vi angrep informationsproblemet genom att genomföra intervjuer med tre personer med god kännedom om efterbehandlingsprojektet. De här personerna ombads poängsätta nyckelkriterierna, och deras poängsättning blir vårt underlag för att bedöma efterbehandlingsalternativen utifrån den social-kulturella dimensionen.

De tre intervjuade personerna var chefen för Robertsfors kommuns tekniska kontor (telefonintervju 2008-04-03, respondent A), styrgruppsordföranden för efterbehandlingsprojektet som även var kommunalråd i Robertsfors kommun (telefonintervju 2008-05-09, respondent B) samt projektledaren under projekterings-, anbuds-, upphandlings- och genomförandeskedet av efterbehandlingen (besöksintervju 2008-06-03, respondent C). De här respondenterna representerar tjänstemannasidan respektive politikersidan av Robertsfors kommun samt ett av konsultföretagen som var inblandat i efterbehandlingsprojektet. Det hade i och för sig varit önskvärt att genomföra fler intervjuer, men tidsramarna för den här studien medgav inte detta. Inför en verklig beslutssituation bör ambitionerna vara betydligt högre. Exempelvis bör även representanter från allmänheten intervjuas, vilket lämpligen kan ske i samband med fokusgrupper eller möten som hålls inom ramen för en samrådsprocess.

De tre respondenterna fick några dagar före intervjun bakgrundsmaterial i form av information om efterbehandlingsalternativen, en introduktion till nyckelkriterierna och tabellerna som beskriver nyckelkriterierna. Intervjun inleddes med att respondenterna tillfrågades om bakgrundsmaterialet var begripligt. Under intervjun gick sedan varje nyckelkriterium igenom för vart och ett av efterbehandlingsalternativen och respondenterna fick göra sina poängsättningar. Det allmänna intrycket av intervjuerna var att bakgrundsmaterialet inklusive nyckelkriterierna och poängsättningssystemet var lättförståeligt för respondenterna. Det var inte heller några större problem för respondenterna att ge poäng för nyckelkriterierna, och deras poäng framgår av tabell 6. Eftersom metodiken går ut på att i mesta möjliga mån undvika negativa värden har rutor med värdena -1 eller -2 rödmarkerats.

Tabell 6. De tre respondenternas poängsättning av de social-kulturella nyckelkriterierna.

Nyckelkriterium	Alt. 1			Alt. 2			Alt. 3		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Rättvisa och acceptans	+2	+2	+2	+1	+1	-1	-1	-1	-1
Hälsa med avseende på områdets föroreningar	+2	+2	0/ +1	+2	+2	0/ +1	+2	+1	0/ +1
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande	-1	-1	0	0	-1	0	0	-1	0
Kulturmiljö (inkl. landskapsbild)	0	-1	0	0	-1	0	0	-1	0
Rekreation och friluftsliv	+1	+2	+2	+1	+2	0	+1	+1	0
Omgivningens markanvändning	+2	+2	+2	+1	+1	-1	+1	0	-1
Områdets markanvändning	+2	+2	+2	+1	+1	-1	+1	+1	-1

Respondent A: Tjänsteman i Robertsfors kommun.

Respondent B: Politiker i Robertsfors kommun.

Respondent C: Projektledare (konsult).

Respondenterna tillfrågades även om de tyckte att några viktiga effekter inte täcktes in av nyckelkriterierna och vilka effekter dessa i så fall var. En av respondenterna ansåg att det borde finnas något kriterium som handlar om lärande och kunskapsöverföring, eftersom detta kan vara en viktig konsekvens av ett efterbehandlingsalternativ. För att koppla till de olika kapitalslag som nämndes i anknytning till diskussionen om stark respektive svag hållbarhet i avsnitt 3.1 kan en sådan effekt formuleras som investeringar i humankapital. Samma respondent betonade att konsekvenserna för näringslivet av ett efterbehandlingsprojekt blir mycket centrala i en liten kommun som Robertsfors. En annan av respondenterna påpekade att de flesta social-kulturella nyckelkriterierna påverkas av psykologiska faktorer, och att dessa i sin tur beror på vilken information som ges. Om information ges för sent eller är bristfällig kan allmänheten få en mycket snedvriden uppfattning om projektets effekter, vilket i sin tur påverkar exempelvis acceptansen för projektet och hur stora hälsoriskerna uppfattas vara.

### 5.3.2.2 MOTIV POÄNGSÄTTNING

För att kortfattat beskriva hur respondenterna motiverade sina poäng går vi i det här avsnittet igenom respektive nyckelkriterium med betoning på skäl för negativa värden.

När det gäller *Rättvisa och acceptans* betonades att processen med samrådsmöten och informationsspridning var viktig för att göra allmänheten intresserad och positiv till det projekt som faktiskt genomfördes, dvs alternativ 1. Att nya arbetstillfällen skapades och att det lokala näringslivet påverkades positivt var också viktigt för att få acceptans för projektet. Alla tre respondenterna menade att det hade varit svårare att få acceptans för alternativ 3 eftersom det då fortfarande

hade funnits en risk för läckage av föroreningar till den närbelägna och för fiskare mycket attraktiva Rickleån.

För nyckelkriteriet *Hälsa med avseende på områdets föroreningar* gav ingen av respondenterna minusvärden till något av alternativen.

För *Hälsa med avseende på åtgärdens utförande* gav vissa respondenter minusvärden åt såväl alternativ 1, 2 som 3. Huvudanledningen är problematiken med störningar från transporter.

Respondent B menade att alternativ 1, 2 och 3 förändrar landskapsbilden och gav därför ett minusvärde för dessa alternativ gällande huvudeffekten *Kulturmiljö (inkl. landskapsbild)*. Enligt de andra respondenterna påverkades inte kulturmiljön eftersom alla byggnader redan var rivna.

Huvudeffekten *Rekreation och friluftsliv* illustrerar att det kan finnas ett problem med överlappning mellan huvudeffekten *Rättvisa och acceptans* och övriga huvudeffekter. Om friluftslivets intressen missgynnas av ett visst alternativ kan detta också leda till en låg acceptans för detta alternativ. I intervjuerna föreföll respondent A och B framför allt fokusera på alternativens effekter avseende friluftsliv på det sanerade området, medan respondent C uttryckligen även tänkte på kringeffekter vad gäller fisket i Rickleån. Inget av alternativen gavs dock minusvärden.

För *Omgivningens markanvändning* fokuserade respondenterna B och C på fisket i Rickleån. Respondent C menade att alternativ 2 och alternativ 3 riskerar att leda till sämre förutsättningar för friluftslivet längs ån på grund av läckagerisker och gav därför minusvärden för dessa alternativ. Respondent A tänkte mer på olika typer av exploateringsmöjligheter för omgivande mark. Att möjliggöra ny markanvändning för det sanerade området kan ge positiva kringeffekter även för den omgivande marken. Respondent A betonade att det finns massvis med ledig mark i kommunen och att det därför finns gott om alternativa lokaliseringar för de exploateringar som eventuellt skulle kunna ske i omgivningen.

Respondenterna argumenterade på liknande sätt för *områdets markanvändning*. Respondent C menade dock att alternativ 2 och alternativ 3 kan leda till vissa restriktioner för skogsbruk, vilket motiverade minusvärden för dessa alternativ.

### 5.3.3 Sammanfattning av poängsättningar

Med hjälp av poängsättningen i tabell 5 och tabell 6 finns nu en grund för beräkning av hållbarhetsindex. För att analysen ska bli entydig är det önskvärt att respondenternas poängsättning kan sammanfattas så att varje efterbehandlingsalternativ får endast ett poängvärde. För att detta ska vara möjligt måste poängsättningen i tabell 5 och tabell 6 sammanfattas på något lämpligt sätt. Det är inte självklart hur detta bör gå till, men eftersom ett viktigt syfte med MKA-metodiken är att inledningsvis kunna identifiera alternativ som är förenliga med stark hållbarhet är det motiverat att använda en försiktig ansats där poängen för varje alternativ för respektive nyckelkriterium blir lika med den lägsta poängen som angivits av någon av respondenterna. På så sätt erhålls tydligast möjliga signal på den eventuella förekomsten av ett efterbehandlingsalternativ



som är förenligt med stark hållbarhet. Denna försiktiga ansats leder till poängsättningen i tabell 7 och tabell 8.

Tabell 7. Sammanfattning av de tre respondenternas poängsättning av ekologiska nyckelkriterier med hjälp av en försiktig ansats där poängen för varje alternativ för respektive nyckelkriterium är lika med den lägsta poängen som angivits av någon av respondenterna.

Nyckelkriterium	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3
Mark	+1	+1	+1
Grundvatten	+1	+1	0
Ytvatten	+1	+1	0
Luft	-2	-1	-1
Sediment	+1	+1	+1
Naturresurser	-2	-1	-1

Alt. 0: Noll-alternativet (fortsatt inhägning av de mest förorenade delarna av området).

Alt. 2: Övertäckning och avskärmning.

Alt. 1: Urschaktning och deponering (det faktiskt genomförda efterbehandlingsalternativet).

Alt. 3: Övertäckning och dikesutgrävning.

Tabell 8. Sammanfattning av de tre respondenternas poängsättning av social-kulturella nyckelkriterier med hjälp av en försiktig ansats där poängen för varje alternativ för respektive nyckelkriterium är lika med den lägsta poängen som angivits av någon av respondenterna.

Nyckelkriterium	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3
Rättvisa och acceptans	+2	-1	-1
Hälsa med avseende på områdets föroreningar	0/+1	0/+1	0/+1
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande	-1	-1	-1
Kulturmiljö (inkl. landskapsbild)	-1	-1	-1
Rekreation och friluftsliv	+1	0	0
Omgivningens markanvändning	+2	-1	-1
Områdets markanvändning	+2	-1	-1

Alt. 0: Noll-alternativet (fortsatt inhägning av de mest förorenade delarna av området).

Alt. 2: Övertäckning och avskärmning.

Alt. 1: Urschaktning och deponering (det faktiskt genomförda efterbehandlingsalternativet).

Alt. 3: Övertäckning och dikesutgrävning.

Tabell 7 och tabell 8 representerar ett extremfall. I en tillämpning av metodiken som ingår som en integrerad del av utredningarna inför en efterbehandling finns förmodligen stora möjligheter att med hjälp av diskussioner om efterbehandlingsalternativen och dessas konsekvenser jämföra samman olika personers uppfattningar om alternativens för- och nackdelar. Efter sådana detaljerade diskussioner kan det också bli möjligt för en utredare att göra en kvalificerad bedömning av vilken poäng som bör åsättas vart och ett av alternativen för varje nyckelkriterium.

För jämförelsens skull simulerar vi resultatet av en sådan diskussionsprocess genom att beräkna medianvärdet av respondenternas poängvärden för varje alternativ för respektive nyckelkriterium. Värdena har avrundats till heltal. Detta leder till poängsättningen i tabell 9 och tabell 10.

Tabell 9. Sammanfattning av de tre respondenternas poängsättning av ekologiska nyckelkriterier där poängen för varje alternativ för respektive nyckelkriterium är lika med medianvärdet av respondenternas poängvärden.

Nyckelkriterium	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3
Mark	+2	+1	+1
Grundvatten	+1	+1	+1
Ytvatten	+1	+1	+1
Luft	-2	-1	-1
Sediment	+1	+1	+1
Naturresurser	-2	0	0

Alt. 0: Noll-alternativet (fortsatt inhägning av de mest förorenade delarna av området).

Alt. 2: Övertäckning och avskärmning.

Alt. 1: Urschaktning och deponering (det faktiskt genomförda efterbehandlingsalternativet).

Alt. 3: Övertäckning och dikesutgrävning.

Tabell 10. Sammanfattning av de tre respondenternas poängsättning av social-kulturella nyckelkriterier där poängen för varje alternativ för respektive nyckelkriterium är lika med medianvärdet av respondenternas poängvärden.

Nyckelkriterium	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3
Rättvisa och acceptans	+2	+1	-1
Hälsa med avseende på områdets föroreningar	+2	+2	+1
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande	-1	0	0
Kulturmiljö (inkl. landskapsbild)	0	0	0
Rekreation och friluftsliv	+2	+1	+1
Omgivningens markanvändning	+2	+1	0
Områdets markanvändning	+2	+1	+1

Alt. 0: Noll-alternativet (fortsatt inhägning av de mest förorenade delarna av området).

Alt. 2: Övertäckning och avskärmning.

Alt. 1: Urschaktning och deponering (det faktiskt genomförda efterbehandlingsalternativet).

Alt. 3: Övertäckning och dikesutgrävning.

### 5.3.4 Den ekonomiska dimensionen

I Rosén et al. (2008) användes fallet Robertsfors för att exemplifiera hur kostnadsnyttoanalys kan användas för att göra en samhällsekonomisk utvärdering av efterbehandlingsprojekt. Vi använder därför dessa resultat för att illustrera den ekonomiska dimensionen i MKA-analysen. Kostnadsnyttoanalysen som genomfördes för Robertsfors-fallet var visserligen inte fullständig, men ger ändå bästa tillgängliga indikation på efterbehandlingsalternativens samhällsekonomiska lönsamhet. Standardproceduren i en KNA för jämförelser mellan olika alternativ är att beräkna nettonyttan för olika alternativ i förhållande till nollalternativet och dess konsekvenser. Det är således denna typ av information som framkom av KNA:n för Robertsfors-fallet.

Rosén et al. (2008) fokuserade på alternativ 1 och kom fram till att detta alternativ resulterade i en nettonytta på -54 Mkr i förhållande till alternativ 0. Detta indikerar med andra ord en samhällsekonomisk förlust. För jämförelsens skull analyserades även alternativ 2, som skulle medföra betydligt lägre åtgärds-kostnader. Detta alternativ beräknades resultera i en nettonytta på -1 Mkr i förhållande till alternativ 0. Den betydligt lägre samhällsekonomiska förlusten berodde i huvudsak på att alternativ 2 skulle medföra betydligt lägre åtgärds-kostnader än alternativ 1. Alternativ 3 var inte föremål för analys i Rosén et al. (2008), men det kan antas att detta alternativ i likhet med alternativ 2 också leder till en knapp samhällsekonomisk förlust. De här resultaten sammanfattas i tabell 11. För detaljer om kostnadsnyttoanalysen hänvisas till Rosén et al. (2008).

Tabell 11. Efterbehandlingsalternativens nettonytta i Mkr i förhållande till alternativ 0. Källa: Rosén et al. (2008)

	<b>Alt. 1</b>	<b>Alt. 2</b>	<b>Alt. 3</b>
Nettonytta	-54	-1	-1

Alt. 1: Urschaktning och deponering (det faktiskt genomförda efterbehandlingsalternativet).

Alt. 2: Övertäckning och avskärmning.

Alt. 3: Övertäckning och dikesutgrävning.

## 5.4 MKA - Resultat

Resultaten från poängsättningen av nyckelkriterier samt KNA användes som indata till ekvationerna 2-6 för att genomföra MKAn enligt den stegvisa process som beskrivs i kapitel 3.3 ovan. Som indata i den första analysen används medianskattningen av de ekologiska och social-kulturella kriterierna från tabell 9 och tabell 10. Resultaten från analysen redovisas i tabell 12.

Tabell 12. Resultat och rangordning från MKA i Robertsfors

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
<b>Ekologisk dimension</b>			
Mark	2	1	1
Grundvatten	1	1	1
Ytvatten	1	1	1
Luft	-2	-1	-1
Sediment	1	1	1
Förbrukning av naturresurser	-2	0	0
<b>Beräkning av <math>H_{EK}</math></b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<b>Social-kulturell dimension</b>			
Rättvisa och acceptans	2	1	-1
Hälsa med avseende på områdets föroreningar	2	2	1
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande	-1	0	0
Kulturmiljö	0	0	0
Rekreation	2	1	1
Omgivningens markanvändning	2	1	0
Områdets markanvändning	2	1	1
<b>Beräkning av <math>H_{SK}</math></b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>2</b>
<b>Ekonomisk dimension, <math>\Phi</math></b>	<b>-54</b>	<b>-1</b>	<b>-1</b>
<b>Hållbarhetsindex, <math>H</math></b>	<b>0.11</b>	<b>0.55</b>	<b>0.40</b>
<b>Stark hållbarhet?</b>	<b>NEJ</b>	<b>NEJ</b>	<b>NEJ</b>

En exakt tolkning av tabell 12 visar att inget av åtgärdsalternativen är förenligt med stark hållbarhet. *Steg 7* i MKA-metodikens genomförande blir därför aktuellt, dvs. det är nödvändigt att bedöma om svag hållbarhet kan accepteras eller inte. Denna bedömning är i sista hand en uppgift för beslutsfattaren i varje specifikt efterbehandlingsprojekt. Vi antar till att börja med att svag hållbarhet inte är acceptabelt. Då är det följaktligen nödvändigt att gå tillbaka till definitionen av efterbehandlingsalternativ i *Steg 1* och undersöka om något av alternativen kan justeras på ett sätt som faktiskt gör det möjligt att uppnå stark hållbarhet.

Vad gäller den ekonomiska dimensionen medför alternativ 2 och 3 endast en obetydligt negativ netto nytta. Det är därför inte otänkbart att exempelvis en kostnadsbesparing inom ramen för dessa två alternativ kan leda till att de blir samhällsekonomiskt lönsamma. Att kunna göra alternativ 1 samhällsekonomiskt lönsamt är däremot mindre sannolikt med tanke på dess betydligt större negativa netto nytta. Att alternativ 1 ändå var det alternativ som faktiskt genomfördes kan i efterhand tolkas som att beslutsfattaren ändå ansåg att detta alternativ var värt sitt pris med tanke på de positiva ekologiska och social-kulturella effekterna. Med andra ord så kan beslutsfattaren i det här fallet sägas ha accepterat en tydlig svag hållbarhet, åtminstone med avseende på den ekonomiska dimensionen.

Tabell 9 visar dock att det finns minusvärden för alternativ 1 även inom den ekologiska och social-kulturella dimensionen. Även om beslutsfattaren var beredd att acceptera en samhällsekonomisk förlust finns det alltså så här i efterhand skäl att studera om alternativ 1 hade kunnat förbättras så att dessa minusvärden hade kunnat undvikas. För den social-kulturella dimensionen är det hälsoeffekterna med avseende på åtgärdens utförande som har åsatts ett minusvärde. Denna negativa hälsoeffekt härrör främst från faktumet att alternativ 1 ledde till en ökad lastbilstrafik genom Robertsfors. Storskalig deponering av massor leder normalt till många transporter. Ett sätt att undvika ett minusvärde här skulle alltså kunna vara att justera alternativ 1 så att det innehåller en extra satsning på åtgärder som minimerar störningar från trafik och trafikolycksrisker. Detta hade i och för sig ökat kostnaderna för alternativ 1 ytterligare, men hade å andra sidan kunnat undvika ett minusvärde för detta social-kulturella nyckelkriterium. På samma sätt kan man resonera när det gäller det negativa värdet med avseende på luft i den ekologiska dimensionen för alternativ 1. Genom en justering av alternativet på insatser som minimerar omfattande och långväga borttransporter av massor kan den förväntade negativa påverkan på luft undvikas.

I en ambitiös analys kan en justering av alternativen vara föremål för en förnyad poängsättning och KNA som involverar samtliga av de olika involverade respondenterna och experterna för att kontrollera att justeringarna inte ger några oönskade negativa effekter. I en mer förenklad analys kan en sådan bedömning göras av utredaren utifrån de motiveringar som respondenterna och experterna givit till de negativa värdena på ingående nyckelkriterier, inklusive KNA.

Sammantaget uppfyller inget av de studerade alternativen kriteriet om utveckling mot stark hållbarhet utan justeringar. Någon rangordning enligt *Steg 6* är därför inte aktuell.

I det fall en utveckling mot *svag* hållbarhet kan accepteras (*Steg 7*) måste ett kriterium för vad som kan anses vara *svag* hållbarhet definieras i analysens *Steg 8*. Detta måste definieras av den ansvarige beslutsfattaren och en kommunikation kring detta måste alltså föras. Ett exempel på definition av ett kriterium för utveckling mot *svag* hållbarhet som kan tyckas rimligt är att de negativa effekterna i en dimension ska uppvägas av de positiva för de andra dimensionerna. Exempelvis skulle ekonomisk olönsamhet kunna tänkas uppvägas av positiva värden för den ekologiska och den social-kulturella dimensionen. För att illustrera detta formulerar vi därför för fallstudien i Robertsfors följande kriterium för *svag* hållbarhet:

*Svag hållbarhet: Hållbarhetsindex > 0, dvs. de positiva effekterna uppväger totalt sett de negativa..*

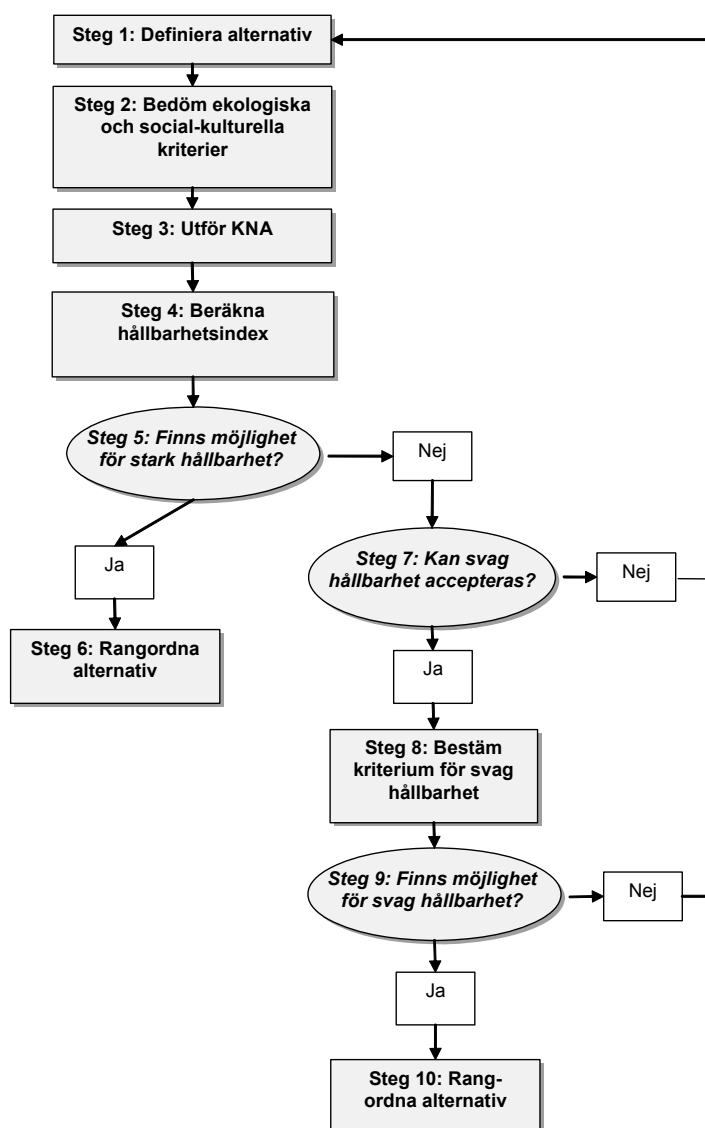
I *Steg 9* bedöms om något av alternativen kan uppfylla kravet på en utveckling mot *svag* hållbarhet. För vårt fall skulle detta innebära att alternativen 1, 2 och 3 skulle kunna uppfylla detta kriterium. Detta medför att analysen fortsätter till *Steg 10* i vilket en rangordning görs med avseende på hållbarhetsindex,  $H_i$ :

1. Alternativ 2:  $H_2 = 0,55$
2. Alternativ 3:  $H_3 = 0,40$
3. Alternativ 1:  $H_1 = 0,11$

Med hänsyn till det beskrivna kriteriet för *svag* hållbarhet kunde alltså konstateras att samtliga 3 åtgärdsalternativ uppfyller detta och att alternativ 2 framstår som det totalt sett bästa jämfört med de två övriga. Det genomförda alternativ 1 är det minst fördelaktiga utifrån denna analys.

## 6 Kortfattad beskrivning av arbetsgång

I detta kapitel ges en kortfattad och stegvis anvisning för genomförandet av MKA i efterbehandlingsprojekt. Anvisningen baseras på den stegvisa beskrivning som ges i kapitel 3, se figur 5. Varje steg kommenteras kortfattat med avseende på praktiskt genomförande och med hänvisning till relevant underlagsinformation. Tanken är att läsaren ska kunna använda detta kapitel som en kortfattad och generell genomförandebeskrivning för en MKA i ett efterbehandlingsprojekt.



Figur 5. Principiell beskrivning av den föreslagna MKA-metodikens stegvisa genomförande.

**Steg 1: Definiera alternativ.** Det är viktigt att de alternativ som identifieras är genomförbara ur teknisk synvinkel och att de inte uppenbart står i så stark konflikt med motstående intressen att de inte kommer att kunna genomföras. Själva identifieringen av åtgärdsalternativ beskrivs inte vidare här.

Underlagsinformation: Inom Naturvårdsverkets program Hållbar Sanering har flera rapporter utarbetats vilka beskriver olika åtgärdslösningar för olika typer av föroreningsituationer i Sverige, se exempelvis Helldén et al. (2006) och Englöv et al. (2007). I den internationella litteraturen finns mycket omfattande beskrivningar om identifiering och utformning olika typer av efterbehandlingsmetoder, se exempelvis Rast (1997), FRTR (2008), ESTCP (2008) och CLAIRE (2008).

När åtgärdsalternativen identifierats upprättas en MKA-matris enligt tabell 13. 0-alternativet poängsätts inte eftersom det är detta alternativ de övriga jämförs med.

Tabell 13. MKA-matris för jämförelse av åtgärdsalternativ (Matrisen finns redovisad i ett större format i Bilaga B.

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
<b>Ekologisk dimension</b>					
Mark					
Grundvatten					
Ytvatten					
Luft					
Sediment					
Förbrukning av naturresurser					
<b>Beräkning av <math>H_{EK}</math></b>					
<b>Social-kulturell dimension</b>					
Rättvisa och acceptans					
Hälsa med avseende på områdets föroreningar					
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande					
Kulturmiljö					
Rekreation					
Omgivningens markanvändning					
Områdets markanvändning					
<b>Beräkning av <math>H_{SK}</math></b>					
<b>Ekonomisk dimension, <math>\Phi</math></b>					
<b>Hållbarhetsindex, <math>H</math></b>					
<b>Stark hållbarhet?</b>					



**Steg 2. Bedöm ekologiska och social-kulturella kriterier.** Betygsätt varje identifierat kriterium för den ekologiska och den social-kulturella dimensionen enligt poängskalan:

- Trolig negativ effekt = -2
- Möjlig negativ effekt = -1
- Försumbar eller obefintlig effekt = 0
- Möjlig positiv effekt = +1
- Trolig positiv effekt = +2

Poängsättningen görs *relativt 0-alternativet* och omfattar två moment:

1. Bedömning av om det finns en icke försumbar negativ eller positiv effekt eller om effekten är försumbar eller obefintlig. Denna bedömning resulterar för varje kriterium i:
  - a. ett minusvärde, för en icke försumbar negativ effekt,
  - b. ett plusvärde, för en icke försumbar positiv effekt, *eller*
  - c. värdet noll, för en försumbar eller obefintlig effekt.
2. Givet att en negativ eller positiv effekt har konstaterats, görs en bedömning om effekten är trolig eller möjlig. Detta är alltså en bedömning av med vilken sannolikhet effekten inträffar. Givet att en negativ effekt har konstaterats i steg 1, innebär steg 2 ett val mellan värdena -1 och -2. Om istället en positiv effekt har konstaterats i steg 1, innebär steg 2 ett val mellan värdena +1 och +2.

Underlagsinformation: Stödjande matriser i Bilaga A.

**Steg 3. Utför KNA.** Kostnadsnyttoanalys (KNA) utförs enligt beskrivning i Rosén et al. (2008), vilket resulterar i ett värde på målfunktionen  $\Phi$  för varje identifierat åtgärdsalternativ.

Underlagsinformation: Se Rosén et al. (2008).

**Steg 4. Beräkna hållbarhetsindex.** Utifrån den genomförda betygsättningen och kostnadsnyttoanalysen kan ett hållbarhetsindex,  $H$ , beräknas för varje åtgärdsalternativ  $i$  ( $i=1\dots N$ ). Beräkningarna görs i två steg enligt följande:

I. Beräkna summa för respektive dimension och alternativ  $i$ :

$$\text{Ekologisk dimension : } H_{EK,i} = \sum_{e=1}^E K_{e,i}$$

$$\text{Social - kulturell dimension : } H_{SK,i} = \sum_{s=1}^S K_{s,i}$$

$$\text{Ekonomisk dimension : } H_{\Phi,i} = \Phi_i$$

där  $K_e$  är poängen för det ekologiska kriteriet  $e$  ( $e=1\dots E$ ),  $K_s$  är poängen för det social-kulturella kriteriet  $s$  ( $s=1\dots S$ ) och  $\Phi$  är den samhällsekonomiska lönsamheten. Utfallet för varje dimension kan alltså vara positivt eller negativt. Ett positivt utfall innebär att alternativet leder mot hållbarhet relaterat till 0-alternativet och ett negativt utfall innebär att alternativet inte leder mot ökad hållbarhet relativt 0-alternativet.

För in dessa värden för respektive åtgärdsalternativ i MKA-matrisen.

II. Beräkna hållbarhetsindex för åtgärdsalternativ  $i$ :

$$H_i = \left( \frac{H_{EK,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{EK,1..N}); |\text{Min}(H_{EK,1..N})|]} + \frac{H_{SK,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{SK,1..N}); |\text{Min}(H_{SK,1..N})|]} \right) + \frac{\Phi_i}{\text{Max}[\text{Max}(\Phi_{1..N}); |\text{Min}(\Phi_{1..N})|]} \Bigg) / 3$$

Ekvationen beskriver att poängsumman för respektive dimension normeras mot det maximala absolutvärdet för alla alternativ ( $1\dots N$ ), dvs. det värde som ligger längst från 0. Ekvationen innebär att hållbarhetsindex kan variera mellan -1 och +1. Om hållbarhetsindex är positivt indikerar det utveckling mot åtminstone svag hållbarhet, medan ett negativt hållbarhetsindex indikerar att hållbar utveckling inte kan nås. För in detta värde i MKA-matrisen.

**Steg 5: Bedöm om det finns möjlighet för åtgärder i riktning mot stark hållbarhet.** Detta utförs för varje åtgärdsalternativ  $i$  enligt följande:

$$\text{Stark hållbarhet} = \sum K_{e,i}(\text{neg}) + \sum K_{s,i}(\text{neg}) = 0 \quad \text{och} \quad \Phi_i \geq 0$$

vilket innebär att åtgärden kan sägas leda i riktning mot stark hållbarhet om summan av *negativa* effekter för de ekologiska ( $E$ ) och social-kulturella ( $S$ ) kriterierna är lika med 0 *samtidigt* som den ekonomiska lönsamheten ( $\Phi$ ) är positiv. Markera med "JA" eller "NEJ" i MKA-matrisen för varje åtgärdsalternativ.

**Steg 6: Rangordna alternativen.** Om kriteriet för stark hållbarhet är uppfyllt för flera av alternativen rangordnas alternativen efter hållbarhetsindex. MKA-arbetet kan troligen avslutas här och resultaten bildar ett av flera underlag för beslut om åtgärder.

**Steg 7: Bedöm om svag hållbarhet kan accepteras.** Om inget av alternativen kan anses leda i riktning mot stark hållbarhet måste en bedömning göras om en svagare grad av hållbarhet kan accepteras. Om inte en svag hållbarhet kan accepteras måste alternativen modifieras tills dess att åtgärder i riktning mot stark hållbarhet kan uppnås. MKA ger med sin tydliga struktur vägledning för i vilka avseenden alternativen bör modifieras och definieras på nytt (*Steg 1*). Om inte åtgärder i riktning mot stark hållbarhet kan identifieras *och* om svag hållbarhet kan accepteras går analysen vidare enligt *Steg 8*.

**Steg 8: Bestäm kriterium för svag hållbarhet.** I de fall en svagare grad av hållbarhet kan accepteras måste ett kriterium för denna hållbarhetsgrad identifieras. Kriteriet måste definieras av den ansvarige beslutsfattaren och här kan därför endast exempel ges. Ett exempel skulle kunna vara att viss ekonomisk olönsamhet skulle kunna uppvägas av positiva effekter i den social-kulturella dimensionen eller att vissa negativa ekologiska effekter skulle kunna vägas upp av andra, positiva ekologiska effekter. Ytterligare ett kriterium skulle kunna vara att hållbarhetsindex ska vara positivt, dvs. att den totala poängen för de positiva effekterna är större än den totala poängen för de negativa effekterna.

**Steg 9: Beräkna hållbarhetsindex.** När *Steg 9* genomförts finns underlag att bedöma om något av de studerade alternativen kan anses leda i riktning mot svag hållbarhet. Om detta kriterium är uppfyllt för flera av alternativen beräknas ett hållbarhetsindex för dessa, varefter en rangordning kan ske (*Steg 10*). Om inget av alternativen kan anses leda i riktning mot svag hållbarhet måste alternativen modifieras. MKA ger vägledning för i vilka avseenden alternativen bör modifieras.

**Steg 10: Rangordna alternativen.** Om flera av alternativen kan anses leda mot svag hållbarhet rangordnas alternativen efter hållbarhetsindex för att utgöra ett underlag för beslut om åtgärdsval.

## 7 Metodens tillämplighet

Den metod för MKA vi beskrivit här syftar till att möjliggöra en strukturerad och transparent identifiering av det mest hållbara efterbehandlingsalternativet bland en uppsättning möjliga alternativ. Metoden utgår från hållbarhetsbegreppet, inkluderande ekologisk, social-kulturell och ekonomisk hållbarhet, vilket är i linje med de svenska miljömålen, miljölagstiftningen och det svenska efterbehandlingsarbetet. Inom varje dimension av hållbarhetsbegreppet har vi identifierat ett antal nyckelkriterier. Vi skiljer på begreppen *stark* och *svag* hållbarhet. Med detta avses att negativa förändringar ska undvikas för alla nyckelkriterier och att negativa förändringar hos några nyckelkriterier inte kan uppvägas av positiva förändringar hos andra kriterier. Vi har antagit att det övergripande målet med efterbehandling är att sträva mot en starkt hållbar utveckling. Om en sådan utveckling inte är möjlig att uppnå har vi antagit att ett kriterium för utveckling mot en s.k. svag hållbarhet kan definieras. Det är i sista hand den ansvarige beslutsfattaren som måste fastslå denna definition. I rapporten ger vi exempel på hur en sådan definition kan se ut.

Det finns idag ett stort antal MKA-metoder med olika lämplighet inom olika tillämpningsområden. Vi har utgått från definitionerna av hållbar utveckling beskrivna ovan och funnit att en kombination av två metoder är lämplig:

- *Icke-kompensationsmetod* för att identifiera alternativ som uppfyller kriteriet stark hållbar utveckling.
- *Linjär additiv metod* för att rangordna alternativ med avseende på både stark och svag hållbar utveckling.

Kombinationen av dessa metoder har medfört att algoritmer beskrivits med vilka användaren för varje åtgärdsalternativ kan bedöma dels *om* stark hållbar utveckling kan anses råda, dels *hur* hållbar åtgärden är relativt övriga alternativ. Efter värderingen av graden av hållbarhet (stark eller svag) och rangordningen ger multikriterieanalysen ett beslutsunderlag för val av åtgärd.

För den ekologiska och social-kulturella dimensionen har matriser tagits fram som stöd för bedömningen av huruvida positiva eller negativa förändringar förväntas uppstå för det specifika åtgärdsalternativet. För den ekonomiska dimensionen är nyckelkriteriet samhällsekonomisk lönsamhet. Verktøget för att bedöma detta kriterium är kostnadsnyttoanalys (KNA) och beskrivs av Rosén et al. (2008).

Tillämpning av metoden har illustrerats för en fallstudie. Analysen indikerar att justeringar av de beskrivna alternativen möjligen skulle ha kunnat resultera i en åtgärd förenlig med stark hållbar utveckling. Den genomförda studien visar att underlagsmaterialet var bristfälligt för att kunna bedöma flera av de nyckelkriterier som ingår i MKA-metoden. Detta är troligen en vanlig omständighet i många efterbehandlingsprojekt, vilket i sin tur ställer krav på olika typer av expertbedömningar och intervjuer. Vi illustrerade i fallstudien hur detta kan göras genom ett intervjuförfarande där personer med olika roller intervjuades för att ge sin respektive syn på möjliga effekter av de olika åtgärdsalternativen. Vi vill här

poängtera betydelsen av att låta flera olika personer göra oberoende bedömningar som tydligt kan motiveras för att sedan utifrån detta diskutera sig fram till en eventuell samsyn.

Den beskrivna MKA-metoden och stegvisa arbetsgången möjliggör:

- identifiering av åtgärdsalternativ som leder till en hållbar utveckling
- en strukturerad informationsinsamling och prioritering där faktorer som annars lätt skulle kunna glömmas bort bedöms och redovisas på ett öppet sätt
- en öppen och transparent process för kommunikation mellan olika intressenter
- en tydlig identifiering av hur ett åtgärdsalternativ kan behöva justeras för att bidra till hållbarutveckling
- beslutsstöd för effektivare och hållbar efterbehandling
- en riskvärdering och prioritering i linje med NVs ambitioner enligt remissmaterialet för den kommande vägledningen för åtgärdsutredning och riskvärdering (Naturvårdsverket, 2007b)
- en iterativ process där hållbarhetsbedömningen ligger till grund för justering av åtgärder till dess alternativ som strävar mot en hållbar utveckling kan identifieras.

Användningen av MKA bör integreras med åtgärdsutredningen. Riskvärderingen, som ingår i KNA och MKA, bör ses som ett hjälpmedel i åtgärdsutredningen för att identifiera alternativ som leder mot en hållbar utveckling.

Vid varje tillämpning av MKA inklusive KNA kommer underlagsmaterialet att på olika sätt vara bristfälligt. I många fall kommer det vara svårigheter att kunna kvantifiera alla poster i kostnadsnyttoanalysen, vilket leder till att mera kvalitativa bedömningar måste göras. Det finns vanligen många olika aspekter på de olika nyckelkriterierna för den ekologiska och social-kulturella dimensionen, vilket innebär att flera olika personer med olika roller i efterbehandlingsprojektet bör göra bedömningarna. Det kan också förväntas att vissa bedömningar kommer att vara förknippade med betydande osäkerheter, vilket innebär att känslighetsanalyser är viktiga.

Den beskrivna MKA-metoden ska ses om en första ansats som kan utvecklas och förfinas. Vi anser att det nu är viktigt att metoden tillämpas i verkliga projekt för att mera långtgående slutsatser ska kunna dras om dess tillämplighet samt för att få ett underlag för vilka justeringar och kompletteringar som är relevanta. Vi vill poängtera att metoden och dess struktur kan tillämpas inom såväl stora projekt med ingående och kvantitativa analyser som inom mindre projekt med mera kvalitativa bedömningar. Vi hoppas att den strukturerade arbetsgången ska kunna bidra till hållbara val av efterbehandlingsåtgärder i Sverige.

## 8 Referenser

Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., Levin, S., Mäler, K-G., Schneider, S., Starrett, D., Walker, B., 2004. *Are we consuming too much?* Journal of Economic Perspectives 18, 147-172.

Balasubramaniama, A., Boylea, A.R., Voulvoulis, N., 2007. *Improving petroleum contaminated land remediation decision-making through the MCA weighting process.* Chemospher, 66(5), 791-798.

CLAIRE (Contaminated Land: Applications in Real Environments), 2008. DNAPL TEST” (Technology Evaluation Screen-ing Tool). [http://www.claire.co.uk/index.php?option=com\\_content&task=view&id=124&Itemid=28](http://www.claire.co.uk/index.php?option=com_content&task=view&id=124&Itemid=28).

Dodgson, J., Spackman, M, Pearman, A., Philips, L., 2000. *Multi-criteria analysis manual.* Department for Communities and Local Government, UK.

Darpö, J, 2001. *Om det miljörettsliga ansvaret för förorenad mark kring impregneringsanläggningen vid Robertsfors bruk.* Jan Darpö Miljö& Juridik, Älvsjö.

Englöv, P., Cox, E., Durant, N., Dall-Jepsen, J., Höjbjerg Jörgensen, T., Nilsen, J. & N. Törneman, 2007. *Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod.* Hållbar Sanering. Naturvårdsverkets rapport 5663.

ESTCP, 2008. *Development of a Protocol and a Screening Tool for Selection of DNAPL Source Area Remediation.* <http://www.estcp.org/Technology/ER-0424-FS.cfm> ).

FN, 1993. *Agenda 21: Earth Summit - The United Nations Programme of Action from Rio.* United Nations. ISBN13: 9789211005097.

FRTR (Federal Remediation Technologies Roundtable), 2008. <http://www.frtr.gov/index.htm>. Access date 080215.

Harbottle, M. J., Al-Tabbaa, A., Evans, C. W., 2008. *Sustainability of land remediation. Part 1: overall analysis.* Geotechnical Engineering 161 (April 2008 Issue GE2), 75–92.

Janssen, R., Munda, G., 1999. *Multicriteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problem.* s. 837-852 i van den Bergh, J. (red.), Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

J&W, 1999. *Robertsfors fd impregneringsanläggning, Robertsfors kommun, Översiktlig miljöteknisk markutredning*, rev 1999-01-22.

Kemakta Konsult AB, 2003. *F.d. träimpregneringsanläggning, Robertsfors kommun: Huvudstudie – steg 2*. Kemakta AR 2003-06, Kemakta Konsult AB, Stockholm.

Linkov, I., Varghese, A., Jamil, S., Saeger, T.P., Kiker, G., Bridges, T., 2004. *Multi-criteria decision analysis: A framework for structuring remedial decisions at contaminated sites*. In Linkov, I. and Ramadan, A. eds "Comparative Risk Assessment and Environmental Decision Making". Kluwer, p. 15-54.

Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Saeger, T.P., Bridges, T., Gardner, K.H., Rogers, S.H., Belluck, D.A., Meyer, A., 2006. *Multicriteria decision analysis: a comprehensive decision approach for management of contaminated sediments*. Risk Analysis 26, 61-78.

Modo, 1985. *Sammanfattning av resultat från kartläggning av metallförekomst vid den nedlagda impregneringsanläggningen I Robertsfors*. PM MoDo, 1985-09-13.

Naturvårdsverket, 2007a. *Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering*. 3:e utgåvan 2007-08-15. Naturvårdsverket. Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007b. *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. Remissutgåva 2007-10-19. Naturvårdsverket, Stockholm.

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Development*. OECD, Paris.

Postle, M., Fenn, T., Grosso, A., Steeds, J., 1999. *Cost-benefit analysis for remediation of land contamination*. R & D Technical Report P316, Environment Agency, Bristol, UK.

Rast, E.R. 1997. *Environmental Remediation Estimating Methods*. RS Means Catalog No. 64777.

RAÄ, 2007. *Fördjupad utvärdering – kulturmiljö och kulturhistoriska värden*. Rapport 2007:6, Riksantikvarieämbetet, Stockholm.

Ritchey T., 2008. *Riskvärdering med Analytical Hierarchy Process – Utprovning av nytt datorbaserat verktyg*. In prep. Hållbar Sanering.

Rosén, L., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Back, P-E., Grahn, L., Eklund, H., 2006. *Risikvärdering vid val av åtgärdsstrategi*. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5537, Naturvårdsverket, Stockholm.

Rosén, L., Söderqvist, T., Back, P.E., Soutukorva, Å., Brodd, P., Grahn, L., 2008. *Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Metodutveckling och exempel på tillämpning*. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5836. Naturvårdsverket, Stockholm.

RTK, 2005. *Vattenvärden i samhällsplaneringen -- fortsatt metodutveckling*. APM 17:2005, Regionplane- och trafikkontoret vid Stockholms läns landsting.

Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. *Samverkan för människa och natur: en introduktion till ekologisk ekonomi*. Studentlitteratur, Lund.

SWECO VBB VIAK, 2002. *Fd impregneringsanläggning, Robertsfors bruk – Huvudstudie. Steg 1, Detaljerad markundersökning*, SWECO VBB VIAK Umeå, 2002-03-26.

SWECO VIAK AB, 2005. *Robertsfors Bruk (13.50 Anmälan enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:889) 28§ avseende marksanering, fd Robertsfors kommun. Med teknisk beskrivning och MKB.)* SWECO VIAK AB Rapport 2005-01-13.



# Bilaga A: Matriser

## 8.1 Ekologiska nyckelkriterier

**Nyckelkriterium E1: MARK (LAND OCH MARKMILJÖ)**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen försämras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i området</p> <p><u>Exempel</u>                      Markens kemiska och fysiska egenskaper försämras med negativ effekt för den ekologiska funktionen                      eller                      Biotop/habitat förändras så att djur och växter inte längre kan leva där                      eller                      Landskapets ekologiska funktion försämras (t ex pga att barriärer hindrar djurs rörelsefrihet eller att sammanhängande stråk av en viss biotop avbryts)                      eller                      Biologisk mångfald minskar</p>	<p>Möjlig försämras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i området</p> <p><u>Exempel</u>                      Markens kemiska och fysiska egenskaper riskerar att försämras                      eller                      Biotop/habitat kan förändras så att djur och växter får sämre möjlighet att leva där                      eller                      Landskapets ekologiska funktion riskerar att bli sämre                      eller                      Biologisk mångfald riskerar att minska</p>	<p>Försumbar påverkan sker på land och mark som påverkar ekosystem, livsbetingelser, flora eller fauna, markens kemiska eller fysiska egenskaper, landskapets form och funktion eller övrigt</p>	<p>Möjlig förbättras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i området</p> <p><u>Exempel</u>                      Markens kemiska och fysiska egenskaper kan bli bättre                      eller                      Biotop/habitat kan förändras så att djur och växter får bättre möjlighet att leva där                      eller                      Landskapets ekologiska funktion kan bli bättre                      eller                      Biologisk mångfald kan öka</p> <p><u>Observera</u>                      Ingen negativ effekt får uppstå samtidigt</p>	<p>Troligen förbättras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i området</p> <p><u>Exempel</u>                      Markens kemiska och fysiska egenskaper förbättras med positiva följder för den ekologiska funktionen                      eller                      Biotop/habitat förändras så att djur och växter får bättre möjlighet att leva där                      eller                      Landskapets ekologiska funktion förbättras (t ex pga att hindrande barriärer försvinner eller att biotopstråk länkas samman)                      eller                      Biologisk mångfald ökar</p> <p><u>Observera</u>                      Ingen negativ effekt får uppstå samtidigt</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b>                      - Hur påverkas ekosystemen i området av efterbehandlingen?                      - Har området ett identifierat naturvärde?                      - Vilka djur och växter finns och kan påverkas? Har en biologisk inventering gjorts? Har känsliga (t ex rödlistade) arter identifierats på platsen. Är biotopen känslig för påverkan? Ovanlig?</p>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b>                      - Giftfri miljö                      - Ett rikt växt- och djurliv</p>	
<p><b>Informationskällor:</b>                      Länsstyrelsens, Skogsstyrelsens och kommunens naturvärdesinventeringar och databaser                      Kommunala planer (t ex naturvårdsområden i översiktsplan)                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Riskbedömning och Åtgärdsutredning.</p>				

**Nyckelkriterium E2: YTVATTEN**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen påverkas ytvatten med negativa konsekvenser för den ekologiska funktionen</p> <p><u>Exempel</u>                      Ytvattendragets vattenkvalitet blir försämrad.                      eller                      Vattennivån, strömningshastigheten eller omsättningstiden i vattendraget förändras med negativ effekt för ekosystem.</p>	<p>Möjlig påverkas ytvatten med negativa konsekvenser för den ekologiska funktionen</p> <p><u>Exempel</u>                      Ytvattendragets vattenkvalitet riskerar att bli försämrad. Effekter minskar av en stor utspädning i recipienten och/eller ett av att recipienten är mindre känslig.                      Vattennivå, strömningshastighet eller omsättningstid kan påverkas vilket kan påverka den ekologiska funktionen.</p>	<p>Påverkan på ytvattenkvalitet är försumbar <u>och</u></p> <p>Påverkan på vattennivå, strömningshastighet/flöde och omsättningstid är försumbar</p>	<p>Möjlig påverkas ytvatten med positiva konsekvenser för den ekologiska funktionen</p> <p><u>Exempel</u>                      En minskning av utsläpp till ytvatten kan ske, med en möjlig förbättring av ekologiska livsbetingelser som följd.                      eller                      Vattennivån, strömningshastigheten eller omsättningstiden i vattendraget kan förändras med en möjlig positiv effekt för ekosystem på platsen. Åtgärderna kan t ex bidra till en återställning till naturliga (icke-mänskligt påverkad) vattennivå, strömningshastighet, omsättningstid med en möjlig förbättring av ekologisk funktion som följd.</p> <p>Observera                      Inga negativa effekter får uppstå samtidigt</p>	<p>Troligen påverkas ytvatten med positiva konsekvenser för den ekologiska funktionen</p> <p><u>Exempel</u>                      Ytvattendragets vattenkvalitet blir troligtvis förbättrad                      eller                      Vattennivån, strömningshastigheten eller omsättningstiden i vattendraget förändras med trolig positiv effekt för ekosystem på platsen. T ex kan åtgärderna bidra till en återställning till naturlig (icke-mänskligt påverkad) vattennivå, strömningshastighet, omsättningstid.</p> <p>Observera                      Inga negativa effekter får uppstå samtidigt</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· Vilken påverkan kan ske till recipienten?</li> <li>- Vad är det för typ av recipient, vilken utspädning kan ske?</li> <li>- Vilken känslighet har recipienten?</li> <li>- Vilken ekologisk status har recipienten?</li> </ul>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Giftfri miljö</li> <li>- Levande sjöar och vattendrag</li> <li>- Hav i balans samt levande kust och skärgård</li> <li>- Ett rikt växt- och djurliv</li> </ul>	
<p><b>Informationskällor:</b>                      Länsstyrelsens, Skogsstyrelsens och kommunens naturvärdesinventeringar och databaser                      Kommunala planer (t ex naturvårdsområden i översiktsplan)                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Vattenmyndigheternas Vattenkarta, samt klassning/karaktersering av vattenförekomsten/avrinningsområden                      Riskbedömning och Åtgärdsutredning.</p>				

**Nyckelkriterium E3: LUFT**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen ökar utsläpp till luft med negativa konsekvenser för globala, regionala eller lokala ekosystem</p> <p><u>Exempel</u>                      Åtgärderna leder troligtvis till en ökning av växthusgaser, i form av utsläpp från förbränning, från transporter eller från frigörande av växthusgaser tex pga markberedning, avverkning el dyl</p> <p><u>eller</u>                      En ökning av utsläpp av försurande eller övergödande ämnen (te x NOx och SOx) är trolig, som genom senare depositon kan påverka omgivande ekosystem negativt</p>	<p>Möjligen ökar utsläpp till luft med negativa konsekvenser för globala, regionala eller lokala ekosystem</p> <p><u>Exempel</u>                      Växthusgaser riskerar att frigöras i mindre omfattning.</p> <p><u>eller</u>                      Utsläpp av försurande eller övergödande ämnen riskerar att ske</p>	<p>Förändringen av utsläpp till luft och/eller konsekvenser av denna är försumbara.</p>	<p>Möjligen minskar utsläpp till luft, vilket kan ge positiva effekter för globala, regionala eller lokala ekosystem.</p> <p><u>Exempel</u>                      Utsläpp av växthusgaser kan minska</p> <p><u>eller</u>                      utsläpp av försurande eller övergödande ämnen kan minska</p> <p><u>eller</u>                      åtgärder innebär att ekosystemets förmåga att ta upp koldioxid kan öka (fungera som kolsänka)</p> <p><u>Observera</u>                      Ingen negativ effekt får ske samtidigt</p>	<p>Troligen minskar utsläpp til luft, vilket kan ge positiva effekter för globala, regionala eller lokala ekosystem</p> <p><u>Exempel</u>                      Utsläpp av växthusgaser minskar troligtvis</p> <p><u>eller</u>                      utsläpp av försurande eller övergödande ämnen minskar troligtvis</p> <p><u>eller</u>                      åtgärder innebär att ekosystemets förmåga att ta upp koldioxid ökar (fungera som kolsänka) troligtvis</p> <p><u>Observera</u>                      Ingen negativ effekt får ske samtidigt</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Vilken typ av utsläpp till luft kan ske?</li> <li>- I vilken omfattning kommer åtgärderna innebära förbränning av fossila bränslen?</li> <li>- Sker någon typ av markberedning som kan påverka nedbrytning eller frigörelse av växthusgaser?</li> </ul>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Frisk luft</li> <li>- Giftfri miljö</li> <li>- Begränsad klimatpåverkan</li> <li>- Bara naturlig försurning</li> <li>- Skyddande ozonskikt</li> </ul>	
<p><b>Informationskällor:</b>                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Riskbedömning och Åtgärdsutredning.</p>				

**Nyckelkriterium E4: SEDIMENT**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen försämras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i sediment.</p> <p><u>Exempel</u>                      Sediment blir troligen påverkat av förorening vilket leder till en tydlig negativ effekt för den ekologiska funktionen</p> <p>Sedimentlevande flora och fauna påverkas negativt.</p>	<p>Möjlig försämras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i sediment</p> <p><u>Exempel</u>                      Sediment kan bli påverkade av förorening vilket leder till en möjlig negativ effekt för den ekologiska funktionen</p> <p>Sedimentlevande flora och fauna kan möjligen påverkas negativt.</p>	<p>Ingen eller försumbar påverkan på sediment</p> <p>Sedimentlevande flora och fauna påverkas inte.</p>	<p>Möjlig förbättras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i sediment</p> <p><u>Exempel</u>                      Förutsättningarna för ekologiska funktioner kan förbättras i sedimentet                      Förutsättningarna för sedimentlevande flora och fauna kan förbättras</p>	<p>Troligen förbättras funktion och förutsättningar för livskraftiga ekosystem i sediment</p> <p><u>Exempel</u>                      Förutsättningarna för ekologiska funktioner kommer att förbättras i sediment                      Förutsättningarna för sedimentlevande flora och fauna kommer att förbättras</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Hur påverkas ekosystemen i området av efterbehandlingen?</li> <li>- Påverkas sedimentets sammansättning?</li> <li>- Påverkas den ekologiska funktionen i sedimentet?</li> <li>- Påverkas flora och fauna positivt eller negativt?</li> </ul>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Giftfri miljö</li> <li>- Ett rikt växt- och djurliv</li> <li>(-) Levande sjöar och vattendrag</li> </ul>	
<p><b>Informationskällor:</b>                      Länsstyrelsens, Skogsstyrelsens och kommunens naturvärdesinventeringar och databaser                      Kommunala planer (t ex naturvårdsområden i översiktsplan)                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Riskbedömning och åtgärdsutredning</p>				

**Nyckelkriterium E5: GRUNDVATTEN**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen kommer grundvattnets kvalitet och/eller växter och djur som nyttjar grundvatten att påverkas negativt.</p> <p><u>Exempel</u>                      Grundvattnets kvalitet blir tydligt försämrad</p> <p>Grundvattnet påverkar djur och växter som nyttjar grundvatten eller utströmmade grundvatten.</p> <p>Stort uttag av grundvatten kommer att försämra grundvattenmagasinets ekologiska värden.</p> <p>Stort uttag leder till sättningar som påverkar byggnader i närområdet.</p>	<p>Möjlig kommer grundvattnets kvalitet och/eller växter och djur som nyttjar grundvatten att påverkas negativt.</p> <p><u>Exempel</u>                      Grundvattnets kvalitet blir möjligen försämrad</p> <p>Grundvattnet påverkar möjligen djur och växter som nyttjar grundvatten eller utströmmade grundvatten.</p> <p>Uttag av grundvatten kommer möjligen att försämra grundvattenmagasinets ekologiska värden.</p> <p>Uttag leder möjligen till sättningar som påverkar byggnader i närområdet.</p>	<p>Ingen eller försumbar effekt på grundvattnet</p>	<p>Möjlig kommer grundvattnets kvalitet och/eller växter och djur som nyttjar grundvatten att påverkas positivt</p> <p><u>Exempel</u>                      Grundvattnets kvalitet blir möjligen förbättrad.</p> <p>Grundvattnets påverkan på djur och växter som nyttjar grundvatten eller utströmmade grundvatten minskar möjligen.</p> <p>Uttag av grundvatten som kan försämra grundvattenmagasinets ekologiska värden minskar möjligen.</p> <p>Uttag som leder till sättningar som påverkar byggnader i närområdet minskar möjligen.</p>	<p>Troligen kommer grundvattnets kvalitet och/eller växter och djur som nyttjar grundvatten att påverkas positivt</p> <p><u>Exempel</u>                      Grundvattnets kvalitet blir troligen förbättrad.</p> <p>Grundvattnets påverkan på djur och växter som nyttjar grundvatten eller utströmmade grundvatten minskar troligen.</p> <p>Uttag av grundvatten som kan försämra grundvattenmagasinets ekologiska värden minskar troligen.</p> <p>Uttag som leder till sättningar som påverkar byggnader i närområdet minskar troligen.</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b>                      - Vilken jordart finns i området?                      - Hur påverkas grundvattennivåerna i området av efterbehandlingen?                      - Finns det kända spricksystem i berget?                      - Vilken roll spelar det lokala grundvattnet i områdets ekosystem ?</p>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b>                      - Grundvatten av god kvalitet                      - Giftfri miljö</p>	
<p><b>Informationskällor:</b>                      SGU:s jordartskarta samt grundvattenkarta med klassning av grundvattentillgångar, inkl kemisk och fysisk status                      Vattenmyndigheternas Vattenkarta, samt klassning/karakterisering av vattenförekomsten/avrinningsområden                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Riskbedömning och Åtgärdsutredning.</p>				

**Nyckelkriterium E6: FÖRBRUKNING AV NATURRESURSER**

Trolig negativ effekt -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen kommer förbrukningen av ändliga naturresurser att öka.</p> <p><u>Exempel</u>                      Ändliga naturresurser som sand och grus förbrukas troligen. Betydande förbrukning av icke förnyelsebar energi, ex fossila bränslen. Användningen av vattenresurser nu och/eller i framtiden begränsas.</p>	<p>Möjligt kommer förbrukningen av ändliga naturresurser att öka</p> <p><u>Exempel</u>                      Ändliga naturresurser som sand och grus förbrukas möjligen. Viss eller möjlig förbrukning av icke förnyelsebar energi, ex fossila bränslen. Viss begränsning i användningen av vattenresurser nu och/eller i framtiden.</p>	<p>Försumbar effekt på områdets naturresurser, exempelvis grund- eller ytvatten som kan nyttjas idag eller nyttjas i framtiden för vattenförsörjning. Ändliga naturresurser som sand och grus påverkas inte. Försumbar energiförbrukning av icke förnyelsebar energi.</p>	<p>Möjligt kommer förbrukningen av ändliga naturresurser att minska.</p> <p><u>Exempel</u>                      Föroreningsrisken reduceras för grund - eller ytvatten vilket leder till att vattenförsörjningen i dag eller i framtiden i området påverkas positivt. eller Föroreningsrisken reduceras för ändliga naturresurser exempelvis sand och grus. Åtgärden kan leda till minskad energiförbrukning.</p>	<p>Troligen kommer förbrukningen av ändliga naturresurser att minska</p> <p><u>Exempel</u>                      Föroreningsrisken reduceras för grund - eller ytvatten vilket leder till att vattenförsörjningen idag eller i framtiden i området påverkas positivt. eller Föroreningsrisken reduceras för de ändliga naturresurser exempelvis sand och grus. Mindre energiförbrukning förväntas framöver.</p>
<p><b>Nyckelfrågor :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Har området identifierade naturresurser?</li> <li>- Kommer områdets naturresurser påverkas?</li> <li>- Kommer vattenförsörjningen att påverkas i området? Kommer ändliga naturresurser att förbrukas?</li> <li>- Kommer betydande mängder icke förnyelsebar energi att förbrukas?</li> </ul>			<p><b>Huvudsakliga miljömål som påverkas:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Grundvatten av god kvalitet</li> <li>- Begränsad klimatpåverkan</li> <li>- Frisk luft</li> <li>(-) Levande sjöar och vattendrag</li> </ul>	
<p><b>Informationskällor:</b></p> <p>SGU:s jordartskartor och grundvattenkartor                      Grusinventeringar                      Kommunala planer (t ex översiktsplan eller detaljplan) som underlag för dicksvattenbehov. befintliga bostäder eller verksamheter.                      Eventuell miljökonsekvensbeskrivning eller annan utredning tillhörande efterbehandlingen/det förorenade området                      Riskbedömning och åtgärdsutredning, med uppgifter om exvis entreprenad- och transportarbete (inkl energiförbrukning)</p>				

## 8.2 Social-kulturella nyckelkriterier

### Nyckelkriterium S1: RÄTTVISA OCH ACCEPTANS

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen missgynnas någon grupp (existerande eller framtida) i samhället.</p> <p><i>Exempel:</i> Intressentanalyser eller samråd tyder på att det finns starka lokala konflikter kring alternativet.</p> <p><i>Observera:</i> Föreningens- eller EBH-ansvariga och verksamhetsutövare ska inte tas med i bedömningen av denna huvudeffekt.</p>	<p>Möjligen missgynnas någon grupp (existerande eller framtida) i samhället.</p> <p><i>Exempel:</i> Intressentanalyser eller samråd indikerar att det kan finnas starka lokala konflikter kring alternativet.</p> <p><i>Observera:</i> Föreningens- eller EBH-ansvariga och verksamhetsutövare ska inte tas med i bedömningen av denna huvudeffekt.</p>	<p>(Värde 0 är ej relevant för denna huvudeffekt, eftersom plussidan har operationaliserats som att ingen grupp i samhället missgynnas.)</p>	<p>Möjligen missgynnas ingen grupp (existerande eller framtida) i samhället.</p> <p><i>Exempel:</i> Intressentanalyser eller samråd indikerar att det kan finnas en lokal acceptans för alternativet.</p> <p><i>Observera:</i> Föreningens- eller EBH-ansvariga och verksamhetsutövare ska inte tas med i bedömningen av denna huvudeffekt.</p>	<p>Troligen missgynnas ingen grupp (existerande eller framtida) i samhället.</p> <p><i>Exempel:</i> Intressentanalyser eller samråd tyder på att det råder en lokal acceptans för alternativet.</p> <p><i>Observera:</i> Föreningens- eller EBH-ansvariga och verksamhetsutövare ska inte tas med i bedömningen av denna huvudeffekt.</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilken inverkan har alternativet på olika grupper idag? Vilken inverkan har alternativet på olika grupper i framtiden? Finns det någon grupp som missgynnas av alternativet eller anser sig missgynnas? Finns en lokal acceptans för alternativet eller råder det konflikter? Oroar sig någon grupp för alternativet? Vilka blir de troliga långsiktiga konsekvenserna av alternativet? I vilken grad tar man hand om föreningarna? Om alternativet innebär att föreningarna får ligga kvar, är föreningen av en typ som bryts ned långsamt eller snabbt i naturen?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Resultat från t.ex. intressentanalyser och samrådsförfaranden. Vidare kan analyser av fördelningseffekter inom ramen för kostnads-nyttoanalyser ge information.</p>				

**Nyckelkriterium S2: HÄLSA MED AVSEENDE PÅ OMRÅDETS FÖRORENINGAR**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen ökar hälsoriskerna för allmänheten (netto)</p> <p><i>Exempel:</i> Spridningen av cancerframkallande ämnen kvarstår eller ökar, vilket troligen leder till en ökad cancerrisk för boende i omgivningen.</p>	<p>Möjligen ökar hälsoriskerna för allmänheten (netto)</p> <p><i>Exempel:</i> Spridningen av cancerframkallande ämnen kvarstår eller ökar, vilket möjligen leder till en ökad cancerrisk för boende i omgivningen.</p>	<p>Hälsoriskerna för allmänheten är oförändrade (netto)</p>	<p>Möjligen minskar hälsoriskerna för allmänheten (netto).</p> <p><i>Exempel:</i> Spridningen av cancerframkallande ämnen minskar, vilket möjligen leder till en minskad cancerrisk för boende i omgivningen.</p>	<p>Troligen minskar hälsoriskerna för allmänheten (netto).</p> <p><i>Exempel:</i> Spridningen av cancerframkallande ämnen minskar, vilket troligen leder till en minskad cancerrisk för boende i omgivningen.</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilka typer av effektbaserade hälsorisker finns inom området och i omgivningen? Hur många är exponerade för hälsoriskerna? Är riskerna akuta eller icke-akuta? Hur ser riskbedömningen ut och hur hanteras riskerna? Vilka typer av föroreningar rör det sig om? Flyktiga eller mer stabila? Hur är föroreningshalterna och -mängderna i jämförelse med lokala eller regionala bakgrundshalter?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Riskbedömningen, information från t.ex. länsstyrelsen, Boverket och Naturvårdsverket om miljö kvalitetsnormer, riktvärden och bakgrundshalter.</p>				



**Nyckelkriterium S3: HÅLSA MED AVSEENDE PÅ ÅTGÄRDENS UTFÖRANDE**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen ökar hälsoriskerna för allmänheten (netto) eller under EBH uppfylls troligen inte arbetsmiljökrav för de som arbetar med alternativet.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till en ökad lastbilstrafik, vilket troligen medför ökade hälsorisker till följd av luftföroreningar och ökade olycksrisker.</p>	<p>Möjlig ökar hälsoriskerna för allmänheten (netto) eller under EBH uppfylls möjligen inte arbetsmiljökrav för de som arbetar med alternativet.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till en ökad lastbilstrafik, vilket möjligen medför ökade hälsorisker till följd av luftföroreningar och ökade olycksrisker.</p>	<p>Hälsoriskerna för allmänheten är oförändrade (netto) och under EBH uppfylls arbetsmiljökrav för de som arbetar med alternativet.</p>	<p>(Värdet +1 är ej relevant för denna huvudeffekt, eftersom det torde vara mycket sällsynt att en åtgärd <i>i sig</i> medför minskade hälsorisker för allmänheten. Observera att ev. minskad oro till följd av att själva åtgärden genomförs är en effekt som ingår i huvudeffekten Rättvisa och acceptans.)</p>	<p>(Värdet +2 är ej relevant för denna huvudeffekt, eftersom det torde vara mycket sällsynt att åtgärden <i>i sig</i> medför minskade hälsorisker för allmänheten. Observera att ev. minskad oro till följd av att själva åtgärden genomförs är en effekt som ingår i huvudeffekten Rättvisa och acceptans.)</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilka typer av effektbaserade hälsorisker leder åtgärden <i>i sig</i> till? Hur många är exponerade för hälsoriskerna? Är riskerna akuta eller icke-akuta? Hur ser riskbedömningen ut och hur hanteras riskerna? Uppfylls gränsvärden för arbetsmiljö? Vilka arbetsuppgifter leder till kontakt med föroreningarna? Vilka typer av föroreningar rör det sig om? Flyktiga eller mer stabila? Används beprövad EBH-teknik eller någon ny typ av teknik? Hur är föroreningshalterna och -mängderna i jämförelse med lokala eller regionala bakgrundshalter? Vilken trafik leder alternativet till och vilka olycksrisker och föroreningar uppstår? Hur många lastbilstransporter per dygn leder alternativet till i förhållande till normal trafikmängd? Överskrids miljö kvalitetsnormer för luftföroreningar? Hur omfattande blir spridningen av damm? Av buller? Vad är bullernivån vid närmaste bostadsfastighet? Överskrids riktvärden för buller? Om alternativet leder till att föroreningarna flyttas, vilka hälsorisker uppstår på den plats dit föroreningarna förs?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Riskbedömningen, arbetsmiljöplan, information från t.ex. länsstyrelsen, Boverket och Naturvårdsverket om miljö kvalitetsnormer, riktvärden och bakgrundshalter.</p>				

**Nyckelkriterium S4: KULTURMILJÖ (inkl. landskapsbild)**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen missgynnas kulturmiljön.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en byggnadsminnesmärkt industribyggnad på området rivs.</p>	<p>Möjligen missgynnas kulturmiljön.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en byggnadsminnesmärkt industribyggnad på området möjligen måste rivs.</p>	<p>Kulturmiljön varken gynnas eller missgynnas.</p>	<p>Möjligen gynnas kulturmiljön.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en byggnadsminnesmärkt industribyggnad på området möjligen kan bevaras.</p>	<p>Troligen gynnas kulturmiljön.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en byggnadsminnesmärkt industribyggnad på området bevaras.</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilka typer av kulturmiljövärden finns på området? Finns det något på området som berättar om människors historia? Finns det någon materiell eller immatriell företeelse på området som ger uttryck för kulturhistoria? Finns det kulturhistoriska värden i form av enskilda objekt (t.ex. fornlämningar, byggnadsminnen eller Q-märkta objekt) eller helhetsmiljö? Har kulturmiljön varit föremål för klassning?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Kontakta kommunen och granska t.ex. översiktsplan, fördjupad översiktsplan, detaljplan, områdesbestämmelser och kulturmiljöprogram. Kontakta länsstyrelsen och granska t.ex. förekomsten av riksintressen, världsarv, kulturresevat, objekt skyddade av lagen om kulturminnen m.m. (fornlämningar, byggnadsminnen, kyrkliga kulturminnen), regionala kulturmiljöprogram och strategiska miljöbedömningar.</p>				

**Nyckelkriterium S5: REKREATION OCH FRILUFTSLIV**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen missgynnas rekreation och friluftsliv.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till (fortsatta) restriktioner för allmänhetens tillträde till ett område som har stora potentiella rekreativsvärden.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till en sämre eller fortsatt dålig rekreativskvalitet, exempelvis genom att människors oro för att använda en badplats i omgivningen troligen kvarstår.</p>	<p>Möjligt missgynnas rekreation och friluftsliv.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder möjligt till (fortsatta) restriktioner för allmänhetens tillträde till ett område som har potentiella rekreativsvärden.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet kanske leder till en sämre eller fortsatt dålig rekreativskvalitet, exempelvis genom att människors oro för att använda en badplats i omgivningen kanske kvarstår.</p>	<p>Rekreation och friluftsliv varken gynnas eller missgynnas.</p>	<p>Möjligt gynnas rekreation och friluftsliv.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till ökad tillgänglighet för allmänheten till ett område som kan användas för rekreation, men det är osäkert om det kommer att användas.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet kanske leder till en högre rekreativskvalitet, exempelvis genom att en badplats i omgivningen möjligt kan börja användas utan oro för föroreningar.</p>	<p>Troligt gynnas rekreation och friluftsliv.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till ökad tillgänglighet för allmänheten till ett område som är lämpligt för rekreation.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till en högre rekreativskvalitet, exempelvis genom att en badplats i omgivningen kan användas utan oro för föroreningar.</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilka (potentiella) rekreativsvärden har området? Är det intresse för promenader, motion, bad, svamp- och bärplockning eller annan typ av rekreation? Vilka fritidsanläggningar och friluftsområden finns i omgivningen?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Kontakta kommunen och granska översiktsplan, fördjupad översiktsplan, detaljplan och områdesbestämmelser samt eventuella specialdokument om friluftsliv i t.ex. översiktsplaneunderlag. Kontakta länsstyrelsen och granska t.ex. förekomsten av riksintressen för det rörliga friluftslivet, strandskydd och strategiska miljöbedömningar. Observera att somliga naturreservat är inträttade framför allt för friluftslivets behov.</p>				

**Nyckelkriterium S6: OMGIVNINGENS MARKANVÄNDNING**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
<p>Troligen blir det färre möjligheter att använda omgivningen.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att restriktioner mot att använda en vattentäkt i områdets omgivning troligen kvarstår eller troligen måste införas.</p>	<p>Möjligen blir det färre möjligheter att använda omgivningen.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att restriktioner mot att använda en vattentäkt i områdets omgivning möjligen kvarstår eller möjligen måste införas.</p>	<p>Det blir varken fler eller färre möjligheter att använda omgivningen.</p>	<p>Möjligen blir det fler möjligheter att använda omgivningen.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en vattentäkt i områdets omgivning möjligen kan tas i bruk.</p>	<p>Troligen blir det fler möjligheter att använda omgivningen.</p> <p><i>Exempel:</i> Alternativet leder till att en vattentäkt i områdets omgivning troligen kan tas i bruk.</p>
<p><b>Nyckelfrågor:</b> Vilken övrig markanvändning för områdets omgivning kan komma att påverkas av alternativet? Boende? Infrastruktur såsom vägar, järnvägar, sjöfart och ledningsnät? (Dricks)vattentäkter? Jordbruk? Fiske? Vattenbruk? Arbetsplatser? Industri? Någon annan typ av markanvändning? Vilka restriktioner finns eventuellt idag och hur kan de tänkas påverkas av alternativet? Finns det (fortsatt) behov av skyddszoner eller skyddsavstånd?</p>				
<p><b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Kontakta kommunen och granska översiktsplan, fördjupad översiktsplan, detaljplan och områdesbestämmelser samt eventuella specialdokument om övrig markanvändning i t.ex. översiktsplaneunderlag. Kontakta länsstyrelsen och granska t.ex. förekomsten av riksintressen, strategiska miljöbedömningar och ev. specialdokument om övrig markanvändning.</p>				

**Nyckelkriterium S7: OMRÅDETS MARKANVÄNDNING**

Trolig negativ effekt: -2	Möjlig negativ effekt: -1	Försumbar eller obefintlig effekt: 0	Möjlig positiv effekt: +1	Trolig positiv effekt: +2
Troligen kan området inte användas för den önskade typen av markanvändning.  <i>Exempel:</i> Området är detaljplanelagt för bostäder, men alternativet leder troligen till att området inte kan bebyggas med bostäder.	Möjligen kan området inte användas för den önskade typen av markanvändning.  <i>Exempel:</i> Området är detaljplanelagt för bostäder, men alternativet leder möjligen till att området inte kan bebyggas med bostäder.	Alternativet påverkar inte möjligheten att använda området för den önskade typen av markanvändning.	Möjligen kan området användas för den önskade typen av markanvändning.  <i>Exempel:</i> Området är detaljplanelagt för bostäder, och alternativet leder möjligen till att området kan bebyggas med bostäder.	Troligen kan området användas för den önskade typen av markanvändning.  <i>Exempel:</i> Området är detaljplanelagt för bostäder, och alternativet leder troligen till att området kan bebyggas med bostäder.
<b>Nyckelfrågor:</b> Vad önskar aktörerna i EBH-projektet att området skulle kunna användas till? Vilken markanvändning anges i kommunala planer eller program? Leder EBH till att området kan användas för den användning som anges i kommunala planer eller program?				
<b>Informationskällor:</b> MKB (om sådan finns). Kontakta markägare/exploatör. Kontakta kommunen och granska översiktsplan, fördjupad översiktsplan, detaljplan och områdesbestämmelser samt eventuella specialdokument om önskad markanvändning i t.ex. översiktsplaneunderlag eller stadsbyggnadsprogram.				

## Bilaga B – Grundmatris MKA

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
<b>Ekologisk dimension</b>					
Mark					
Grundvatten					
Ytvatten					
Luft					
Sediment					
Förbrukning av naturresurser					
<b>Beräkning av <math>H_{EK}</math></b>					
<b>Social-kulturell dimension</b>					
Rättvisa och acceptans					
Hälsa med avseende på områdets föroreningar					
Hälsa med avseende på åtgärdens utförande					
Kulturmiljö					
Rekreation					
Omgivningens markanvändning					
Områdets markanvändning					
<b>Beräkning av <math>H_{SK}</math></b>					
<b>Ekonomisk dimension, <math>\Phi</math></b>					
<b>Hållbarhetsindex, <math>H</math></b>					
<b>Stark hållbarhet?</b>					

# Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling

– Metodutveckling och exempel på tillämpning

RAPPORT 5891

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5891-3  
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver en metodik för multikriterieanalys (MKA) som kan användas för att jämföra olika efterbehandlingsalternativ med avseende på ekologisk, ekonomisk och socialkulturell hållbarhet. Syftet med metodiken är dels att identifiera hållbara alternativ, dels att rangordna alternativen. Detta görs genom att ett antal nyckelkriterier värderas för varje hållbarhetsdimension och för varje efterbehandlingsalternativ. Därefter beräknas ett hållbarhetsindex som speglar alternativets bedömda hållbarhet.

I rapporten redovisas en exempeltillämpning på metodiken och ett förslag till stegvis arbetsgång presenteras. Avsikten är att metodiken ska vara tydlig och relativt enkel att tillämpa.

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

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

