



Kravspecifikation för utredningar
Underlag för riskbaserad beslutsanalys

Rapport nr O-hamn 2004:1

Oskarshamns kommun

2004-02-17

Författad av

Lars Grahn och Lars Rosén, SWECO VIAK AB¹

¹ Ansvariga Beslutsanalys

INNEHÅLL

KRAVSPECIFIKATION FÖR UTREDNINGAR.....	1
1 FÖRUTSÄTTNINGAR.....	3
2 METODIK – RISKBASERAD BESLUTSANALYS.....	3
2.1.1 <i>Inledning.....</i>	3
2.1.2 <i>Riskdefinition.....</i>	4
2.1.3 <i>Beslutsanalys.....</i>	5
3 BESLUTSANALYS I OSKARSHAMN.....	6
3.1.1 <i>Bedömning av sannolikheter.....</i>	7
3.1.2 <i>Bedömning av konsekvenskostnader.....</i>	7
3.1.3 <i>Bedömning av genomförandekostnader och åtgärders effektivitet.....</i>	8
3.1.4 <i>Samhällsvinster som en effekt av åtgärder.....</i>	8
3.2 KRAVSPECIFIKATION.....	9
4.....	13

BILAGOR

Bilaga 1: Beskrivning av statistiska fördelningar.

1 Förutsättningar

Ett flertal utredningar ligger till grund för dagens kunskapsläge i Oskarshamn. Flera osäkerheter i materialet medför dock att ytterligare utredningar krävs för att få en tydligare bild av föroreningsituationen. Avgörande för val och omfattning av åtgärder är om föroreningar sprider sig från riskkällorna (primära källor finns ”på land” och sekundära källor utgörs av ackumulationer av sediment i hamnbassängen) till de akvatiska ekosystemen och där bidrar till skadliga effekter.

På grund av de stora osäkerheter som råder för objektet har fördjupade undersökningar diskuterats och föreslagits för att bättre förstå sambanden mellan föroreningarnas mobilitet från föroreningskällorna, spridnings-mekanismerna samt upptag och effekter på ekosystemen. SWECO VIAK skall ta fram en kravspecifikation på inriktning, innehåll och redovisning för de utredningar som utförs i projektet och ligger till grund för en beslutsanalys rörande val av åtgärd vid objektet. I beslutsanalysen värderas om någon åtgärd är rimlig att utföra, och i så fall vilken.

Detta innebär att de utredningar som genomförs dels skall öka förståelsen för föroreningspåverkan från riskkällorna, dels kunna utgöra ett underlag vid valet av åtgärd. Det är i sammanhanget viktigt att konstatera att det finns flera alternativa åtgärder som kan bli aktuella inklusive det s.k nollalternativet. Exempel på åtgärder är:

- Åtgärder för att förhindra/reducera spridning, exempelvis minska fartygstrafik och/eller vattenomsättningen i hamnbassängen, täckning av förorenade sediment.
- Åtgärder för att avlägsna föroreningskällan, exempelvis sug- och/eller grävuddring med olika alternativ för efterbehandling.

2 Metodik – riskbaserad beslutsanalys

2.1.1 Inledning

Som ett underlag för förståelsen av denna kravspecifikation följer här en beskrivning av metodiken i riskbaserad beslutsanalys som kommer att tillämpas inom projektet. Riskbaserad beslutsanalys är ursprungligen ett ekonomiskt koncept för att hantera beslutsfattande under osäkerhet. I beslutsanalysen studeras ekonomiska flöden över en viss tidshorisont som sätts av beslutsfattaren. Till skillnad från en traditionell kostnads-nyttö analys hanterar beslutsanalysen öppet osäkerheter och de risker för misslyckande av olika slag som dessa osäkerheter ger upphov till.

Riskhantering är en nödvändig del i projekt där osäkerheterna är så stora att de kan leda till att felaktiga beslut tas med stora konsekvenser som följd. I efterbehandlingsprojekt är förhållandena ofta mycket komplicerade med naturvetenskapliga, tekniska, toxikologiska, ekonomiska och juridiska aspekter som påverkar valet av efterbehandlingsmetod. Beslutsanalysen erbjuder ett antal olika verktyg för att hantera denna komplicerade situation. Arbetssättet har följande principiella syften:

- Stöd för ”beslut under osäkerhet”.
- Strukturering av komplexa problem.
- Identifiering av kostnadseffektiva strategier

- Användning av tillgängliga resurser
- Miljöbalken (2 kap. 7§, 10 kap.)
- Underlag för kommunikation mellan olika intressenter.

Beslutsanalys är ett verktyg i den s.k. *riskhanteringsprocessen* som omfattar följande delar (se exempelvis handboken *Olycksrisker och MKB*, Räddningsverket, 2001):

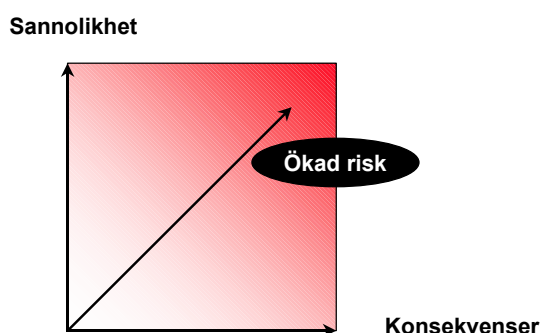
- Definition av mål och avgränsningar
 - Riskidentifiering
 - Analys av risker
 - Värdering av risk
 - Val och genomförande av riskreducerande åtgärder
 - Uppföljning och erfarenhetsåterföring
- } Beslutsanalys

2.1.2 Riskdefinition

Riskbegreppet definieras som en sammanvägning eller produkt av sannolikheten (P_f) för en oönskad händelse eller händelsekedja, ofta benämnd misslyckande (efter engelskans "failure"), och konsekvensen (C_f) av detta misslyckande:

$$R = P_f \cdot C_f \quad (\text{ekv. 1})$$

Risk beskrivs ofta grafiskt med hjälp av riskmatriser, se Figur 1.

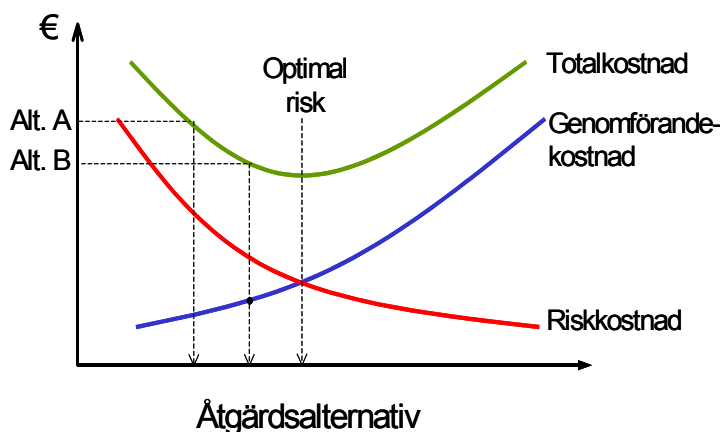


Figur 1. Riskmatris.

För att skatta risken måste olika typer av modeller för sannolikhetsskattningar och konsekvensbedömningar tillämpas. Dessa kan vara fullt ut kvantifierbara eller baseras på erfarenhetsmässiga bedömningar. Erfarenheter från exempelvis efterbehandlingsprojekt visar att erfarenhetsmässiga bedömningar utgör ett viktigt inslag i risk- och beslutsanalyser och att de metoder som används därför måste vara öppna för att tillåta denna typ av information. Det är här viktigt att alla bedömningar som går in i riskbedömningen motiveras väl och att osäkerheterna i dessa bedömningar noga analyseras. I projektet kommer osäkerhetshantering med s.k. Bayesiansk analys och statistisk simulering att genomföras.

2.1.3 Beslutsanalys

När risken uttrycks i ekonomiska termer kan en riskreducering direkt användas till att värdera nyttan av olika åtgärder. Beslutsanalysen kan därmed användas i en ekonomisk jämförelse av olika riskreducerande åtgärder. På detta sätt kan genomförandekostnader för olika åtgärdsalternativ som studeras jämföras med den reducering av risken som alternativen innebär. Ur ett strikt ekonomiskt perspektiv är ett vanligt beslutskriterium att åtgärder är försvarbara så länge de medför en riskreduktion som är större än investeringskostnaden, se **figur 2** nedan. I den slutliga bedömningen måste dessutom fogas olika berörda gruppers riskaversion och riskacceptans. Metoden är generell i sin tillämpning vilket medger att ett stort antal oberoende osäkerhetsfaktorer kan sammanvägas.



Figur 2. Sambandet mellan genomförandekostnad, riskkostnad, totalkostnad och optimal risk.

Beslutsanalysen kan ur ett strikt ekonomiskt perspektiv beskrivas matematiskt med en s.k. objektfunktion för ett åtgärdsalternativ i :

$$\Phi_i = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+r)^t} [B_i(t) - C_i(t) - R_i(t)] \quad (\text{ekv 2})$$

där:

B = nytta eller mervärdet av att genomföra åtgärden (exempelvis miljönytta eller möjligheten att exploatera området)

C = kostnaderna för att genomföra åtgärden (exempelvis entreprenadkostnader eller kostnader för restriktioner i användning av området)

R = riskkostnad (exempelvis kostnader för att projektet försenas, att sanering misslyckas eller att skador på miljö och hälsa uppstår)

r = diskonteringsränta (i miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade)

T = tidshorisont angivet i antal år t (i miljöprojekt anses ofta långa tidshorisonter vara motiverade)

Beslutsanalysen måste genomföras inom samhällets miljömässiga, politiska och juridiska ramar. Beslutsanalysen skall alltså endast omfatta politiskt, miljömässigt och juridiskt acceptabla alternativ och syfta till att finna den mest rimliga lösningen bland dessa alternativ.

Beslutsanalysen syftar explicit till att identifiera kostnadseffektiva alternativ. Erfarenheter visar dock att det inte endast är den strikta ekonomiska jämförelsen mellan alternativ som är betydelsefull. Än viktigare är kanske att beslutsanalysen identifierar nyckelfrågor som är avgörande för beslutsfattandet och tvingar fram ställningstaganden kring dessa nyckelfrågor. Detta medför att motiv och underlag för nyckelfaktorer samt de osäkerheter som kan förknippas med detta redovisas öppet.

3 Beslutsanalys i Oskarshamn

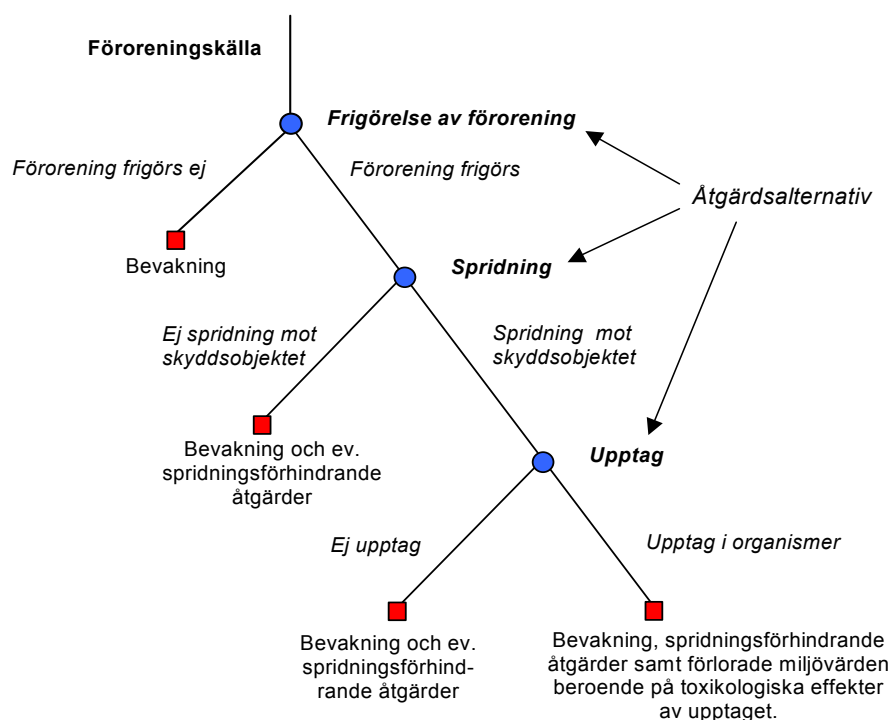
I en "ideal" beslutsanalys bedöms sannolikheten för att riskkällorna ska påverka skyddsobjektet samt vilka konsekvenser det kommer att innebära för skyddsobjektet. Konsekvenserna mäts i största möjliga utsträckning i ekonomiska termer. Sannolikheten att skyddsobjekten ska påverkas beror av en rad olika händelser som är kopplade till varandra. I en beslutsanalys görs därför en s.k. händelseträdsanalys där möjliga händelsekedjor mellan riskobjekt och skyddsobjekt beskrivs och analyseras. Ett principiellt händelseträd för det aktuella projektet beskrivs i **figur 3**. I trädet anges sannolikheter som cirklar och konsekvenser som kvadrater.

För att fullt ut kunna beskriva konsekvenserna av spridning till och upptag i ett ekosystem, måste de halter som når ekosystemet skattas, förutsatt att föroreningar frigörs, sprids till ekosystemet och upptas i organismer. Ett tydligt beslutsunderlag skulle optimalt därför kunna utgöras av redovisade föroreningshalter i hamnbassängen, under spridning (biotillgängligt i vattenmassan), upptaget av dessa halter i organismer samt de toxikologiska effekterna av detta upptag.

Att åstadkomma en fullt ut kvantifierad prognos över spridningshalter, upptag i organismer samt effekterna av dessa upptag är emellertid inte realistiskt. Detta exempelvis eftersom det är mycket svårt att kvantifiera hur mycket föroreningar som frigörs, i vilken omfattning dessa sprids, till vilka organismer de sprids, i vilken omfattning föroreningarna tas upp samt vilka effekter detta ger på organismerna. Mera realistiskt är att utifrån någon eller några nyckelföroreningar studera huruvida föroreningar kan frigöras eller ej, huruvida de inom några väl definierade spridningsscenarioer kan spridas till organismer inom olika skyddsobjekt (exempelvis närområdet i hamnen, kustnära zoner eller mera centrala delar av Kalmarsund) samt om dessa nyckelföroreningar kan upptas och ge skadliga effekter. Resultaten från de studier som genomförs blir därvid en blandning av kvantitativa resultat och tolkningar av olika typer av indicier. Utifrån dessa omständigheter bör det mest rimliga vara att utföra beslutsanalysen med mindre fokus på halter och mera fokus på huruvida ovan nämnda händelser (se även händelseträd) kan inträffa eller ej, baserat på en samlad tolkning, s.k. "line of evidence" utifrån tillgänglig information. Skattningarna i beslutsanalysen måste därför göras öppet och i samråd inom projektgruppen samt motiveras väl. Det är också absolut nödvändigt att osäkerheterna i skattningarna analyseras och redovisas öppet.

Risker beräknas som en sammanvägning av sannolikheten för en händelsekedja och konsekvenserna av denna kedja. Den totala risken är de summerade riskvärdena för alla utfall i händelseträdet.

När händelseförloppen beskrivits och riskerna skattats kan riskreducerande åtgärder värderas. I **figur 3** beskrivs att åtgärder kan riktas mot flera olika steg i händelsekedjorna. Beslutsanalysen syftar till att värdera olika typer av åtgärder och inom vilka steg i händelseförloppen åtgärderna bör sättas in för att vara mest kostnadseffektiva.



Figur 3. Principiellt händelsetråd för sanering av Oskarshamns hamn.

3.1.1 Bedömning av sannolikheter

I analysen skattas sannolikheten att en händelse eller en kedja av händelser skall inträffa. Eftersom underlagsinformationen kommer att vara ofullständig och det inte kommer att vara möjligt att utföra detaljerade probabilistiska analyser, är resultat och uppskattningar behäftade med osäkerheter. Sannolikheten för att olika händelser ska inträffa måste därför uttryckas i osäkerhetsintervall som kan beskrivas med hjälp av statistiska fördelningar. Bedömningarna baseras dels på den information som finns tillgänglig om objektet, dels på tolkningar utförda av olika experter i projektgrupp Miljö, Projektering och Entreprenad. Skattningarna är således till en del baserade på s.k. expertbedömningar.

Det centrala syftet i beslutsanalysen är väga samman ”hårda” data från genomförda mätningar och undersökningar med ”mjuka” data från tolkningar av exempelvis kemiska, hydrologiska, toxikologiska och tekniska förhållanden.

3.1.2 Bedömning av konsekvenskostnader

Konsekvenskostnaden beräknas inom delprojekten miljö, projektering och entreprenad. Konsekvenskostnaderna omfattar dels faktiska kostnader som uppstår i samband med ett ”misslyckande”, dels förlorade värden i samband med att ett skyddsobjekt skadas. Exempel på den förstnämnda typen är kostnader till följd av skador på människors hälsa eller förseningar i projektet. Exempel på den andra typen är förlorade naturvärden till följd av förorenings-spridning.

Värdering av den förstnämnda kategorin anses ofta enklare, eftersom det i flera fall går att finna prisuppgifter för dessa poster. För att mera fullständigt beskriva de ekonomiska konsekvenserna av en miljöförorening måste dock även de påverkade naturresursernas värden inkluderas. Inom de planerade miljöutredningarna kommer upptag och effekter endast att studeras mycket översiktligt

och baseras på befintlig information. Detta innebär också att skattningen av förlorade naturvärden blir mycket översiktlig och måste baseras på tillgänglig information.

Liksom för sannolikhetsbedömningarna är konsekvenserna osäkra. Det är viktigt att dessa osäkerheter redovisas öppet och att konsekvenskostnaderna beskrivs med osäkerhetsintervall.

3.1.3 Bedömning av genomförandekostnader och åtgärders effektivitet

Genomförandekostnaderna för de föreslagna åtgärderna skall tas fram inom delprojekt projektering och delprojekt entreprenad.

Erfarenheter kring hur tillförlitliga och effektiva åtgärderna förväntas vara hanteras som sannolikheter för att en föreslagen åtgärd skall lyckas nå uppsatta åtgärds mål. Detta hanteras inom delprojekt projektering, entreprenad och miljö. Frågeställningar som är av stor betydelse att belysa i detta sammanhang är exempelvis:

- I vilken omfattning leder åtgärden till minskad frigörelse av föroreningar?
- I vilken omfattning leder åtgärden till minskad spridning?
- Kommer ökad spridning att ske av sediment i samband med åtgärd?
- Hur påverkas hamnverksamheten av respektive åtgärd?

3.1.4 Samhällsvinster som en effekt av åtgärder

Nyttan för samhället med de föreslagna åtgärderna kan vara exempelvis att:

- friklassning sker av prioriterat område
- ”miljömål” nås
- mindre ekotoxikologiska effekter förväntas
- hamnområdet renas vilket kan leda till ett ökat framtida rekreativvärde och naturmiljövärde
- utveckling av hamnverksamheten
- fisket förbättras
- området runt hamnbassängen kan exploateras

Nyttorna är dock svåra att fullt ut kvantifiera i ekonomiska termer varför det i det aktuella fallet kan vara rimligt att bedöma hur kostnaden för respektive alternativ står sig i en jämförelse med andra saneringsprojekt i Sverige och internationellt. Den förväntade åtgärds kostnaden kan exempelvis anges som kr/kg förorening för de föreslagna alternativen. Kostnaden kan jämföras med enhetskostnaden för minska miljöbelastningen inom andra verksamheter exempelvis, industriutsläpp eller utsläpp från trafiken.

4 Kravspecifikation

För beslutsanalysen skall följande frågeställningar besvaras (utifrån den principiella riskmodellen i figur 3):

1. Vilka är riskkällorna (landområden och sedimentområden)?
2. Vilka nyckelföroreningar finns inom respektive riskkälla?
3. Hur sannolikt är det att dessa nyckelföroreningar frigörs från respektive riskkälla?
4. Om föroreningar frigörs, i vilka mängder, om möjligt i vilka halter och på vilket sätt (partikulärt eller löst) sker detta? Kvantifiera mängd i kg/år och om möjligt även halt.
5. Är sedimenten så förorenade att de ”kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljö”?
6. Identifiera vilken spridningsorsak som har störst betydelse? Är det naturlig vattenomsättning (strömmar) eller vattenrörelser från fartygstrafik? Eller annat? (viktigt vid beaktande av åtgärdsval). Rangordna de identifierade spridningsorsakerna från störst betydelse till minst betydelse. Beskriv rangordningen med procentuell andel, ex fartygstrafik 50%, vindgenererade strömmar 40%, strömmar genererade av språngskikt 5%, strömmar genererade av tidvatten 5%.
7. Vilka är de primärt skyddsvärda ekosystemen inom respektive skyddsobjekt? Exempel på skyddsobjekt är ekosystem inom inre hamnbassängen, yttre hamnbassängen, kustnära områden i anslutning till hamnen och Kalmarsund.
8. Hur sannolikt är det att föroreningar sprids från riskkällorna till respektive identifierat skyddsobjekt?
9. En kontinuerlig ”mindre” spridning av föroreningar över lång tid måste kunna jämföras med riskerna med en kortare men ”intensivare” och mer omfattande spridning över kortare tid, vid exempelvis muddring. Vilket är mest skadligt för människors hälsa och miljö?
10. Genom minskad vattenomsättning och/eller minskad omrörning (Gotlandsfärjorna) kan spridningen av föroreningar eventuellt reduceras. Går det att minska vattenomsättningen utan att öka strömhastigheten (och därmed öka borttransporten av föroreningar)?
11. Hur mycket mindre/mer spridning kommer en flyttning av Gotlandsterminalen att innebära? Kvantifiera i mängd kg/år och om möjligt halt.
12. Sker en kontinuerlig övertäckning med ”rena” sediment? Hur fort går detta? Om sedimenten ligger kvar – hur lång tid tar det innan de övertäckts och ”säkrats” av ackumulerade rena sediment?
13. Hur sannolikt är det att upptag sker av identifierade föroreningar i organismer inom skyddsobjekten (inre hamnbassängen, yttre hamnbassängen, kustnära områden i anslutning till hamnen och Kalmarsund)?
14. Vilka är effekterna på organismer av upptag inom skyddsobjekten?
15. Om tydliga effekter kan urskiljas i Oskarshamns kustområde, hur sannolikt är det att effekter (eller samverkans effekter med andra föroreningar) kan påvisas i Kalmar Sund eller Östersjön?

16. Vilka effekter har uppstått och kommer att uppstå i framtiden? Vilket miljöekonomiskt värde motsvarar dessa effekter? Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig kostnad anges.
17. Hur ter sig utvecklingen i blåmusselbestånd mm om jämförelser görs med tidigare utredningar? (ex. SMHI Rapport Nr 38, samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län samt SNV PM 724, 1975 undersökningar vid muddring i Oskarshamns hamn).
18. I vilken del av händelsekedjan (se figur 3) verkar den föreslagna åtgärden, dvs. mot källa frigörelse, spridning och/eller upptag?
19. Hur effektiv är respektive åtgärd med avseende på förmåga att reducera sannolikheten, tidsaspekten beaktad, för att frigörelse, spridning och/eller upptag sker av föroreningar? Hur påverkar den tekniska genomförbarheten resultatet (ny eller beprövad teknik)?
20. Hur stor är den förväntade spridningen av föroreningar under genomförandefasen, jämfört med att ingen åtgärd alls genomförs (nollalternativet). Kvantifiera mängden i kg/år och om möjligt halt för respektive åtgärd. Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig mängd/halt anges.
21. Vilken är genomförandekostnaden för respektive åtgärdsalternativ? Med åtgärd menas de olika arbetsmoment och processer som behövs för att åtgärda problemet. Detta innebär att totalkostnaden för respektive åtgärd skall redovisas. Totalkostnaden skall då omfatta den primära åtgärden (ex. gräv eller sugmuddring) och kostnader för efterbehandling, deponering, kontrollprogram, mm. Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig kostnad anges.
22. Vilka kostnader uppstår om respektive åtgärd inte lyckas, exempelvis pga. förseningar och restriktioner för framtida användning av området. Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig kostnad anges.
23. Hur påverkas hamnverksamheten av respektive åtgärd? Kommer restriktioner i samband med åtgärden medföra kostnader? Hur stora är dessa kostnader? Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig kostnad anges.
24. Vilka faktorer kan leda till fördyrningar för de föreslagna åtgärdsalternativen? Hur stora kostnader kan detta medföra? Använd ett osäkerhetsintervall där max- min- och mest trolig kostnad anges.
25. Vilken miljöpåverkan har genomförandet (beräknat på hela genomförandetiden - tar åtgärden 1 år gäller bedömningen för den tiden) av de föreslagna alternativen med avseende på energiförbrukning och emissioner (NO_x, CO₂, SO₂, VOC, PN₁₀)?

5 Osäkerhetshantering

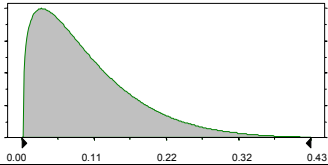
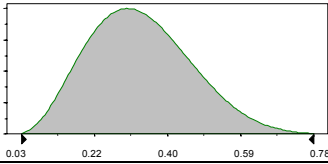
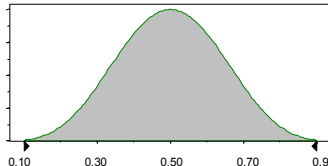
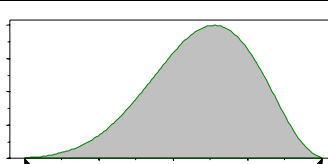
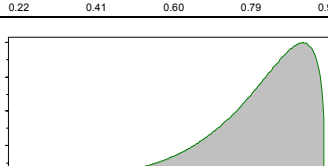
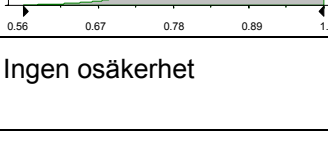
5.1 Sannolikheter

För samtliga frågeställningar som besvaras skall en bedömning av osäkerheterna i svaren anges. I beslutsanalysen skall den årsvisa sannolikheten att en händelse eller en kedja av händelser skall inträffa skattas. Eftersom underlagsinformationen delvis är ofullständig och det inte är möjligt att utföra detaljerade sannolikhetsanalyser av det stora antalet variabler, är skattningarna behäftade med osäkerheter. Sannolikheten för att olika händelser ska inträffa bör därför uttrycks i osäkerhetsintervall som beskrivs med hjälp av olika statistiska fördelningar. Bedömningarna baseras dels på den information som blir tillgänglig, dels på tolkningar utförda av personer inom de olika projektgrupperna. Skattningarna blir i flera fall baserade på s.k. expertbedömningar och ”hårda” data från genomförda mätningar och undersökningar måste vägas samman med ”mjuka” data från tolkningar.

För att skatta sannolikheter och de osäkerheter som är förknippade med dessa skattningar kan s.k. Betafördelning användas. Denna fördelning är mycket lämplig i analyser av tillförlitlighet och risk när de möjliga utfallen beskrivs som ja- och nej händelser. Betafördelningen används inom en mängd olika ingenjörsmässiga tillämpningar i avsikt att studera olika systems säkerhet. Betafördelningen är s.k. Bayesiansk, vilket innebär att ”mjuk” och ”hård” information kan integreras på ett formaliserat sätt. Det innebär också att så snart ny information blir tillgänglig så kan sannolikhets-skattningarna och riskanalysen uppdateras genom att nya data läggs till den tidigare informationen. Denna egenskap är mycket viktig i en aktiv riskhanteringsprocess, där riskbedömningar hela tiden måste hållas aktuella för att möjliggöra korrekta prioriteringar och insatser.

Som ett hjälpmedel för att beskriva osäkerheten i sannolikhets-skattningar kan *Tabell 1* användas. Sannolikheterna anges då enligt formen $B(P_{05};P_{95})$, där B anger att det är en betafördelning och där $P_{05};P_{95}$ anger att fördelningens parametrar är 5- och 95-percentilen. För en utförligare beskrivning av betafördelningen, se *Bilaga 1*.

Tabell 1. Underlag för bedömning av sannolikheter och deras osäkerheter. Använd de olika klasserna som vägledning vid skattningen av exempelvis sannolikheten att utredningen kan svara på den aktuella frågeställningen eller att exempelvis en viss effekt alternativt konsekvens uppstår.

Bedömd sannolikhets-klass	Mest trolig sannolikhet	Lägsta rimliga sannolikhet (P ₀₅)	Högsta rimliga sannolikhet (P ₉₅)	Osäkerhetsfördelning
Utredningen kan säkert inte ge svar på frågeställningen	0.00	0.00	0.00	Ingen osäkerhet
Låg	0.10	0.05	0.35	
Låg-måttlig	0.30	0.15	0.55	
Måttlig	0.50	0.25	0.75	
Måttlig-hög	0.70	0.45	0.85	
Hög	0.90	0.65	0.95	
Utredningen ger säkert svar på frågeställningen	1.00	1.00	1.00	Ingen osäkerhet
Vet ej – ingen som helst information tillgänglig. Har ingen uppfattning om utredningen ger svar på frågeställningen	-	0.00	1.00	
Egen bedömning				

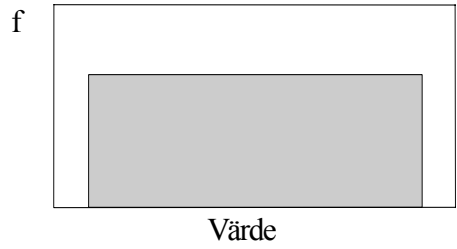
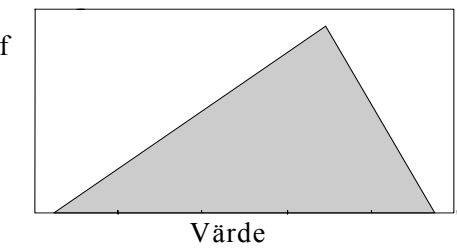
5.2 Konsekvenser

När det gäller konsekvenskostnader bör dessa beskrivas med likformig (uniform) fördelning, $U(\min; \max)$, eller triangulär fördelning $T(\min; \text{troligast}; \max)$. Dessa fördelningar används ofta vid bedömningar av variabler för vilka ett ändligt intervall kan beskrivas, d.v.s. det finns min- och maxgränser för de värden variabeln kan anta. För kostnadsskattningar är detta antagande ofta rimligt. Den likformiga fördelningen beskriver en större osäkerhet än den triangulära för samma intervall. Detta eftersom alla värden i den likformiga fördelningen är lika sannolika inom det angivna intervallet, medan den triangulära fördelningen har de lägsta sannolikheterna för min- och maxvärdena och ökande sannolikheter mot det troligaste värdet. För en närmare beskrivning av fördelningarna, se *Bilaga 1*.

Bilaga 1: Beskrivning av statistiska fördelningar

Uniform och triangulär fördelning

För att beskriva kostnadsintervallet i konsekvensbedömningarna har uniform eller triangulär fördelning använts. Dessa fördelningar används ofta vid bedömningar av variabler för vilka ett ändligt intervall kan beskrivas, d.v.s. det finns min- och maxgränser för de värden variabeln kan anta. För kostnadsskattningar är detta antagande ofta rimligt. Den uniforma fördelningen beskriver en större osäkerhet än den triangulära för samma intervall. Detta eftersom alla värden i den likformiga fördelningen är lika sannolika inom det angivna intervallet, medan den triangulära fördelningen har de lägsta sannolikheterna för min- och maxvärdena och ökande sannolikheter mot det troligaste värdet. Figuren nedan visar utseendet för uniforma och triangulära fördelningar.

<p>Uniform fördelning</p>  <p>f</p> <p>Värde</p>	<ul style="list-style-type: none">• Minimumvärdet är känt• Maximumvärdet är känt• Alla värden mellan minimum- och maximumvärdet är lika troliga
<p>Triangulär fördelning</p>  <p>f</p> <p>Värde</p>	<ul style="list-style-type: none">• Minimumvärdet är känt• Maximumvärdet är känt• Det mest troliga värdet ligger mellan minimum- och maximumvärdet

Osäkerhetshantering med Beta-fördelning

För att hantera osäkerheterna i skattningen av sannolikhetsbedömningarna har Beta-fördelning använts. I de fall egna bedömningar av mest trolig, lägsta rimlig och högsta rimlig sannolikhet skall göras, kan följande två angreppssätt väljas:

1. Anta att ett visst antal provtagningar skall genomföras. Bedöm den mest troliga sannolikheten. Bedöm därefter hur mycket den förhandskunskap som finns tillgänglig om situationen (t.ex. tidigare undersökningar, historikbeskrivning och erfarenhet från andra, liknande områden) är värd i jämförelse med den information de provtagningar som antas genomföras ger.

2. Bedöm utifrån tillgänglig information (t.ex. tidigare undersökningar, historikbeskrivning och erfarenhet från andra, liknande områden) mest trolig, lägsta rimlig och högsta rimlig sannolikhet.

Hanteringen av osäkerheter i sannolikhetsskattningar baseras på den s.k. Beta-fördelningen, eller endast kallad beta-fördelningen. Beta-fördelningen beskrivs med parametrarna α , β , minsta möjliga (min) och största möjliga (max) värde. För att kunna beskriva sannolikhetsbedömningars osäkerhet gäller följande:

$$\begin{aligned}\alpha &= N^+ + 1 \\ \beta &= N^- + 1 \\ \text{min} &= 0 \\ \text{max} &= 1\end{aligned}$$

N^- = antalet observationer som indikerar att händelsen ej inträffat/kommer ej att inträffa. (exempelvis föroreningsutsläpp).

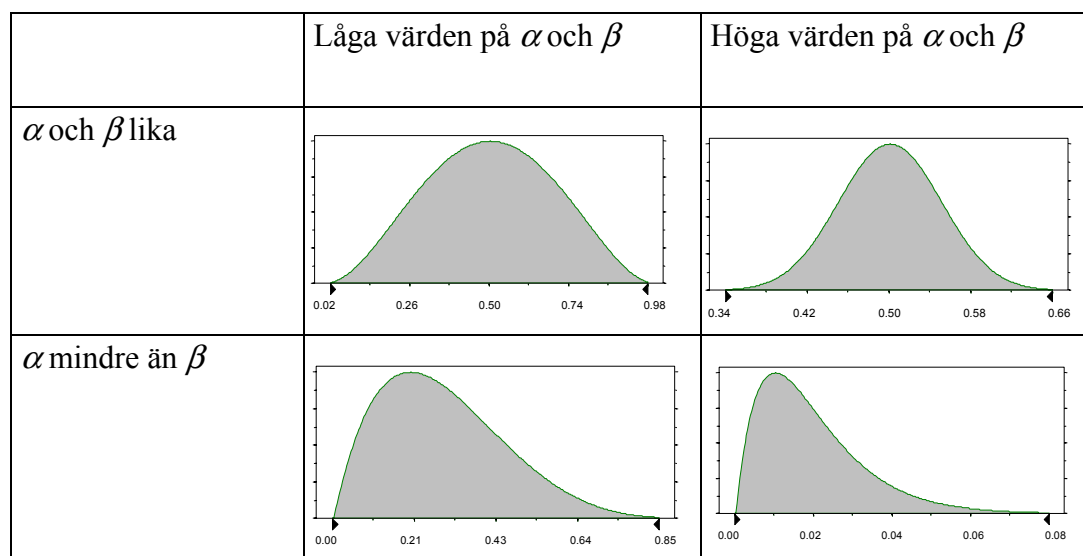
N^+ = antalet observationer som indikerar att händelsen inträffat/kommer att inträffa.

$$N_{\text{tot}} = N^- + N^+$$

För att beräkna den mest troliga sannolikheten (P_{trolig}) utifrån ett antal givna observationer gäller:

$$P_{\text{trolig}} = \frac{N^+}{N^+ + N^-}$$

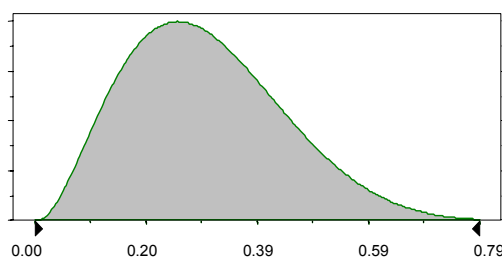
α och β bestämmer fördelningens form. Vid höga värden på α och β blir fördelningen toppig och osäkerhetsintervallet litet, medan vid låga värden på dessa parametrar medför att fördelningen blir flack och osäkerhetsintervallet därmed stort. Om α och β är lika är fördelningen symmetrisk, medan skillnader mellan α och β ger skeva fördelningar. I figuren nedan anges fyra olika betafördelningar med olika egenskaper.



För att beskriva osäkerheten i sannolikhetsbedömningarna skattas α och β . Vid skattningarna anges antalet gånger händelsen kan förväntas inträffa (N^+) och antalet gånger där händelsen kan förväntas inte inträffa (N^-). Detta vid upprepade försök på platser med exakt samma förutsättningar. När N^+ och N^- bedömts beräknas α och β , medelvärde, varians, standardavvikelse, mest troliga sannolikhet, lägsta rimliga sannolikhet (P_{05}) samt högsta rimliga sannolikhet (P_{95}). Dessutom bör fördelningskurvans utseende visas, se figur nedan.

Betafördelningen

N^+	2
N^-	6
α	3
β	7
Medel	0.30
Varians	0.02
Std	0.14
Mest trolig	0.25
P05	0.10
P95	0.55

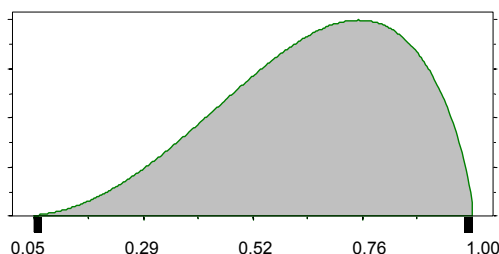


Nedan följer 2 exempel på användning av betafördelningen.

Exempel 1. En bedömning av sannolikheten för föroreningsutsläpp skall göras. För att beskriva osäkerheten i sannolikhetsbedömningen kommer den första strategin enligt ovan att användas. Användaren har inga provtagningar att tillgå, men skulle gärna utföra 6 provtagningar i området nära riskkällan för att undersöka huruvida utsläpp har skett. Hon bedömer utifrån tillgänglig information och erfarenhet den mest troliga sannolikheten att det har skett ett utsläpp att vara $3/4$. När hon försöker jämföra sin förhandskunskap om platsen med den information som de nya mätningarna skulle ge, så anser hon att de skulle vara värda ungefär dubbelt så mycket som den information hon har för närvarande. Hon anser alltså att hennes förhandsinformation är värd ungefär totalt 3 mätningar. Genom att anpassa sina angivelser av N^+ och N^- så att de summerar till 3 (de behöver inte vara heltal) och ger den mest troliga sannolikheten $3/4$, dvs $N^+ = 2.25$ och $N^- = 0.75$. Detta innebär att följande resultat:

Betafördelningen

N+	2.25
N-	0.75
α	3.25
β	1.75
Medel	0.65
Varians	0.04
Std	0.19
Mest trolig	0.75
P05	0.30
P95	0.93

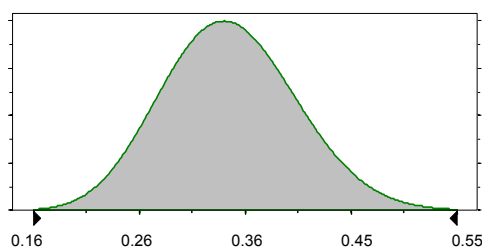


Användarens skattning av sannolikhetsintervallet blir således den mest troliga sannolikheten är $\frac{3}{4}$ och att sannolikheten rimligen måste ligga mellan 0.30 och 0.93.

Exempel 2. En sannolikhetsbedömning av huruvida en viss spridningsväg finns eller inte skall göras. Användaren tänker använda den andra av de ovan beskrivna strategierna. Han använder tillgänglig underlagsinformation om platsen samt tidigare erfarenheter från liknande platser. Han skattar den mest troliga sannolikheten för att spridningsvägen finns till $\frac{1}{3}$, men anser samtidigt att osäkerheten medför att värdet kan variera mellan 0.25 och 0.45. Han varierar N^+ och N^- så att P_{05} och P_{95} hamnar på ungefär dessa värden, se nedan.

Betafördelningen

N+	18
N-	36
α	19
β	37
Medel	0.34
Varians	0.00
Std	0.06
Mest trolig	0.33
P05	0.24
P95	0.45



Av resultaten framgår att denna osäkerhetsfördelning avspeglar en förhandskunskap som kan likställas med observationer i 54 likartade fall och att vid 18 av dessa skulle den aktuella spridningsvägen finnas.

Som kan förstås av de ovan angivna exemplen måste det finnas ett ganska omfattande underlagsmaterial för att en någorlunda snäv osäkerhetsfördelning skall kunna erhållas. Det finns normalt sett en tendens att övervärdera sin egen förmåga i den här typen av bedömningar. Personer som ofta avkrävs sannolikhetsbedömningar, exempelvis meteorologer och hasardspelare, får en omfattande erfarenhetsbank och avger därför skattningar med förhållandevis stor noggrannhet. Inom mark- vattenområdena är detta förfarande mera ovanligt för de flesta och det finns därför en större osäkerhet i dessa personers skattningar. Förfarandet med Beta-fördelningen innebär att sannolikhetsskattningen och dess osäkerhet kopplas mot antalet observationer (verkliga eller tänkta), vilket är viktigt för att illustrera den mängd information som krävs för att avge "säkra" skattningar.