



Slutrapport för projekt

---

# Återvinning av avfall: Beslut och riskbedömning

---

Projektperiod: Januari till december 2019  
Projektnummer: 6530-04

Författare:  
Jonatan Gehandler  
Ulrika Millgård

Med stöd från

**VINNOVA**  
Sveriges innovationsmyndighet

 **Energimyndigheten**

**FORMAS** 

Strategiska  
innovations-  
program

# Återvinning av avfall: Beslut och riskbedömning

## Recycling of waste: Decision and risk assessment

Med stöd från

**VINNOVA**  
Sveriges innovationsmyndighet

 **Energimyndigheten**

**FORMAS** 

**Strategiska  
innovations-  
program**



Med stöd från



Strategiska  
innovations-  
program

|                                                                                        |
|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Titel på projektet – svenska<br>Återvinning av avfall: Beslut och riskbedömning        |
| Titel på projektet – engelska<br>Recycling of waste: Decision and risk assessment      |
| Universitet/högskola/företag<br>RISE Research Institutes of Sweden                     |
| Adress<br>Brinellgatan 4, Borås                                                        |
| Namn på projektledare<br>Jonatan Gehandler                                             |
| Namn på ev. övriga projektdeltagare<br>Ulrika Millgård                                 |
| Nyckelord: 5-7 st.<br>Återvinning av avfall; Riskbedömning; Riskvärdering; Målkonflikt |

## Förord

RE:Source är ett innovationsprogram som finansieras av Vinnova, Formas och Energimyndigheten. Ett av RE:Source verktyg är policyanalys. RE:Source ser policy som principiella ställningstaganden och riktlinjer som vägleder om hur mål ska nås. RE:Source uppdrag är bland annat att ta fram kunskap och erfarenheter som skapar grund för beslut om policy. Frågeställningen om hur avvägning ska göras mellan målen Giftfri miljö och resurseffektivitet genom återvinning, har identifierats som en fråga där kunskap behövs som underlag för beslut om policy. Följande organisationer har bidragit till ett lyckat projekt genom intervjuer, rapportgranskning eller deltagande i referensgrupp:

- RE:Source projektledning
- Kemikalieinspektionen
- IKEM - Innovations- och kemiindustrierna i Sverige
- Naturvårdsverket
- Återvinningsindustrierna
- Avfall Sverige
- Energiföretagen
- Filosofi, Lunds universitet
- Loop Rocks
- Stena Metall
- Sysav Utveckling AB
- Borås Stad
- Länsstyrelsen VG
- Stockholm Stad, kemikaliecentrum

## Innehållsförteckning

|                                                                 |    |
|-----------------------------------------------------------------|----|
| Sammanfattning .....                                            | 6  |
| Summary .....                                                   | 8  |
| 1 Inledning .....                                               | 10 |
| 1.1 Syfte .....                                                 | 11 |
| 1.2 Avgränsningar .....                                         | 12 |
| 1.3 Metod .....                                                 | 12 |
| 1.3.1 Litteraturstudie .....                                    | 12 |
| 1.3.2 Intervjuer .....                                          | 13 |
| 1.3.3 Tematiskt arbetsmöte .....                                | 14 |
| 1.4 Läsanvisning .....                                          | 15 |
| 2 Första teoridelen: Övergripande faktorer för riskbeslut ..... | 16 |
| 2.1 Riskbeslut .....                                            | 16 |
| 2.2 Grundläggande beslutsmodeller .....                         | 17 |
| 2.3 Problembeskrivning .....                                    | 19 |
| 2.3.1 Ett mjukt och/eller hårt problem? .....                   | 19 |
| 2.3.2 Komplexitet, osäkerhet och tvetydighet .....              | 23 |
| 2.4 Specificering av mål .....                                  | 24 |
| 2.4.1 Val av mål .....                                          | 24 |
| 2.4.2 Val av tidsperspektiv .....                               | 25 |
| 2.4.3 Att definiera risk .....                                  | 25 |
| 2.5 Lösningalternativ .....                                     | 27 |
| 2.5.1 Långsiktig målstyrning .....                              | 28 |
| 2.5.2 Lagar och reglering .....                                 | 29 |
| 2.5.3 Ingenjörsteorier om risk och säkerhet .....               | 29 |
| 2.5.4 Lösningsstrategier inom miljöskydd .....                  | 30 |
| 2.6 Fakta-analys av de olika lösningalternativen .....          | 31 |
| 2.7 Värdering av vilken lösning som är bäst .....               | 31 |
| 2.7.1 Uppfattning av risk .....                                 | 32 |
| 2.7.2 Osäkerhet .....                                           | 33 |
| 2.7.3 Förväntad nytta .....                                     | 37 |
| 2.7.4 Svåra avvägningar 1: Ej jämförbara värden .....           | 38 |
| 2.7.5 Svåra avvägningar 2: Olika skalor .....                   | 38 |
| 2.7.6 Sammanlänkade beslut .....                                | 39 |
| 3 Andra teoridelen: Etiska aspekter .....                       | 40 |
| 3.1.1 Normativ etik .....                                       | 41 |
| 3.1.2 Miljöetik .....                                           | 44 |
| 3.1.3 Etisk analys .....                                        | 45 |
| 4 Återvinning av avfall i Sverige idag .....                    | 49 |
| 4.1 Politiska mål .....                                         | 49 |
| 4.2 Tolkningar av målbilden .....                               | 51 |

|       |                                                      |    |
|-------|------------------------------------------------------|----|
| 4.3   | Lagar .....                                          | 52 |
| 4.4   | Handböcker och vägledningar .....                    | 54 |
| 4.4.1 | Återvinning inom anläggningsarbeten .....            | 55 |
| 4.4.2 | Ökad och säker materialåtervinning .....             | 58 |
| 4.5   | Återvinning i praktiken .....                        | 60 |
| 4.6   | Exempel på återvinning .....                         | 62 |
| 4.6.1 | Återvinning av jordavfall .....                      | 62 |
| 4.6.2 | Återvinning av slaggrus för anläggningsändamål ..... | 63 |
| 4.6.3 | Återvinning av plast .....                           | 65 |
| 5     | Analys .....                                         | 67 |
| 5.1   | Problemets inramning .....                           | 67 |
| 5.1.1 | En ansats till ett bredare perspektiv .....          | 70 |
| 5.2   | Hantering av osäkerheter .....                       | 72 |
| 5.3   | Det långsiktiga perspektivet .....                   | 73 |
| 5.4   | Etiska aspekter .....                                | 74 |
| 5.5   | Övergripande principer för riskbedömning .....       | 77 |
| 6     | Slutsatser .....                                     | 79 |
|       | Referenser .....                                     | 82 |

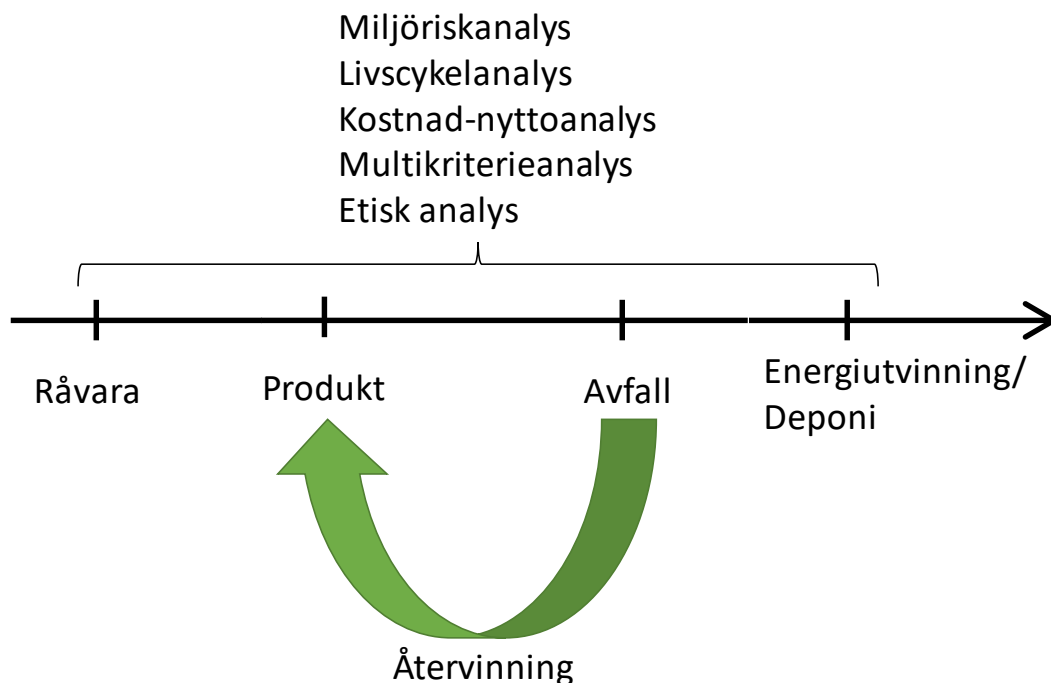
## Sammanfattning

Syftet med den här studien har varit att synliggöra olika faktorer som en besluts- eller riskbedömningsmetod kan beakta i olika utsträckning, att göra en jämförelse mellan nuvarande metod eller praxis och besluts- och riskbedömningsmetoder från andra områden, till exempel trafik, innehåll av kemikalier i produkter, brand och olyckor, eller riskhantering i stort, samt bidra till en konstruktiv diskussion gällande mål och övergripande principer för återvinning av avfall. Bakgrunden till projektet är att det har framgått att återvinning av anläggningsmassor har minskat i och med tillämpningen av Naturvårdsverkets handbok (2010:1). En åsikt som framkommit från en utvärdering av handboken är att miljömålet Giftfri miljö får för stor tyngd och att resurshållning får för lite fokus. I takt med att klimatfrågan blir alltmer akut, och eftersom återvinning i många fall ger en minskad klimatpåverkan, kan denna begränsning ifrågasättas. Det är dock idag oklart hur avvägningen mellan en giftfri miljö och resurseffektivitet ska göras.

En litteraturstudie har genomförts i två delar, dels gällande beslut och riskhantering och dels gällande etik. Den första delen syftade till att ge teori om riskbeslut utifrån grundläggande steg som bör ingå i en beslutsprocess. Den andra delen av litteraturstudien, etiken, presenterar teori om etiska aspekter kopplade till besluten. Etiken är central eftersom den länge sökt svar på frågan hur vi bör handla.

Vidare har även nio intervjuer genomförts med olika intressenter, från myndighetsnivå till verksamhetsutövare, för att fånga hur återvinning av avfall fungerar i praktiken. Från intervjureresultatet utkristalliserades temat "Målet Giftfri miljö och de svårigheter som kan uppstå vid dess praktiska tillämpning", som diskuterades vidare i ett arbetsmöte. Inbjudna till arbetsmötet var framförallt de som hade intervjuats och som hade relevanta roller för det valda temat.

Om återvinning av avfall ses som ett beslutsproblem står valet mellan att återvinna (på olika sätt), eller att inte återvinna (dvs. deponering, förbränning eller energiutvinning). Utifrån beslutsteori bör alla mål som berörs beaktas. Detta kommer troligtvis för svårare fall kräva ett breddat perspektiv, se figur nedan, som inkluderar miljörisker kopplade till de olika alternativen.



Med ett bredare perspektiv kan flera miljöaspekter, till exempel från råvarubrytning eller deponering, som påverkas av beslutet att återvinna eller inte fångas upp.

Med ett bredare perspektiv inses att inget alternativ är riskfritt. En multikriterieanalys kan väga de olika faktorerna mot varandra för att se vad som väger tyngst, vad som ur miljöbalkens perspektiv är mest rimligt, dvs. ger mest miljönytta. Ett bredare perspektiv gynnar långsiktig hållbarhet och på sikt alla miljömålen.

På ett övergripande plan bör återvunnet och jungfruligt material behandlas lika. Ur ett cirkulärt perspektiv borde man på motsvarande sätt behöva visa att valet av material främjar långsiktig hållbarhet.

## Summary

The purpose of this study has been to highlight different factors that waste recycling decisions can consider, as well as contributing to a constructive discussion of goals and overall principles for waste recycling. The background of the project is that it has been shown that the recycling of construction material has decreased with the application of the Swedish Environmental Protection Agency's handbook (2010:1). One view that emerged from an evaluation of the handbook is that the non-toxic environmental target ("Giftfri miljö") gets too much weight and that resource management gets too little focus. As the climate crisis becomes more acute, and since recycling in many cases reduces the climate impact, this limitation can be questioned. However, it is currently unclear how a non-toxic environment and resource efficiency should be balanced.

A literature study has been carried out in two parts: 1) decision and risk management theory, and 2) ethics. The first part was aimed at providing theory about risk decisions and basic steps that should be included in a decision-making process. The second part of the literature study, ethics, presents theory of ethical aspects linked to decisions. Ethics is central because it has long sought answers to the question of how we should act.

Furthermore, nine interviews have also been conducted with various stakeholders, from the governmental agency level to recyclers, to capture how waste recycling works in practice. From the interview result, the theme "The goal Non-toxic environment and the difficulties that can arise in its practical application" crystallized. Which was discussed further in a workshop. Invited to the workshop were mainly those who had been interviewed and had relevant roles for the chosen theme.

If waste recycling is seen as a decision problem, the choice is between to recycle (in different ways) or not to recycle (ie. landfill, incineration or energy recovery). Based on decision theory, all the relevant goals should be considered. This is likely to require a broader perspective for more difficult cases, which includes environmental risks linked to the different alternatives.

With a broader perspective, it is recognized that no alternative is risk-free. A multi-criteria analysis can weigh the various factors against each other to see what weighs most, which from the perspective of the environmental code is most reasonable, ie. provides the most environmental benefit. A broader perspective favours long-term sustainability and, in the long run, all environmental goals.



Med stöd från



Strategiska  
innovations-  
program

On a higher level, recycled and virgin material should be treated equally. Similarly, from a circular perspective, it should be demonstrated that the choice of material (recycled and virgin) promotes long-term sustainability.

## 1 Inledning

Politiska mål anger den långsiktigt önskade utvecklingen. Kretslopps-propositionen (1992/93:180) fastslår målet om en långsiktigt hållbar utveckling, en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. Förutom målet om en begränsad klimatpåverkan och långsiktig hållbarhet, är det främst två av riksdagens 16 miljömål som berör återvinning av avfall. Dels målet om Giftfri miljö och dels mål som avser återvinning av avfall under miljömålet God bebyggd miljö.

Under målet en God bebyggd miljö finns en precisering som avser avfallshantering: Avfallshanteringen är effektiv för samhället, enkel att använda för konsumenterna och avfallet förebyggs samtidigt som resurserna i det avfall som uppstår tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallets påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Termen som används i denna rapport med hänvisning till detta mål är *resurseffektivitet*. Enligt riksdagens beslut innebär miljömålet Giftfri miljö att förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället inte ska hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.

Om politiska mål anger den långsiktigt önskade utvecklingen, anger lagar hur politiken ska uttolkas här och nu. Avfallssektorn är noggrant reglerad genom lagar, gränsvärden, sanktioner och offentliga monopol.

Med avfall avses enligt 15 kap 1 § i miljöbalken: ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med, avser eller är skyldig att göra sig av med. Ett avfall kan upphöra att vara avfall när det genomgått en återvinningsprocess. Enligt miljöbalken ska en rimlighetsavvägning väga miljönyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått mot kostnaderna för sådana åtgärder.

För att myndigheter ska kunna fatta många beslut som av rättssäkerhetsskäl måste vara enhetliga krävs förenklingar genom riktlinjer och vägledningar. Naturvårdsverkets har gett ut en handbok (2010:1) som gäller för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, till exempel jordmassor eller slaggrus. År 2015 utvärderade Naturvårdsverket handboken genom en enkätundersökning.<sup>1</sup> Enkäten besvarades av 17 myndigheter och 21 olika företag och dess branschorganisationer. Utvärderingen visar att handboken använts som bedömningsunderlag, faktaunderlag och referensmaterial. Handboken har inte ökat återvinningen av avfall i anläggningsarbeten, tvärtom anser 64 % av de som utvärderade handboken att återvinningen har minskat. Endast 28 % anser att avfall nu återvinns på ett mer miljö-

<sup>1</sup> Naturvårdsverket, Utvärdering av Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/utvarderingsrapport2015-12-10.pdf> [Nedladdad 2018-12-11]

och hälsosäkert sätt. En åsikt som framförs vid utvärderingen är att nivåer för ringa risk är alldeles för låga. Det framförs även att miljömålet Giftfri miljö får för stor tyngd och att resurshållning får för lite fokus. I takt med att klimatfrågan blir alltmer akut, och eftersom återvinning i många fall ger en minskad klimatpåverkan, kan denna begränsning ifrågasättas. Det är dock oklart hur avvägningen mellan en giftfri miljö och resurseffektivitet ska göras.

### Ett politiskt beslutsproblem

Hur återvinning av avfall ska fungera kan ses som ett politiskt beslutsproblem. Den franske filosofen och matematikern Condorcet utarbetade år 1793 ett väl underbyggt förslag till konstitutionen för Frankrike. I förslaget utvecklade han noggrant hur demokratiska beslutsprocesser borde gå till i tre steg: I det första steget diskuteras de grundläggande principerna för beslutet. I detta steg är uppfattningarna personliga och inga försök görs att bilda majoritet. I andra steget är frågan klargjord och åsikter närmar sig och kombineras med varandra för att skapa ett överskådligt antal alternativ. I tredje steget fattas beslutet genom omröstning (Hansson, 2011). Om vi tänker oss att vi står inför valet att välja besluts- och riskbedömningsmetod utifrån de steg som Condorcet förslår ovan står det klart att steg 1 hamnar inom ramen för den här rapporten och steg 3 hamnar utanför, valet av besluts- och riskbedömningsmetod bör ske i en demokratisk process. De principer som framförs kan givetvis diskuteras som en ansats till steg två, men att föreslå ett givet antal alternativ till besluts- och riskbedömningsmetoder för återvinning av avfall är en politisk fråga. Den här rapporten fokuserar alltså på Condorcets steg 1; grundläggande principer för återvinning av avfallsbeslut.

### 1.1 Syfte

Projektet syftar till:

- Att synliggöra olika faktorer som en besluts- eller riskbedömningsmetod kan beakta i olika utsträckning.
- En jämförelse mellan nuvarande metod eller praxis och besluts- och riskbedömningsmetoder från andra områden, till exempel trafik, innehåll av kemikalier i produkter, brand och olyckor, eller riskhantering i stort.
- Bidra till en konstruktiv diskussion gällande mål och övergripande principer för återvinning av avfall.
  - Varför det är en begränsad återvinning.
  - Förslag till vägar att komma framåt.

Rapporten är skriven för en tänkt läsare som jobbar med policyutveckling eller beslutsfattande inom återvinning av avfall.

## 1.2 Avgränsningar

Beslut- och riskområdet är två mycket stora forskningsområden, rapporten har inte för avsikt att vara heltäckande. Risk har ofta att göra med snabba förlopp, höga energier, den variabla mänskliga operatören, eller allmänt komplexa system. Användningen av avfall för anläggningsbruk resulterar i, från ett säkerhetsperspektiv, statiska lösningar som ändrar sig långsamt över tid. Här finns ingen snabb process som behöver kontrolleras av människa och system. Energi, temperatur och tryck behöver inte kontrolleras. Detta gör en stor mängd säkerhetslitteratur som riktar in sig på operatörer i industrier eller systemsäkerhet mindre relevant.

Rapporten har inte för avsikt att i detalj beskriva hur återvinningen av avfall fungerar. För att få en heltäckande bild över Sverige skulle en större mängd aktörer och en större geografisk spridning krävas, exempelvis vid intervjustudierna. Projektet har inte för avsikt att inkludera återvinningen av avfall inom alla områden, projektet har med slaggrus, jord och plaståtervinning som konkretiserande exempel. Dessa områden valdes eftersom de ingår i de handböcker som beskrivs i kapitel 4.

Andra områden som är viktiga för återvinningsfrågan, såsom marknadsekonomisk styrning, har inte varit fokus för den här studien.

Ingen riskbedömningsmetod kommer att föreslås eller utvecklas.

## 1.3 Metod

Datainsamlingen har bestått utav litteraturstudie, intervjuer och ett tematiskt arbetsmöte, dessa tre metoder beskrivs mer nedan. Kopplingen mellan teori och praktik har sedan analyserats. Hermansson (2005) framhåller vikten av att kritiskt diskutera vilka mål som ska eftersträvas och hur beslutet ska ramas in; två viktiga frågor för den här rapporten för återvinningen av avfall – vilka övergripande principer ska vara styrande och rama in besluten? Att klargöra detta har eftersträövats i analysen. Ett förhållningssätt har varit att varje åsikt eller princip som berör problemet är värd att framföras oavsett hur många eller få som står bakom den, eller om den är ny eller väletablerad, det viktiga har varit att bilden av problemet blir nyanserad.

### 1.3.1 Litteraturstudie

Systematiska studier av besluts- och riskhanteringslitteratur genomfördes under projektets inledande månader. De viktigaste källorna för information var böcker som tillhandahölls av biblioteket vid RISE Research Institute of Sweden och vetenskapliga databaser och tidskrifter tillhandahållna av Lunds universitet, särskilt

LUBsearch / EBSCOhost, som bland annat inkluderar ScienceDirect och Scopus. En annan informationskälla har varit Googles sökmotor.

En litteraturstudie är en beskrivande metod, den syftar till att beskriva vad andra har gjort, ge en översikt över fältet, hur vissa teorier, metoder eller begrepp tillämpas.

Litteraturstudien återfinns i kapitel 2 och 3. Litteraturstudien skickades ut till projektets intressenter. Följande organisationer kom med synpunkter:

- RE:Source projektledning
- Kemikalieinspektionen
- IKEM - Innovations- och kemiindustrierna i Sverige
- Naturvårdsverket
- Återvinningsindustrierna
- Avfall Sverige
- Energiföretagen
- Filosofi, Lund Universitet
- Loop Rocks

Kommentarer har i möjligaste mån arbetats in i rapporten.

### 1.3.2 Intervjuer

Intervjuer har genomförts med syfte att förstå verksamhetsutövares och myndigheters olika perspektiv och praktik utifrån nuvarande arbetssätt. Syftet med intervjuerna var att göra en nulägesanalys med hjälp av representanter på olika nivåer; att identifiera olika åsikter, utan att värdera hur många eller få som står bakom dem. Nio semistrukturerade intervjuer genomfördes med representanter från följande organisationer.

- Kemikalieinspektionen
- IKEM - Innovations- och kemiindustrierna i Sverige
- Naturvårdsverket
- Avfall Sverige
- Stena Metall
- Sysav Utveckling AB
- Borås Stad
- Länsstyrelsen VG
- Stockholm Stad, kemikaliecentrum

Representanter från Jernkontoret, Miljösamverkan Sverige och Trafikverket söktes men kunde av olika skäl inte delta.

I dessa intervjuer, har öppna utforskande frågor använts, till exempel "Vilka värden eller mål styr ert arbete med att återvinna avfall?", "Hur jobbar ni mot miljömålet Giftfri miljö?", "Hur upplever du att återvinning av avfall fungerar idag", eller "Kan du beskriva hur olika värden kan stå i konflikt?", med möjlighet att ställa fördjupande frågor. I denna mening var alla intervjuer semistrukturerade (Ejvegård, 2003). Frågor skickades ut i förväg vid efterfrågan. Intervjuerna spelades in. Därefter bearbetades anteckningarna och inspelningarna till en skriftlig sammanfattning. Sammanfattningen skickades ut för granskning till den eller de intervjuade vid varje tillfälle. Intervjumaterialet ligger till grund för nulägesbeskrivningen i kapitel 4.

En intervju genomfördes med en filosof vid Lunds universitet inom miljöetik i syfte att förbättra litteraturstudien inom etikområdet.

### 1.3.3 Tematiskt arbetsmöte

En tematisk analys av intervjumaterialet låg till grund för valet av tema på arbetsmötet. Det övergripande målet med arbetsmötet var att bidra till en konstruktiv diskussion. Följande delmål sattes upp:

- Att bjuda in representativa aktörer.
- Antalet deltagare bör i bästa fall inte överskrida 8 och i sämsta fall 10 personer.
- Att undersöka om en gemensam problembild (problembeskrivning) kan accepteras.
- Att identifiera ett antal övergripande vägar framåt.

Resultatet ingår i kapitel 4. Deltagare valdes i första hand ut bland de som intervjuats med fokus på att uppnå en god representerbarhet, balans och relevans för det valda temat. I andra hand valdes deltagare ut bland projektets intressenter. Ambitionen var att få med flera perspektiv för att bredda diskussionen. Samtidigt eftersträvades en liten grupp.

Temat för arbetsmötet var målet Giftfri miljö och de svårigheter som kan uppstå vid dess praktiska tillämpning, inte minst när det globala perspektivet blir allt viktigare genom klimatfrågan.

Metoden för arbetsmötet utgår ifrån de första stegen i en problemlösningssprocess (Andersson & Rollenhagen, 2003): #1 Målbild (önskat läge), #2 Lägesbeskrivning (initialt läge), och #3 Lösningförslag.

Representanter från följande organisationer deltog<sup>2</sup>:

- Kemikalieinspektionen
- Stena Recycling
- IKEM Innovations- och kemiindustrierna i Sverige
- Länsstyrelsen VG
- Energiföretagen
- Avfall Sverige

## 1.4 Läsanvisning

Den här rapporten kan delas in i fyra block: Teori, praktik, analys, samt slutsats

Teorin återfinns i Kapitel 2 och 3. Avsikten med teorin är att med litteraturens hjälp beskriva huvuddragen för de övergripande faktorer som påverkar valet av en besluts- eller riskbedömningsmetod för återvinning av avfall. Detta kan också uttryckas som att synliggöra vilka parametrar som valet av en riskbedömningsmetod implicit eller explicit tar ställning till. Kapitel 2 ger teori om riskbeslut utifrån grundläggande steg som bör ingå i en beslutsprocess. Kapitel 3 presenterar teori om etiska aspekter kopplade till besluten. Etiken är central eftersom den länge sökt svar på frågan hur vi bör handla. Miljöetiken argumenterar för att det inte räcker att ta hänsyn bara till människor. En etisk analys kan identifiera viktiga etiska frågor som står på spel.

Hur återvinning av avfall fungera idag i praktiken är fokus för Kapitel 4. Kapitlet går igenom politiska mål, lagar, handböcker samt ger exempel på svårigheter som kan uppstå i den praktiska tillämpningen. Kapitlet avslutas med tre exempel på återvinning av avfall: jord, slaggrus och plast. Avsikten har inte varit att beskriva hur återvinning av avfall fungerar i detalj. Snarare har avsikten varit att beskriva hur återvinning av avfall fungerar på ett mer övergripande plan; vilka mål styr? Hur avgörs besluten? Vad fungerar bra och vad fungerar mindre bra?

Analysen återges i kapitel 5. Genom en mer filosofisk ansats har detta kapitel en diskuterande karaktär. I kapitlet appliceras teorin på praktiken. Ett antal möjliga principer för riskhantering diskuteras. Problemets natur och dess inramning diskuteras utifrån teorin. En ansats till en bredare probleminramning görs där fler aspekter inklusive hantering av osäkerheter, långsiktighet samt etiska aspekter kan vägas in i besluten.

Rapporten avslutas i Kapitel 6 med slutsatser.

---

<sup>2</sup> Även Naturvårdsverket var inbjudna, men kunde tyvärr inte delta på arbetsmötet på grund av resursbrist

## 2 Första teoridelen: Övergripande faktorer för riskbeslut

### 2.1 Riskbeslut

Risk började studeras i Sverige på 60- och 70-talen och har utvecklats mycket under senare årtionden. Anledningar till att risk började studeras var motståndet mot kärnkraften och oro över miljöförstöring. Plötsligt fanns en stark och växande opinion som innebar ett hinder för vissa former av teknikutveckling och industriell expansion. Teknik och industri var inte längre entydigt goda och begreppet levnadsstandard fick en mörk baksida (Sjöberg & Thedéen, 2003). Riskområdets utveckling speglas tydligt genom Riskkollegiets<sup>3</sup> skrifter och seminarium (med start 1988) samt i de rapporter som Räddningsverket och MSB publicerat om risk (Davidsson et al., 1997, Mattsson, 2000, Davidsson et al., 2003, Hermansson, 2009). Det är tydligt att ingenjörsvetenskapen genom kvantitativ riskanalys (QRA) och riskhantering har dominerat med risk som en kombination av sannolikhet (hur troligt är det? Oftast beskrivet som relativ frekvens) och konsekvens (vilka blir skadorna? Oftast beskrivet i monetära termer, eller som antal döda). Inom beslutsteori och ekonomi dominerar ett kostnad-nytto-perspektiv (Hansson, 2011). Kritik som framförts mot ett snävt och teknokratiskt sätt att hantera risker baseras ofta på ett systemperspektiv eller sociotekniska perspektiv på risk. Utifrån ett sådant perspektiv uppkommer risker i samspelet mellan funktioner i ett system som består av både människor och teknik. Detta har successivt lett till en breddare syn på risk, även om kvantitativ riskanalys och kostnad-nytto-analys fortfarande dominerar (Renn, 1998b, Reason, 1997).

Kvantitativ riskanalys måste ses som ingenjörsvetenskapens huvudparadigm för att uppnå säkerhet. Enligt denna jämförs risken, dvs. den modellerade förväntade skadan, mot en viss skala. Jämfört med skalan värderas risken som acceptabel, tolerabel eller oacceptabel. Valt mått, skala eller risknivå har onekligen en viss godtycklighet kopplat till sig och kan därmed ifrågasättas. Det går alltid att argumentera för en lägre eller högre nivå. Ett annat problem är att beslutet riskerar att ramas in som ett "acceptabel-risk problem" där fokus snarare hamnar på matematisk modellering av risk för att visa att risken är acceptabel än på att hitta den bästa lösningen på problemet (Bjelland, 2013, Kaplan, 1997). Vilket alltså är bedrägligt eftersom frågan om vad som är en acceptabel risk i grunden är en värderingsfråga. Samtidigt är det fel att tro att risker "accepteras", det är snarare hela paketet, inklusive andra alternativ och riskens fördelar som accepteras. Sett till alla de olika faktorer som är relevanta vid risk-beslut representerar enbart kvantitativ riskanalys ett snävt synsätt (Renn, 1998a). Ett bredare perspektiv på riskbeslut ges i detta kapitel.

---

<sup>3</sup> <http://www.riskkollegiet.nu/>

## 2.2 Grundläggande beslutsmodeller

Enligt Glendon et al. (2006) beror en effektiv riskhantering på i vilken grad som systemet svarar på följande tre aspekter:

- Känslighet (eng. alert) för risker och möjligheter.
- Analys och förståelse av risker och möjligheter.
- Svar på kort och lång sikt.

Fischhoff m fl. (1981) ser valet av besluts- och riskbedömningsmetod som ett metabeslut. De sätter upp följande kriterier för vad en sådan metod bör uppfylla:

1. *Omfattning*: Metoden måste ta upp de väsentliga problemspekterna. Ingående osäkerheter och värderingar behöver diskuteras.
2. *Logik*: Metoden måste erbjuda en logik för hur en slutsats nås (dvs. beslutsfattande).
3. *Praktisk användbarhet*: Metoden måste kunna användas på verkliga, faktiska problem.
4. *Transparens*: Metoden måste vara öppen för granskning så att utomstående kan förstå metodens antaganden, värderingar, vilka data som används och hur osäkra resultaten är.
5. *Politisk legitimitet*: En metod kan vara politiskt oacceptabel av många skäl, till exempel begreppslig oklarhet. En beslutsmetod måste ge alla parter inflytande över slutsatserna.
6. *Kompatibel med existerande organisationer*: Metoden måste fungera i nuvarande styrelseskick och befintliga organisationer. En metod bör samtidigt inte anpassas till rutiner som inte fungerar väl, och bör inte enkelt kunna manipuleras för att gynna vissa särintressen.
7. *Förmåga att bidra till långsiktigt lärande*: Metoden bör bidra till uppbyggnad av kunskap och till en konstruktiv samhällsdebatt.

Det finns inga garantier att ett visst beslut ger den önskade utkomsten. I ett visst fall kan ett väl underbyggt beslut leda till oönskade konsekvenser och ett dåligt underbyggt beslut kan leda till gynnsamma konsekvenser. Men i det långa loppet tänker vi oss att en stor mängd väl underbyggda beslut leder till bättre utkomster än dåligt underbyggda. Det viktiga i en besluts- och riskbedömningsmetod är inte vad som beslutas utan *hur* besluten tas. Enligt Hammond m fl. (1999) uppfyller en effektiv beslutsprocess följande kriterier:

1. *Den inriktar sig på det viktigaste.*
2. *Den är logisk och konsekvent.*
3. *Den tar hänsyn till både subjektiva och objektiva faktorer, och blandar analytiskt och intuitivt tänkande.*

4. Den kräver bara så mycket information och analys som är nödvändigt för att kunna lösa ett specifikt dilemma.
5. Den uppmuntrar och vägleder till insamlande av relevant information och underbyggda synpunkter.
6. Den är rak, pålitlig, lätt att använda och flexibel.

Beslut som inte måste fattas på stående fot (exempelvis beslut för en räddningstjänstledare under en insats) föregås ofta av en beslutsprocess där olika steg eller faser kan urskiljas, i likhet med Condorcets resonemang inledningsvis. I verkligheten följer vi dock sällan en strikt sekvens utan snarare går vi fram och tillbaka och arbetar också ibland parallellt på flera faser.

Centralt för alla risker är att de har en fakta-dimension och en värde-dimension. Utifrån befintlig fakta och kunskap kan en mer eller mindre osäker prediktering göras av ett förväntat skadeutfall. Ingen risk är heller fri från värden och värderingar, varav många beror på fakta-dimensionen och vilken typ av osäkerhet som betonas. Utmaningen för riskbeslut handlar ofta om att skilja fakta från värden i tillräcklig utsträckning för att kunna göra en välinformerad och välstrukturerad beslutsprocess möjlig (Hansson, 2013). En sådan process bör då minst innefatta: 1) En beskrivning av relevant fakta, 2) en värdering av hur verkligheten bör se ut, och 3) en rekommendation till handling. Ett liknande tillvägagångssätt kan identifieras från Nederländerna inom arbetet med förorenade områden som skiljer på en vetenskaplig fas där kunskap tas fram och en politisk fas som är mer praktiskt orienterad mot att fatta beslut (Naturvårdsverket, 2006). Senare modeller för riskhantering poängterar ett försteg (steg 0 innan steg 1 - 3 ovan) där risken karaktäriseras (Amendola, 2001, Renn, 2010), eller som Slovic (2001) menar, reglerna för riskspelet ställs upp med de intressenter som berörs av risken. I steg 0) avgörs vilka fakta som är relevant för beslutet (en form av probleminentifiering och målspecifikation). De flesta metoder för att fatta beslut har följande steg gemensamt (Hansson, 1994, Andersson & Rollenhagen, 2003):

- Probleminentifiering och beskrivning
- Möjliga lösningar
- Utvärdering av lösningarna
- Val av lösning eller iteration för att hitta bättre lösningar

Utifrån de generella drag för en beslutsmodell som beskrivits ovan, kan följande viktiga steg i en beslutsprocess identifieras:

1. Problembeskrivning
2. Specifiering av mål
3. Framtagning av lösningsalternativ
4. Fakta-analys av hur väl målen uppnås (fakta)

5. Värdering av vilken lösning som är bäst (värdering)
6. Val av lösning eller iteration

Steg 1 till 5 återges i respektive avsnitt nedan (2.3 –2.7).

## 2.3 Problembeskrivning

Hur ett problem beskrivs och ramas in är viktigt eftersom det i hög grad påverkar vilken lösning som sedan framstår som den bästa. Exempelvis, en teknisk problembeskrivning indikerar att det handlar om att ta fram den bästa ingenjörstekniska lösningen, en socioteknisk problembeskrivning inkluderar samhället och sammanhanget där tekniken används och ett etiskt perspektiv kan inkludera rättvisa, empati och känslor.

### 2.3.1 Ett mjukt och/eller hårt problem?

Enligt Lundgren (2006) är valet av problemformulering i hög grad en politisk fråga och utgör en del av den pågående intressekampen och striden om makten i samhället. I denna strid är de avgörande frågorna vad som ska räknas som problem, för vem det är ett problem, vad som ska göras, vem som ska göra det, och vem som ska betala. Den som har inflyttande över hur problemet formuleras har också makt över problemets fortsatta utveckling. I demokratiska samhällen bör problemformuleringen förhandlas fram av olika representanter. Lundgren (2006) ger följande exempel på olika roller som samverkar: kemister (identifiering av ämnen), biologer (är ämnet farligt?), byråkrater och politiker (krävs någon åtgärd?), samt samhällsvetare och journalister som har en granskande roll. De två första parterna utreder fakta (hur *är/mår* miljön) och de två senare parterna utreder också värdefrågor (hur *bör* miljön vara?).

Forskning har visat att människor förlitar sig på känslor när risker värderas. I litteraturen diskuteras huruvida känslor krävs eller bör vägleda beslut gällande risk. Rationalister skulle hävda att känslor är irrationella. Subjektivister däremot skulle hävda att känslor, även om de är subjektiva, bör ingå i beslutsprocessen eftersom de visar på våra preferenser. Roeser (2006) tar, i kontrast till rationalisten och subjektivisten ovan ett kognitivt perspektiv där känslor är oundgängliga för att kunna fatta rationella praktiska beslut. Enligt Roeser är känslor en oundgänglig normativ kompass för moralisk kunskap om hur vi bör bedöma teknologiska risker. För att kunna ha moralisk kunskap behöver vi kunna sätta oss in i olika livssituationer och föreställa oss hur de skulle kännas. Både det subjektiva eller intuitiva och det rationella tänkandet kan tänkas behövas för att fatta verkligt *rationella* beslut (Roeser, 2006).

Enligt Bornemark (2018) vilar förnuft på två pelare; ratio och intellectus. Ratiot är den del av förnuftet som till vardags hanterar det som sinnena ger. Med hjälp av begrepp och kategorier skapa ratiot en ordnad värld att leva i. Genom en begreppslik och generaliserande förståelse får varje föremål eller händelse tydliga gränser och kan definieras. På så sätt skapas tydliga enheter som kan mätas. Men verkligheten uttöms inte av detta kategoriserande och räknande. Till exempel är varje individ unik och vi kan aldrig fullt ut mäta det minsta och största. Ratiot skapar en värld men riskerar också ständigt att fixera denna värld. Därmed behövs en öppenhet mot ett icke-vetande. Detta är intellectus uppgift, att fånga upp *vad* som är viktigt (att identifiera *vadheter*). Bornemark (2018) menar att vi lever i ett s.k. 'ratiofierat' samhälle där mätbarhet premieras, ibland på bekostnad av reflektion, vilket kan leda till ett stelnde ratio. Ratiots övertro på sina egna kategorier, och oförmåga att se möjligheten till andra kategorier innebär att det tenderar att bli dogmatiskt och bär inom sig risken för fundamentalism. Detta kan leda till stelnde kategorier som till slut inte passar in i den värld vi lever i.

En annan bristvara i ett ratiofierat system är omdöme och professionalism. Många myndigheter styrs med en managementbyråkratisk (Engelska: New Public Management, NPM) inspirerande styrning vilket resulterar i detaljstyrning och bristande tillit (Fransson & Quist, 2018). En av regeringen tillsatt *Tillitsdelegation* undersöker sedan 2016 hur trenden kan vändas. Sedan länge är det väl utrett av forskare att detaljstyrning inte fungerar. Bättre resultat kan uppnås med professionalism; ett mer självstört och kunskapsbaserat beslutsfattande av medarbetare med gemensam värdegrund och utbildning. Att återprofessionalisera verksamheter som har detaljstyrts tar dock tid: "Det var som att öppna dörren till en fågelbur: fågeln satt kvar utan att flyga ut. Längre utforskades verkligheten från burens insida. Vad stod det egentligen i lagtexten? [...] Men allteftersom de professionella samtalen fick verka ökade fågelns vilja att prova sina vingar." (sid 4, Fransson & Quist, 2018). Professionalismens friare tyglar är oförenliga med managementbyråkratins idé om att ett enda bästa arbetssätt kan identifieras och tillämpas i standardiserad form överallt och alltid.

Bornemark (2018) lyfter som exempel begreppen effektivitet, produktion och tillväxt. Kanske grundar sig dessa begrepp på *vadheter* (vad som är viktigt) som måste tänkas om i grunden idag – av såväl miljömässiga skäl som folkhälsoskäl? Frågan är om vi förmår rikta blicken på andra *vadheter*. Ratiosamhället är farligt i sin bristande förståelse av intellectus, vilket innebär att det tar död på sig själv genom sin oförmåga att stå i kontakt med det föränderliga livet.

### 2.3.1.1 Ett systemperspektiv

Den dominerande ingenjörsvetenskapliga metoden karaktäriseras av reduktion (eng. 'reduktionism'), repeterbarhet och refutation (eng. 'refutation'). Från den verkliga världens komplexitet delas större system in i mindre komponenter (reduktion) som gör en repeterbar analys i laboratoriemiljö möjlig. Experimentens resultat valideras genom repetition där kunskap byggs upp genom att motbevisa (refutation) hypoteser. Denna vetenskapliga metod har visat sig vara väl lämpad att lösa en mängd problem. För att beskriva komplexitet eller sociala fenomen i verkligheten har dock metoden visat sig fungera mindre bra. En anledning är att helheten ibland har egenskaper som inte kan förstås genom att analysera systemets komponenter. Ett exempel är kroppens organ som inte kan förstås enbart genom att analysera dess celler. Ett annat exempel är klimateffekter och dess beroende av sociala trender och fenomen.

Därför har den ingenjörsvetenskapliga metoden på senare tid kompletterats med ett systemperspektiv. Checkland (1999) gör en distinktion mellan hård och mjuk systemteori. Hård systemteori fungerar väl med en relativt tydlig problem- och målbeskrivning. Uppgiften för system-ingenjören är att designa systemet så att målen uppfylls. Ett exempel kan vara teknisk infrastruktur eller ett akademiskt avgränsat problem. Ett hårt systemperspektiv fungerar på väldefinierade problem såsom att vinstoptimera en kemiindustri. Mjuk systemteori är utvecklad för problem som är svårdefinierade eller när flera mål står i konflikt. Det kan handla om att utforska vaga situationer som upplevs som problematiska. Ett exempel på ett mjukt problem är hur en mänsklig välfärd ska kunna tillgodoses med begränsade resurser. Ett mjukt systemperspektiv kan bidra till att bättre förstå situationen och handla på ett meningsfullt sätt bortom bristfälliga eller kortsiktiga mål genom kontinuerligt lärande.

Hård systemteori utgår ofta från en teknisk världsbild som tas för given. Inom mjuk systemteori är själva världsbilden ifrågasatt, dock inte helt relativiserad, och kan mycket väl komma att ändras, exempelvis från en teknisk världsbild till en politisk världsbild, om det bättre kan beskriva problemet, nå lösningar, och skapa mening. Flera förändringar på senare tid utmanar vår världsbild. I och med den industriella revolutionen och informationsrevolutionen måste fler och fler problem ses som globala snarare än lokala. Världen blir alltmer en *global by* där vi bör se oss som *besättningen på rymdfartyget jorden* (Checkland, 1999). Samtidigt menar Checkland (1999) att världsbilden är hårt rotad hos människan och att det är svårt att förändra den.

Säkerhet i en allt mer sammankopplad och komplex värld är en stor utmaning och kräver ett vidare systemperspektiv och ett ständigt ifrågasättande av nuvarande begrepp och praxis. Ett systemperspektiv kan bidra med ett bredare perspektiv,

beroende på valet av systemgränser. En flygplansolycka kan, ur ett snävare perspektiv, ansetts ha orsakats av en defekt mutter, men ur ett vidare perspektiv inses att vanligt arbete långsamt tillåtits förlänga underhållsintervallen. Små justeringar av underhållsplanen har lett till en ökad effektivitet och en marginellt liten säkerhetsförändring. Fast över lång tid (tiotals år) kan underhållsintervallet ha ökat från 350 flygtimmar till 2550 flygtimmar. Systemet i sin helhet tilläts långsamt driva mot större risker (Dekker, 2011). Med flygplanets fysiska utformning som systemgräns är den defekta muttern problemet. Med organisationen som systemgräns är underhållsplanerna problemet. En yttre systemgräns skulle kunna vara flygbranschen som är hårt konkurrensutsatt och där flygbolagen tvingas hålla kostnaderna nere för att överleva, vilket kan få konsekvenser på säkerheten.

### 2.3.1.2 Post-normal vetenskap

Funtowicz och Ravetz (1992) argumenterar för att beslut under stora osäkerheter och där stora värden sätts på spel ges en för snäv inramning och lösning av befintlig vetenskap och professioner. De menar istället att sådana problem bäst löses genom vad de kallar post-normal vetenskap (eng. "post-normal science") som är en mer demokratisk form av problemlösande där varje individ är legitim att bidra till problemets lösning, dvs. problemet ges en bredare inramning, se Figur 1. De menar att detta krävs för att kunna lösa flera konflikter idag gällande teknologiska risker och dess långtgående konsekvenser för människor och miljö. På samma sätt som flera människor idag kan läsa, skriva, rösta och engagera sig politiskt bör de också kunna bidra till problemlösande gällande teknologiska risker som idag är reserverat för en viss typ av utbildning, metod eller profession.



Figur 1 Tre typer av beslutslösningstrategier (Funtowicz & Ravetz, 1992).

### 2.3.2 Komplexitet, osäkerhet och tvetydighet

Klinke och Renn (2002) skiljer på tre utmaningar för riskhantering: komplexitet, osäkerhet och tvetydighet. Med komplexitet avses svårigheter att identifiera kausala länkar mellan orsak och konsekvens, exempelvis på grund av en lång tidsfördröjning mellan orsak och effekt. Komplexiteten kan minskas genom vetenskapliga studier och djupare analys som klargör de kausala sambanden. Samtidigt går det inte att förutspå precis alla kausala länkar som kan inträffa i komplexa system. Det är väldigt svårt, om inte omöjligt, att förstå vilka konsekvenser som kan uppstå utifrån olika faktorerers samverkan. Det är då inte tillräckligt att identifiera orsak-verkan-förlopp. För att göra komplexa system säkra, anser Hollnagel (2011) att vi behöver vara resilienta, dvs. ha förmågan att hantera oväntade situationer (variation).

Med osäkerhet menas att en starkare prediktering inte går att göra på grund av statistisk variation eller kunskapsbegränsningar. Osäkerhet kan påverka tilltron till beräknade riskmått. För att hantera riskhanteringsfrågor gällande osäkerhet förordar Klinke och Renn (2002) därför en bredare analys som inkluderar intressenters oro och farhågor (som kanske inte i första hand handlar om den beräknade risken), och socio-ekonomiska utvärderingar. Ett exempel på tillvägagångssätt för att möta den här typen av osäkerhet inom riskhantering är försiktighetsprincipen. Målet med riskhantering under osäkerhet är att finna en balans mellan för lite och för mycket försiktighet. Farokriterier som kan belysa viktiga försiktighetsaspekter är oåterkallelighet ('irreversibility') och tillgänglighet ('ubiquity').

Tvetydighet handlar om att olika intressenter kan göra olika legitima tolkningar från samma data eller evidens. Många riskbeslut är kontroversiella. Även om en stor mängd studier har klarlagt sambanden så kan resultaten fortfarande tolkas olika. Ett exempel är mat som innehåller små rester av bekämpningsmedel, vilket tolkas av flera experter som mycket små risker. Trots detta förespråkar många tuffare krav för att begränsa användandet av bekämpningsmedel. Medborgardialog med mål att synliggöra värdekonflikter och att nå breda överenskommelser är den strategi som Klinke och Renn (2002) förordar för att hantera tvetydighet. Frågor om livsstil, rättvisa, miljö och teknologi spelar en stor roll i dessa debatter. Exempelvis menar Johansson (2018) att Kemikalieinspektionen och Läkemedelsverket, utifrån Giftfri miljö målet, är osäkra eller kritiska till att använda avloppsslam som gödsel på åkermark, medan Naturvårdsverket, utifrån ett återvinningsperspektiv, är positiva. Denna tvetydighet hos svenska myndigheter bidrar till att kommuner får välja vilken tolkning de fattar sina beslut utifrån. Flertalet kommuner är positiva, men många kommuner, främst i söder, är negativa till att använda avloppsslam som gödsel (Johansson, 2018). Detta visar på att ett problem är att det saknas en tydlig policy på nationell nivå. Rimligtvis minskar en tydlig policy chanserna för att frågan ska hanteras lokalt på en kommunal nivå. Danmark har ingen egen myndighet för

kemikalier, istället har Danska naturvårdsverket en roll som motsvarar Svenska Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen. Detta har gett en mer konsistent kommunikation och policy gällande återvinning av avfall.

Det är dock fel att tro att tvetydighet alltid ska minimeras. Minskad tvetydighet riskerar att dölja konflikter eller förenkla komplexa samband så att de stämmer dåligt med verkligheten. En ökad nivå av tvetydighet i positiv bemärkelse sker när okunnighet, avvikelser och detaljer synliggörs (Weick, 2015).

Deltagandeprocesser är viktiga för alla tre utmaningar ovan, men med olika fokus. Det viktiga är enligt Klinken och Renn (2002) att både uppnå en process med önskat deltagande (legitimitet) samt en god utkomst (resultat).

## 2.4 Specifiering av mål

### 2.4.1 Val av mål

Hammond med flera (1999) liknar framtagningen av bra mål med att skala en lök. Enligt ett japanskt ordspråk ska frågan ”varför” ställas fem gånger för att riktigt förstå något. För varje ”varför?” skalas ett lager av löken bort och tills vi närmar oss lökens och målets kärna. I Figur 2 visar ett exempel på en varför-analys av målet med återvinning.

*Varför vill Sveriges regering återvinna?*

-För att de vill ha en resurseffektiv och cirkulär ekonomi.

*Varför vill de ha en resurseffektiv och cirkulär ekonomi?*

-För att minska behovet av begränsade råvaror och dess energikrävande utvinning.

*Varför vill de minska behovet av begränsade råvaror och dess energikrävande utvinning?*

-För att främja en långsiktigt hållbar utveckling för framtida generationer (dvs. god hälsa, miljö och näring)

*Varför vill de värna om framtida generationer?*

-Det bara är så, detta är ett grundläggande mål.

**Figur 2** Ett exempel på en *varför-analys* av målet med återvinning.

#### 2.4.2 Val av tidsperspektiv

Detta avsnitt handlar om kopplingen mellan mål och den tidshorisont som väljs, och hur det påverkar beslutet. Taebis och Kloosterman (2008) har, ur ett etiskt perspektiv, undersökt om kärnbränsle ska återvinnas eller inte. Genom en sluten kärnenergicykel återanvänds kärnavfallet vilket minskar mängden uran som behöver brytas samtidigt som mängden slutavfall reduceras och sönderfaller inom 1000 år till ofarliga strålningsnivåer. Med dagens öppna linjära cykel är kärnavfallet radioaktivt under 200 000 år. Taebis och Kloosterman (2008) analyserar frågan utifrån tre värden: hållbarhet, hälsa och säkerhet. För återvinning av kärnavfall kan problemet i stort reduceras till en avvägning mellan nutida och framtida generationer. En sluten cykel har större risker idag men troligtvis (tillämpas ännu inte i större skala) lägre risker på lång sikt. En öppen cykel har lägre risker idag och troligtvis större risker för framtida generationer. Enligt Brundtlands FN-definition från 1987 ska fördelar och risker delas rättvist mellan generationer. En öppen cykel innebär därmed skyldigheter att reducera framtida risker och att lämna över avfallshanteringen på ett juste sätt till framtida generationer. En sluten cykel är i linje med långsiktig hållbarhet med intentionen att minska riskerna för framtida generationer, dock behöver en riskökning accepteras för nutida generation. Riskbeslutet påverkas således av tidsperspektivet och hur vi balanserar risken för nutida generation kontra framtida generationer.

#### 2.4.3 Att definiera risk

Det finns många definitioner av risk<sup>4</sup>, men valet av definition innebär ofta en värdering och är därmed kontroversiellt. Risker handlar om hot mot önskvärda utfall som vi värderar positivt. Att definiera något som en risk är en övning i att fokusera tänkandet på vad vi värderar. Att definiera risker betyder att dessa önskvärda utfall specificeras tillräckligt tydligt för att vi ska kunna välja mellan dem. För vissa utfall finns allmänt accepterade måttstockar, exempelvis årliga antal dödsfall. Detta liksom många andra utfall innehåller två dimensioner. Dels det mätbara antalet och dels värderingen av hur illa (oönskat) det till exempel är med X antal dödsfall. Det betyder att även när vi har tillgång till något mätbart som antal dödsfall, så kommer vi ändå inte undan den värderande dimensionen. För andra utfall kan själva idén om en måttstock vara kontroversiell. Risk kan också svara mot *sannolikheten* för skada. Inom ingenjörsvetenskapen brukar risk ses som en kombination av konsekvens och sannolikhet, vilken då kan uttryckas som förväntad konsekvens, ett mått som ekonomer ofta använder sig av i kostnad-nyttö analys.

---

<sup>4</sup> Se till exempel Society for Risk Analysis (SRA) samlade förslag med sju definitioner: <https://www.sra.org/sites/default/files/pdf/SRA%20Glossary%20-%20FINAL.pdf> [Nedladdad 2019-05-21]

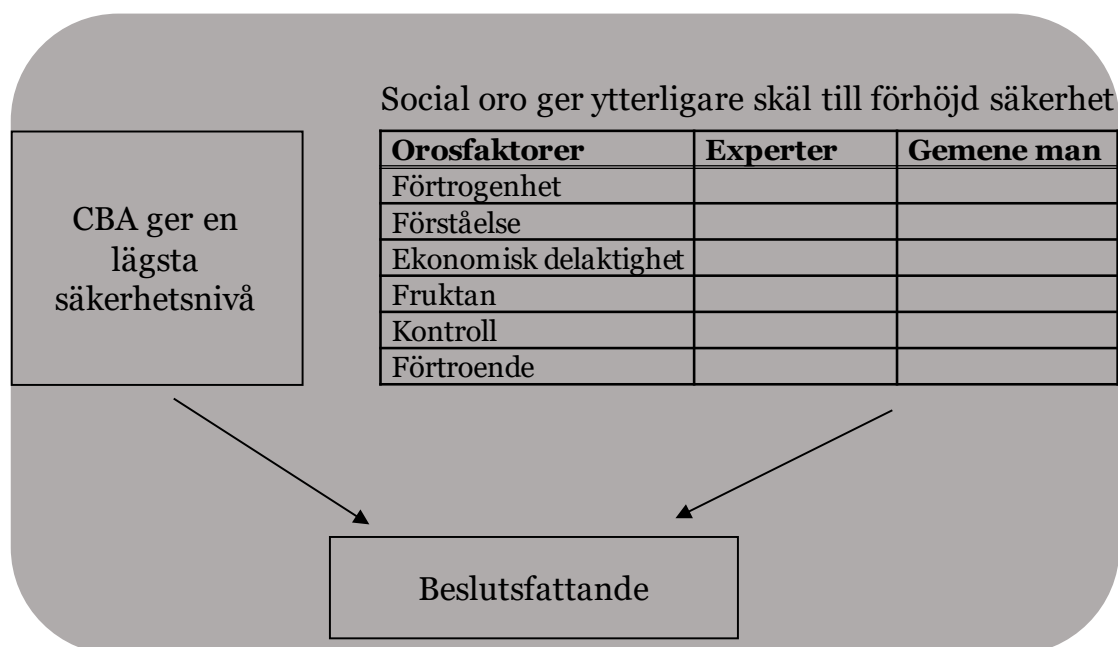
Riskmått normeras ofta också i förhållande till någon lämplig exponeringsenhet, exempelvis per personkilometer, per arbetad timma, eller per producerat ton. Man bör då ha klart för sig att detta mått i viss utsträckning bestämmer hur man tar hänsyn till risker vid beslut. Riskmålet bör därför vara relaterat till den beslutssituation det är fråga om. Om man som individ ska välja mellan olika trafikmedel för en resa bör man ta hänsyn till hela förflyttningen från start till mål, och man bör ta hänsyn till risken under hela resan (Holmgren & Thedéen, 2003). Till exempel behöver man vid en flygresa ta hänsyn till transporten till och från flygplatsen. Mer komplexa risker kan fångas med ett antal indikatorer, exempelvis sunda ekosystem som skulle kunna representeras av hälsan hos nyckelarter. Risker kan också beskrivas kvalitativt, till exempel i ord, de är inte begränsade till det som är mätbart. I boken "Det omätbaras renässans" (Bornemark, 2018) framhålls att viktiga aspekter kan missas vid en begränsning till det mätbara.

Upplevelsen av risk är mångfacetterad, därför ser Slovic (2001) riskhantering som ett spel. Först måste beslutsfattare, allmänhet och intressenter komma överens om spelreglerna; hur ska målen analyseras och mätas och vilka riskmått ska användas? Att definiera risk är ett maktutövande som kommer att påverka hur risken analyseras och bedöms (Slovic, 1999). Därmed följer att identifiera och beskriva risker är ett politiskt företag som uttrycker värden om vad som är viktigt för ett visst beslut. Dessa värden beror på vem som är beslutsfattare, vilken teknologi det handlar om, eller hur problemet ramas in (Fischhoff et al., 1984). Genom att definiera något som en risk ramas ett speciellt händelseförlopp in. Hur risken ramas in styr i stor utsträckning hur den hanteras och är i grunden en demokratiskt och politisk fråga som innefattar både kunskap och makt. Varje inramning av en risk är ett val bland flera alternativa inramningar, varför varje inramning kan ifrågasättas. (Hermansson, 2009).

Enligt Slovic (2001) krävs ett bredare angreppssätt inte minst i fall med en stor osäkerhet eller för kontroversiella risker där experter och icke-experters har delade meningar om riskens allvarlighet. Inom till exempel kärnkraft har mycket resurser lagts på att förbättra kvantitativa riskskattningar, vilket dock inte har lugnat en oroad allmänhet. Istället lyfter Slovic (2001) fram medborgardialog och tillit som de viktigaste framgångsfaktorerna för kontroversiella risker.

Att upplevelsen av risk skiljer sig från kvantitativa riskbedömningar ska inte tolkas som att vi måste välja. Tvärtom behövs allmänhetens vishet för att bestämma spelreglerna för hur riskbedömningsprocessen ska utformas och vilka andra viktiga faktorer som ska vägas in. Likaså bidrar riskanalys med en kvantitativ bedömning av riskens storlek. Risker måste sedan värderas och kan hanteras i en deltagarmodell där allmänhetens och beslutsfattarens oro, prioriteringar och värderingar vägs in (Renn, 1998a).

En inkluderande metod för att identifiera och beskriva risker har använts av amerikanska naturvårdsverket och brittiska finansdepartementet. Metoden fokuserar på att engagera medborgare i eftertänksamma samtal. Metoden utgår ifrån en kostnad-nytto-analys (CBA) som ger en lägsta nivå motsvarande den förväntade riskens kostnad. Samhället bör vara villiga att betala minst lika mycket för förebyggande åtgärder. Utifrån sex faktorer härleds sedan samhällets oro för två grupper: experter och gemene man och sedan tas ett beslut om eventuellt ytterligare förebyggande resurser, se Figur 3.



Figur 3 Ramverk för att uppskatta känslor av oro (Fischhoff & Kadvany, 2011).

För att summera; för att kunna fatta beslut gällande risker behöver den naturalistiska definition av risk (det mätbara) kompletteras med en beskrivande, normativ, värderande och vägledande del. De mätbara riskernas användbarhet beror inte bara på hur väl vi kan besvara de frågor vi ställer utan också på om de frågor vi ställer är de rätta (Möller, 2012).

## 2.5 Lösningalternativ

Eftersom inget beslut blir bättre än det bästa lösningalternativet förstås att detta också är ett viktigt beslutssteg. Enligt Hammond m. fl. (1999) ska ett s.k. status quo alternativ, eller referensalternativ, definieras som en sund referensram att värdera andra alternativ mot. Normalt utgörs status quo-alternativet till att börja med av ”gör ingenting”. När en bättre lösning har identifierats kan denna lösning utgöra status

quo i jakten på än bättre alternativ. Lösningen påverkas av långsiktiga mål, vad som är möjligt utifrån lagar och regler, samt den eller de säkerhetsprinciper som ligger till grund för framtagningen av alternativ.

### 2.5.1 Långsiktig målstyrning

Giftfri miljömålet har kritiserats för att vara utopiskt (utifrån en bokstavlig tolkning) och orealistiskt (utifrån en tolkning att hälsa och den biologiska mångfalden inte hotas av ämnen och metaller som skapats eller utvunnits av samhället), givet hur verkligheten ser ut (Lundgren, 2006). Lundgren ser sådana visionära mål som ett illusionsmakeri. Det är i politiken vanligt med överbud och löften som man inte kan hålla. Det leder erfarenhetsmässigt till reträtter. Samtidigt ökar det glappet mellan retoriken och praktiken i samhället, vilket försvårar förvaltningen (Lundgren, 2006).

Ett annat långsiktigt mål, Nollvision inom vägtrafik lyfter fram att systemet, i första hand, ska besitta en inbyggd säkerhet och, i andra hand, vara förlåtande vid fel. Detta är två aspekter som inte nödvändigtvis ingår i en riskanalys. Nollvisionen har sedan lanseringen under 90-talet fått ett stort genomslag världen över och ses av vissa som en innovation inom säkerhetsområdet (Belin et al., 2012, Whitelegg & Haq, 2006). Utgångspunkten är att det, ur ett etiskt perspektiv, är fel att så många omkommer och skadas i trafikolyckor. Vägsäkerhet karaktäriseras av (Tingvall, 1997):

- Den stora mängden fel som begås.
- Resultaterande kroppsväld vid olyckor i relation till det våld som kroppen normalt tål.
- Kvaliteten och tillgängligheten hos blåljusorganisationer och sjukvård.

Tidigare säkerhetsarbete inom vägtrafikområdet var inriktat på att anpassa människan till systemet. Nollvisionen flyttar fokus från den felande människan till ett delat ansvar hos alla de som designar vägsystemen. Systemdesigner är alla de aktörer som i sin profession påverkar funktionen eller designen av vägsystemet, exempelvis fordonstillverkare, vägassistans och de som jobbar med vägutformning, vägkonstruktion och säkerhetssystem. Nollvisionen fokuserar alltså istället på att anpassa systemet till människan. Till skillnad från många andra säkerhetsstrategier ämnade till att minimera antalet skadehändelser ämnar nollvisionen att minimera antalet dödsfall och allvarligt skadade. Systemet får fela (människan är felbar), men det ska inte leda till allvarligt skadade eller dödade. Vägtrafikanter förväntas ibland fela av misstag men de förväntas inte bryta mot trafikregler med vilja. Den mänskliga kroppen ska inte vid misstag utsättas för krafter som leder till allvarliga skador. Därmed måste hastigheten anpassas till oskyddade trafikanter eller frontalkrockar, om inte dessa kan byggas bort genom separata gång- och cykelvägar eller enkelriktade vägar. I första hand ska vägsystemet ha en inneboende säkerhet, dvs. det ska inte kunna fela. I andra hand ska vägsystemet fela på ett säkert sätt, dvs. på ett sätt så att kroppsväldet inte leder till dödsfall eller allvarliga skador. Förutom

de teoretiska och etiska motiven bakom nollvisionen kan visioner skapa den aktivitet och energi som krävs för att få till samhällsförändringar, i detta fall mot ett säkert trafiksystem (Tingvall & Haworth, 1999, Tingvall, 1997). Kritik mot nollvisionen framför att visionen, genom den stora uppslutning och politiska acceptansen, tar bort en sund samhällsdebatt (Andersson & Pettersson, 2008), att den ger en falsk bild av absolut säkerhet. Eller att visionen ur ett ekonomiskt perspektiv, om man verkligen försöker nå den (noll döda, en minskning med några hundra), kräver stora mängder resurser som måste tas från andra viktiga samhällsfunktioner. Detta, visar Elvik (1999), leder till långt fler dödsfall (tusentals) totalt sett inom samhället, till exempel om sjukvården får mindre resurser på grund av satsningar inom trafikområdet

### 2.5.2 Lagar och reglering

Regler kan vara mer preskriptiva (föreskrivande) eller lösningsorienterade, även kallade funktionsbaserade. Johansson (2018) ger ett illustrativt exempel i form av en jämförelse mellan svenska och danska/flamländska regler för användning av bottenaska som konstruktionsmaterial. Sverige ställer hårdare krav på totalhalten av föroreningar i askan, vilket kraftigt minskar mängden avfall som kan användas (ett preskriptivt krav). Danmark och Flandern ställer istället striktare krav på risken för människor och miljö från konstruktionen, dvs. funktionsbaserat, vilket ökar mängden material som kan användas, givet att lösningen inte lakar mer än tillåtet (Johansson, 2018). Under de senaste decennierna har en trend inom ingenjörsområden såsom bygg och brandsäkerhet varit att övergå till mer funktionsbaserade regler (IRCC, 2010, BBR26, 2018, BBRAD3, 2018).

### 2.5.3 Ingenjörsteorier om risk och säkerhet

Sedan 1800-talet har ingenjörer inom olika ingenjörsgrenar specialiserat sig på säkerhet. Detta har lett till en stor mängd principer och metoder för att uppnå säkerhet inom många olika fält. Möller och Hansson (2008) grupperar in dessa i fyra olika säkerhetslösningar: #1 inneboende säkerhet, #2 säkerhetsfaktor, #3 fel-säker design och #4 regler och anvisningar.

Inneboende säkerhet (#1) bygger på att faran tas bort, eller byggs bort, istället för att hanteras. Ett exempel är att byta ut en farlig kemikalie mot en mindre farlig (substitutionsprincipen).

Genom en säkerhetsfaktor (#2) tas höjd i designen, till exempel med en faktor 2, för oförutsedda laster eller materialförsvagningar. Exempelvis kan en bro designas att hantera två gånger den maximalt avsedda lasten. Säkerhetsfaktorer är ett deterministiskt sätt att ta hänsyn till naturlig variation, något som kvantitativa riskanalyser försöker uppskatta probabilistiskt med större precision.

En fel-säker design (#3) kan antingen bygga på att systemet inte kan fela (eng. "safe fail", vilket mer liknar inneboende säkerhet ovan), eller att systemet om det felar, felar säkert (eng. "fail-safe"). Ett exempel kan vara ett enkelriktat vägtunnelrör med ventilation längs körriktningen. Om systemet felar genom en brand i fordon som stannar i tunneln så kommer fordon nedströms branden att kunna köra ut samtidigt som fordon uppströms branden inte hotas av röken. Multipla säkerhetsbarriärer är ett annat sätt att uppnå en felsäker design. som bygger på erfarenheten att enstaka åtgärder kan fela och principen att flera åtgärder av olika slag ger en högre säkerhet. Denna metod har tillämpats sedan urminnes tid i befästningar. Om fienden tar sig igenom den yttre muren finns det en möjlighet att hejda anfallet vid den inre muren. Lager av barriärer används flitigt inom process- och kärnkraftsindustrin. För att ett radioaktivt ämne ska släppas ut krävs att fler oberoende barriärer ska fela samtidigt. En barriär kan antingen vara förebyggande (minskar sannolikheten) eller skyddande (minskar konsekvensen). En barriär kan vara passiv eller aktiv. En aktiv barriär måste aktiveras, exempelvis ett sprinklersystem, för att fungera, en passiv barriär kan exempelvis vara en inneslutning.

Genom regler, standarder och anvisningar (#4) kan en viss lägsta nivå och enhetlighet uppnås i den dagliga verksamheten vilket därmed bör leda till ett bättre resultat och en bättre säkerhet.

#### 2.5.4 Lösningsstrategier inom miljöskydd

Miljöföroreningar har historiskt sett hanterats utifrån huvudprinciperna *koncentrera och lagra* eller *späd ut och sprid*. Utifrån ett gränsbaserat skadeperspektiv med kritiska föroreningsnivåer framstår *späd ut och sprid* som en rimlig princip givet att den totala mängden förorening över tid inte överskrider uppsatta nivåer. Med ett stokastiskt skadeperspektiv kan inte säkra nivåer fastställas. Risken för skada är då till sin natur stokastisk så länge föroreningen existerar, då verkar principen *koncentrera och lagra* mer rimlig. Stokastisk skada anses vara proportionell mot dosen från en viss källa som därmed kan bedömas separat. För stokastiska skador får eventuella gränsvärden en annan betydelse, det handlar inte om en ofarlig respektive farlig nivå, utan om att optimera skyddet. En ackumulering av utsläpp där globala nivåer närmar sig eller överskrider uppsatta gränsvärden leder till att utsläpp helst elimineras genom inbyggd säkerhet eller substitution, oberoende av (gränsbaserat eller stokastiskt) skadeperspektiv (Riskkollegiet, 1992). Det bör här också nämnas att det finns de som framhåller att en säker nivå för stokastiska risker visst kan fastställas. Hrudey och Krewski (1995) gjorde ett tankeexperiment där hela världen utsattes för den lägsta koncentrationen (1 molekyl) av det farligaste kända cancerogena ämnet. Detta skulle med största sannolikhet inte leda till ett enda dödsfall vilket de hävdar måste anses vara en säker exponering (Hrudey & Krewski, 1995).

Generellt främjar principen *späd ut och sprid* återvinningen av avfall medan principen *koncentrera och lagra* snarare främjar deponi. Dock kan de båda principerna i viss mån sammanfalla genom återvinning av avfall där avfallet *sprids* till en större mängd verksamhetsanläggningar men innesluts (*lagras*) så att spridningen till kringliggande miljö minimeras, givet att mängden avfall på varje plats är mycket mindre än för en genomsnittlig deponi.

## 2.6 Fakta-analys av de olika lösningsalternativen

Fakta-analysen är starkt kopplad till de mål som ställs upp, det är dessa som behöver analyseras. Analysen beror också av de lösningsalternativ som genereras. För att sedan kunna värdera alternativen och identifiera det bästa alternativet utifrån tillgänglig fakta gäller det främst att analysera de skillnader som finns mellan de olika alternativen, exempelvis mellan olika sätt att återvinna och alternativet att inte återvinna. Metoder kan exempelvis vara en miljöriskanalys som utvärderar målet Giftfri miljö, en livscykelanalys som utvärderar resurseffektivitet, och en etisk analys som utvärderar etiska aspekter såsom vem som drar fördel och vem som utsätts för risker.

Analysen är begränsad av resurser, den kunskap och de antaganden som de som utför analysen besitter. Därför är värdet av en analys bland annat beroende av hur väl man har förstått dess begränsningar (Fischhoff & Kadvaný, 2011). Riskanalys, till exempel, framställs ofta som objektiv, men innehåller både objektiva och subjektiva element som ur ett vetenskapligt perspektiv varken kan sägas vara ”rätt” eller ”fel”. Exempelvis kan risken presenteras och mätas på en mängd olika sätt som kan få risken att verka som stor eller liten, ökande eller minskande (till exempel om dödsrisk normeras per producerat ton eller per arbetare) (Fischhoff & Kadvaný, 2011).

## 2.7 Värdering av vilken lösning som är bäst

Framtaget beslutsunderlag behöver värderas för att kunna identifiera det *bästa* lösningsalternativet (Hermansson & Hansson, 2007). Enligt den skotske filosofen David Hume (1711-1776) kan vi inte härleda det som bör utifrån det som är (Hume, 1738). De flesta filosofer är överens om att vi inte kan härleda värdeutsagor (det som *bör*) från faktautsagor (det som *är*). Vi kan alltså inte utifrån enbart faktapåståenden härleda hur vi bör handla, till exempel om vi ska återvinna eller inte. En värdering är nödvändig. Detta ska dock inte tolkas som att fakta är oviktigt, tvärtom kan fakta vägleda våra värderingar och hur vi bör handla (Hansson, 2009). Ofta finns en osäkerhet kopplat till vilka värden som ska ligga till grund för beslutet. Denna osäkerhet blir än större när värden står i konflikt; hur ska avvägningen mellan värden göras? Sahlin (2012) föreslår att en mer generell beslutsmetod bör användas vid

betydande värde- och kunskaps-osäkerhet. En mer generell beslutsmetod innefattar en diskussion gällande värden och kunskap längs den iterativa beslutsprocessen.

Ett sätt att inkludera intressenter och medborgares värderingar är t.ex. genom multikriterieanalys (MCA), något som används inom miljöområdet i Norge och Nederländerna (Naturvårdsverket, 2006). Flermåls- eller multikriteriemetoder fångar också parametrar som inte låter sig uttryckas i riskmått eller monetära enheter, till exempel rättvisa eller upplevd säkerhet (Mattsson, 2000). Målet är sedan att kunna identifiera det sammantaget bästa alternativet givet alla ingående parametrar.

Risk- och säkerhetsbeslut utgår ofta från snävare metoder än MCA där uppsatta gränsvärden eller riskkriterier direkt avgör riskens accepterbarhet. Enligt den s.k. ALARP-principen (Engelska: 'As Low As Reasonably Possible') är en risk tillräckligt reducerad om den inte med praktiskt rimliga medel kan reduceras ytterligare (Manuele, 2010, Hermansson, 2009). Den vanligaste metoden för att avgöra detta är en kostnad-nytto-analys (CBA, Cost Benefit Analysis) (Hansson, 2011). Kostnaderna för skyddet måste då vara skäligt i förhållande till dess nytta. Vad som är praktiskt möjligt är en ingenjörifråga för aktuell verksamhet och vad som är rimligt är en samhällsekonomisk fråga (Hartford, 2009).

### 2.7.1 Uppfattning av risk

Risk framställs ofta inom ingenjörsvetenskapen som en naturalistisk storhet som kan mätas, till exempel genom det förväntade skadeutfallet. Med en sådan definition framstår det som att olika risker kan jämföras och att vi, om vi accepterar en större risk, också bör acceptera en mindre risk. Flera studier visar dock att människor värderar, upplever och har olika attityder till olika risker, vilket påverkar hur risken värderas. En utav de första ansatserna byggde på två olika samband, en för frivilliga risker och en för ofrivilliga risker som accepterades i proportion mot fördelarna. Fischhoff med flera (1978) undersökte flera faktorer påverkan på hur risken bedömdes. Studien visade inte på något entydigt resultat och flera möjliga modeller skulle kunna tas fram, till exempel kunde den upplevda risken förklaras enbart av konsekvensen ("severity of consequences"). Studien kunde konfirmera tidigare ansatser om ett samband mellan den upplevda fördelen från risken och dess acceptans. Men det står också klart att flera faktorer påverkar. En välanvänd förklaringsmodell reducerar faktorerna till två huvudgrupper (Slovic, 1987, Slovic, 2000):

1. *Faktor 1 belyser aspekter såsom hur kontrollerbar, fruktad, global, långlivad, och påtvingad risken är*
2. *Faktor 2 handlar om risker som upplevs som okända, nya, eller osynliga.*

DNA-teknik, kärnkraftverk, och miljöföroreningar hör till de risker som de flesta är riskaversiva mot (okända/svårberäknade och fruktade). För sådana risker är inte den beräknade risken det viktigaste för gemene man utan andra aspekter såsom tillit och dialog (Slovic, 2000).

Sjöberg (2000) menar att ”värdering av risk”-begreppet ovan missar den mer grundläggande aspekten att det främst är attityden till den riskfyllda aktiviteten som påverkar hur risken upplevs. Vi har olika attityder till olika aktiviteter och därmed kommer vi att bedöma risker och fördelar olika. Dessa attityder påverkas i sin tur av kön, inkomst, utbildning och politisk orientering. Generellt gäller att kvinnor, lågutbildade, och låginkomsttagare förespråkar tuffare regler och lägre risker. Det motsatta gäller som regel för män, välutbildade, och höginkomsttagare (Sjöberg, 2006). Det står klart att risker värderas utifrån en stor mängd faktorer som inte kan reduceras till någon enkel modell för riskacceptans, vilket visar på vikten av att inkludera en bred representation av allmänheten i riskbeslut (Renn, 1998a, Hermansson, 2010). Det finns en vishet i allmänhetens mångdimensionella riskbedömning, och en sundhet i demokratisk mångfald. Alternativen att styra enbart utifrån riskgillare eller riskogillare är enligt Sjöberg (2006) klart sämre.

### 2.7.2 Osäkerhet

I det här stycket redovisas hur osäkerhetsaspekten påverkar värderingen av fakta och vilket alternativ som är bäst. Riskanalysers osäkerhet är något som behöver beaktas vid beslut, speciellt om liten förändring i den beräknade risken skulle leda till ett annat beslut. Ett besluts känslighet eller stabilitet är en extra viktig parameter för långsiktiga och dyra beslut. Skulle beslutet bli ett annat vid en liten ändring i modell eller indata (Hansson, 1994)?

#### 2.7.2.1 Aleatorisk och epistemisk osäkerhet

Osäkerhet brukar delas in i aleatorisk och epistemisk osäkerhet. Den aleatoriska osäkerheten härrör från naturlig stokastisk variation i statistiska utfall. Den epistemiska osäkerheten relaterar till vår begränsade förståelse, kunskap och data. Den aleatoriska osäkerheten måste ses som central i kvantitativa riskanalyser. Men också den epistemiska osäkerheten är av stor vikt vid riskbeslut. För nya och okända risker är den epistemiska osäkerheten stor eftersom kunskapen är begränsad, vilket speglar hur människor uppfattar nya och okända risker samt förklarar varför försiktighetsprincipen har tagits fram (Möller et al., 2006).

För riskbeslut kan följande osäkerheter vara relevanta (Mattsson, 2000, Lauridsen et al., 2002, Morgan & Henrion, 1990, Riskkollegiet, 1998, Sahlin, 2012):

- Okända möjligheter, vilka konsekvenser känner vi inte till ännu (epistemisk)?
- Problemavgränsning, hur ska problemet avgränsas, och vem avgör (epistemisk)?
- Värdeosäkerhet, vilka fakta är relevanta, och hur ska fakta värderas (epistemisk)?
- Osäkerhet vid val av modell, vilken modell passar bäst (epistemisk)?
- Metodosäkerhet i vald modell, hur väl modelleras det fenomen som ska modelleras (aleatorisk och epistemisk)?
- Osäkerhet i ingående parametervärden (aleatorisk och epistemisk)?
- Utförandesäkerhet, människan är variabel och har begränsad kunskap (aleatorisk och epistemisk).

Inom riskområdet är ofta konsekvenserna av kända slag, exempelvis dödsfall, men sannolikheten svår att skatta och därmed den mer osäkra parametern. Inom miljösammanhang gäller det omvända; exponeringen kan skattas, men det kan vara svårt att ange konsekvensernas art och omfattning (Holmgren & Thedéen, 2003).

### 2.7.2.2 Hantering av osäkerhet

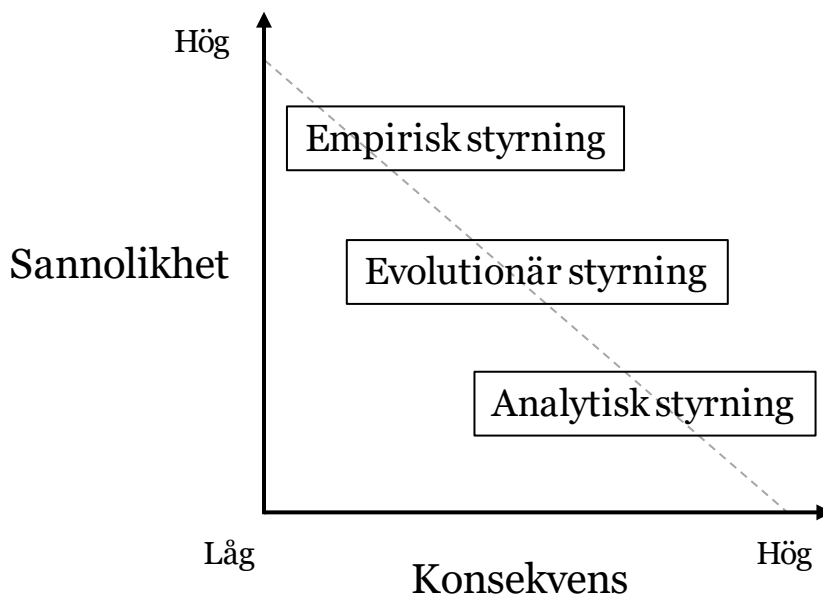
Enligt Morgan och Henrion (1990) är det främst den empiriska parameterosäkerheten som är lämpad att modelleras med hjälp av statistik eller sannolikhetsteori. Empiriska parametrar kan, åtminstone i teorin eller framtiden, mätas och kan sägas ha ett sant värde. Osäkerheten i andra parametrar kan analyseras genom att variera parametern inom rimliga gränser och notera hur känslig modellen eller beslutet är för variationen. Osäkerheter bör också beskrivas i ord.

Olika riskanalysmetoder tar hänsyn till osäkerhet i olika omfattning. Paté-Cornell delar in dem i sex nivåer (1996):

0. På nivå 0 görs bara en risk- eller faroidentifiering. Detta kan vara tillräckligt om en noll-risk tolerans eftersträvas. Här kan sägas att osäkerhet inte beaktas eller behöver beaktas, om beslutet är enkelt och lite står på spel.
1. På nivå 1 väljs ett värsta fall som dimensionerande scenario.
2. På nivå 2 väljs ett värsta troligt fall som dimensionerande scenario. I nummer 1. och 2. beaktas osäkerhet implicit genom det godtyckliga valet av dimensionerande scenario.
3. På nivå 3 används medelvärde eller motsvarande bästa uppskattning, ofta i en kostnad-nyttos analys. Den stokastiska data-osäkerheten fångas inte alls om inte en känslighetsanalys görs.
4. På nivå 4 görs en riskanalys där sannolikheten och konsekvensen för en diskret eller kontinuerlig mängd av relevanta scenarier analyseras. Detta ger en riskkurva, dvs. ett frekvens-konsekvens diagram (aleatorisk osäkerhet).
5. På nivå 5 används olika modeller och antaganden på nivå 4, vilket är ett försök att uppskatta metodosäkerheten ovan (epistemisk och aleatorisk osäkerhet).

Enligt Paté-Cornell (1996) har den amerikanska hanteringen av kemikalier och kärnkraft rört sig från nivå 0-2 ovan med mer gränsbaserade noll-risk mål mot nivå 3 eller 4 med ett större fokus på kostnad-nytta och kvantitativ riskanalys. Flera områden i Sverige, exempelvis brandsäkerhet i tunnlar (Häggström et al., 2016), strävar idag mot en riskhantering på nivå 4.

Ofta gäller att verksamheter där stora olyckor kan ske också är behäftade med små sannolikheter (och därmed större osäkerheter). Omvänt gäller att många frekventa olyckor ofta har mindre konsekvenser. Generellt hanteras risker i samhället olika utifrån verksamhetens olyckskaraktär, se Figur 4. Till exempel hanteras arbetsolyckor och trafikolyckor genom en empirisk (statistik/frekvens) styrning, flyg och järnvägsolyckor genom evolutionär systemutvecklingsstyrning utifrån inträffade olycksfall och kärnkraftsolyckor genom en analytisk styrning (QRA) som inte kan baseras på att dra lärdom från inträffade olyckor eftersom sådana inte får ske. Samtidigt har inträffade kärnkraftsolyckor lett till tuffare krav och stora säkerhetsinvesteringar. Uppmärksammade olyckor leder av politiska skäl ofta till åtgärder, dvs. en form av evolutionär styrning. Återvinning av avfall finns gissningsvis någonstans i mitten av Figur 4. Konsekvenserna är inte riktigt så stora som vid stora olycksfall, men inte heller så vanliga och accepterade som trafikolyckor.



Figur 4 Olika typer av säkerhetsstyrning beroende på olyckskaraktär (Davidsson et al., 2003).

Ett annat sätt att hantera osäkerheter är att använda sig av försäkringar. Exempelvis skulle det kunna finnas en försäkring för sanering av anläggningsprojekt i miljöer där

människor utsätts för totalt sett för höga halter eller om ett visst anläggningsprojekt lakar mer än förväntat.

Ytterligare ett sätt att hantera osäkerhet är försiktighetsprincipen som har fått en stark ställning i nationell och internationell miljö-lagstiftning (Ahteensuu & Sandin, 2012). Principen finns i en starkare och en svagare form. Den starkare bygger på att tidiga åtgärder vidtas för att förhindra miljö- och hälsoskador, även om inte alla effekter är vetenskapligt klarlagda<sup>5</sup>. Den svagare formen har formuleringen: vid hot om allvarlig eller irreversibel skada ska saknaden av vetenskapliga bevis inte användas för att fördröja kostnadseffektiva åtgärder<sup>6</sup>.

Som Hansson (2011) framhåller gör distinktionen mellan inomvetenskapliga (inom en vetenskap, t.ex. Fysik) och utomvetenskapliga (i samhället utanför vetenskapen, t.ex. när politiska beslut ska fattas) bevisbörda försiktighetsprincipen tämligen självklar. Alternativet att kräva samma bevisbörda för inomvetenskapliga och utomvetenskapliga situationer är orimligt. För inomvetenskapligt bruk bör en hög bevisbörda eftersträvas innan ny kunskap accepteras. Utomvetenskapliga beslut måste fattas löpande utifrån tillgänglig kunskap, och om denna visar på potentiella risker är ett försiktigt beslutsfattande rimligt.

Ett annat perspektiv på försiktighetsprincipen är att det främst inte är en princip som vägleder *hur* vi kan handla försiktigt. Snarare klargör principen vissa *omständigheter* som kräver försiktighet, exempelvis; när viktiga värden (såsom miljö och mänsklig hälsa) är på spel som systematiskt nedvärderas inom traditionellt beslutsfattande, eller när beslut kan leda till oåterkalleliga allvarliga konsekvenser (Persson, 2016).

### 2.7.2.3 Utförande-osäkerhet

Lauridsen et al. (2002, 2001b, 2001a) har studerat osäkerheten mellan professionella riskanalyser på nivå 4 ovan. Trots att alla fick samma bakgrundsinformation varierade både sannolikhets- och konsekvensskattningar signifikant (en till flera tiopotenser). Onekligen härrör en stor del av denna variation från utföraren, vilket Lauridsen et al. kallar utförandeosäkerhet. Utförandeosäkerheten kommer från alla steg i en riskanalys: systembeskrivning, systemavgränsning, faroidentifiering, modellval, val av data, modellering samt utförarens tidigare erfarenhet. Kvantitativa riskanalysresultat framstår som objektiva, men alla modeller bygger på olika antaganden, exempelvis val av konsekvens, identifiering och uppskattning av exponering, val av dos-respons-kurva och säkerhetsfaktorer för människor.

<sup>5</sup> 'Wingspread statement' från 1998, se (Ahteensuu och Sandin, 2012)

<sup>6</sup> 'Rio formulation' från 1992, se (Ahteensuu och Sandin, 2012)

### 2.7.3 Förväntad nytta

Inom beslutsteori är förväntad nytta huvudparadigmet för att hitta den bästa lösningen, under förutsättning att relevanta nyttor inkluderas i utvärderingen. Förväntad nytta har använts lika länge som sannolikheteasteori har funnits, sedan 1600-talet (Hansson, 1994). Förväntad nytta är ett vanligt begrepp inom ekonomi, läran om att hushålla med knappa resurser.

Att skilja mellan (subjektiv) nytta och (objektivt) pris var ett intellektuellt genombrott som gjordes av Daniel Bernouilli (1700-1782), när han försökte förstå varför människor både kunde spela om pengar och köpa försäkringar. Bernouilli tänkte sig att stora förluster stod för en oproportionerligt stor negativ nytta vilket gjorde att vi var villiga att betala en premie som är större än det förväntade värdet av en förlust. Omvänt kan människor värdera en spelvinst så högt (positiv nytta) att de är villiga att betala mer för chansen att vinna än den förväntade vinsten. Fischhoff och Watson (1984) visar på en metod där uppställda mål kan värderas i termer av subjektiv nytta för beslutsfattaren eller en intressent. Metoden bygger på att den förväntade nyttan (vetenskaplig ”objektiv” fakta i form av väntevärde) värderas med en vikt med avseende på hur viktigt målet anses vara.

Ren miljö är en kollektiv nyttighet. På en fri marknad är kollektiva nyttigheter problematiska. Ingen tenderar att vilja betala för kollektiva nyttor eftersom även de som inte betalar kan konsumera dem. Men när ingen betalar riskerar nyttigheten att utebli, vilket ur varje individs synpunkt är sämre jämfört med att var och en hade betalt sin del (det s.k. ”free-rider” problemet). Den grundläggande frågan är därmed enligt Peterson och Jensen (2006) att bestämma denna ”ekonomiskt optimala” nivå för miljöåtgärder så att alla får ta del av nyttigheter från en ren miljö. Enligt den ekonomiska analysen krävs då ett pris på hur mycket ren miljö är värd.

En ekonomisk avvägning av miljönytta kan göras utifrån rimlighetsavvägningen enligt 2 kap. § 7 i miljöbalken. Ända sedan Sveriges första miljölagstiftning 1969 har en ekonomisk avvägning funnits med för att inte belasta verksamhetsutövare och samhället med oskäligen kostnader. En verksamhets kostnader för skyddsåtgärder ska vägas mot de skador på miljön och hälsan som uppstår om åtgärderna inte vidtas. Trots den relativt långa perioden som en rimlighetsavvägning funnits är det inte klart hur en sådan avvägning ska göras. Vilka kostnader ska inkluderas och är det utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv, företagsekonomiskt perspektiv eller branschens förutsättningar som rimlighet ska avgöras (Pettersson, 2016)? I en senare rapport beställd av Naturvårdsverket (Nordzell et al., 2017) ges en vägledning och metodik för rimlighetsavvägningen. I ett första steg ska en samhällsekonomisk analys göras som visar om åtgärderna är samhällsekonomiskt motiverade. I ett andra steg ska en företagsekonomisk analys utföras ur ett branschperspektiv där det undersöks om

kostnaden är rimlig att ålägga branschen. I en slutlig rimlighetsavvägning vägs steg 1 och steg 2 ihop.

#### 2.7.4 Svåra avvägningar 1: Ej jämförbara värden

Prawitz (1980) framhåller att alla värden inte är jämförbara (dvs. de kan inte vägas mot varandra). Till exempel ett försäkringsbolag sätter värdet av att företaget överlever högre än en god affär. Därmed beräknar försäkringsbolaget den maximala möjliga förlusten och avstår affären (även om väntevärdet är positivt) om det skulle kunna innebära konkurs. På liknande sätt bör samhället inte äventyra sin framtid, dvs. undergång, även om väntevärdet skulle vara positivt. Prawitz (1980) menar därmed att man när man väger beslutsalternativ mot varandra bör tillämpa en lexikografisk värdeordning där man först fokuserar på de högre värdehierarkierna och först om de väger lika (exempelvis inga beslut leder till konkurs eller undergång), utvärderar lägre värdehierarkier.

#### 2.7.5 Svåra avvägningar 2: Olika skalor

Att sätta ett ”pris” på miljön är inte enkelt, men likväl är vi tvungna att fatta beslut där en ren miljö står i konflikt med andra mål som vi värnar om, beslutet blir knappast bättre av att underlåta jämföra olika alternativ mot varandra (även om det inte är självklart att jämförelsen måste ske i monetära termer). Genom en så god värdering som möjligt kan bättre beslut fattas. Enligt en studie från Naturvårdsverket (2006) upplevs det som svårt att göra kostnadsvärderingar av miljönytta inom området förorenad mark i Sverige. Man anser dock att processen, även om den upplevs som svår, driver åtgärdsutredningen framåt genom diskussionerna gällande hur nyttan ska värderas kontra kostnad. Ofta görs denna jämförelse genom att poängsätta olika för- och nackdelar.

En undersökningen från Naturvårdsverket (2006) visar att beslutsfattare inom miljöområdet upplever att de olika skalorna lokal-regional-global, se Tabell 1, är svåra att jämföra. Det är på en lokal nivå som målet Giftfri miljö beaktas genom miljöriskanalys och återvinning märks främst på en global nivå genom livscykelanalys (Naturvårdsverket, 2006). Resultatet från dessa två olika metoder är svåra att jämföra. Samtidigt står det klart att olika personer berörs. På lokalnivå är det människor som bor eller vistas i närområdet. På en global nivå omfattas alla människor i hela världen, till exempel genom climateffekter. Andra grupper som på olika sätt påverkas lokalt av återvinningsbeslut är boende i närheten av råvaruutvinning, deponier eller energiutvinningsanläggningar, dessa aspekter ingår dock inte enligt praxis i besluten för återvinning av avfall. Det är inom området förorenad mark inte klarlagt om besluten ska baseras på en lokal nivå eller i ett

samhällsperspektiv, eller båda. Nutid kontra framtid är en annan viktig skala som upplevs som svår att jämföra i riskvärderingen (Naturvårdsverket, 2006).

**Tabell 1 Olika nivåer för miljöbedömningar (Naturvårdsverket, 2006).**

|               | Lokal materialni<br>vå | Lokal miljö-<br>bedömning                                | Global miljöbedömning                              | Regional<br>markplanering                                  |
|---------------|------------------------|----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|
| Exempel       | Jordege-<br>nskaper    | Exponering av<br>föroreningar till<br>människa och miljö | Förbrukning av energi<br>och råvaror               | Restriktioner i<br>markanvändning                          |
| Giftfri miljö | Ja                     | <b>Ja</b>                                                | Ja/Delvis                                          | Delvis                                                     |
| Återvinning   | Nej                    | Delvis                                                   | <b>Ja</b>                                          | Ja                                                         |
| Metoder       | Kemisk<br>analys       | Miljöriskbedö-<br>mning. Kostnad-<br>nytto analys        | Livscykelanalys<br>Miljökonsekvens-<br>beskrivning | Samhälsskonsek-<br>vensbeskrivning<br>Kostnad-nytto analys |

#### 2.7.6 Sammanlänkade beslut

Vad som bestäms idag kan påverka vad som kan beslutas imorgon. Målen vi har på lång sikt bör påverka de val som vi gör idag. Många beslut är vad Hammond m. fl. (1999) kallar sammanlänkade över tid. Enligt Hammond m. fl. gäller det att fatta beslut löpande här och nu samtidigt som information insamlas för att lösa framtida beslut. För att fatta smarta beslut nu behöver vi fundera på vad vi vill fatta för beslut i framtiden. En annan viktig aspekt med sammanlänkade beslut handlar om att hela tiden lära av de beslut som kontinuerligt fattas och har fattats längs vägen.

### 3 Andra teoridelen: Etiska aspekter

Ur ett juridiskt perspektiv finns rättsliga principer om likabehandling. Myndigheters beslut bör av rättssäkerhetsskäl vara enhetliga. Vad som ska vara enhetligt är dock inte självklart. Ofta anses att standardmodellen för riskhantering som bygger på att fakta i form av riskens storlek i termer av sannolikhet och konsekvens skapar förutsättningarna för en enhetlig hantering. Hermansson (2005) påpekar dock att det är lika logiskt att kräva ett enhetligt beslutsfattande ur ett etiskt perspektiv. En etisk enhetlighet skulle istället kunna fokusera på en rättvis fördelning av fördelar och risker samt en rättvis beslutsprocess som inkluderar de som påverkas av risken.

Eftersom etiska faktorer är av avgörande vikt för riskbeslut förespråkar Ersdal och Aven (2008) beslutsmetoder som synliggör och diskuterar etiska dilemman, exempelvis MCA. De varnar för metoder som döljer etiska frågor, såsom gränsvärdesbaserade beslutsriterier eller ALARP och CBA.

Etik är ett gammalt ämne. En av de första kända etiklärarna, Sokrates levde på 400-talet f. Kr. och lär ha sagt: ”Vi diskuterar ingen liten fråga, utan frågan hur vi bör leva” (Collste, 1996). Han gjorde ingen skillnad mellan idé och handling eller teori och praktik. Människan lever inte sitt liv i ett moraliskt vakuum. Vi människor är beroende av varandra och av naturen omkring oss. Våra handlingar påverkar på olika sätt vår omgivning. Moralens uppgift är att vägleda handlandet så att vi kan ta ansvar för vårt sätt att leva. Människors lidande är moraliska problem som vi inte bör förhålla oss likgiltiga till om vi vill leva autentiskt; de kräver ett engagemang av oss. Moralen kan ses som samhällets kitt, som gör att människor kan leva tillsammans. För att detta ska fungera har vi vissa normer och regler som samhällets medlemmar förväntas följa. Ett samhälle byggs på så vis på förväntningar, tillit och förtroende. Rädsla, misstro och normupplösning riskerar upplösa det kitt som binder samman ett solidariskt och humanistiskt samhälle (Collste, 1996).

Vanliga hinder som gör att etiska problem döljs är att problemet är *svårbegripligt*, *svåröverblickbart* eller *förtinglande*. Svårbegripligt kan till exempel vara kombinationen av avancerad teknik och komplexa system, vilket gör att det är svårt att förstå vilka risker som vi verkligen behöver skydda oss mot. Svåröverblickbart har att göra med faktorer som är svåra att jämföra och överblicka såsom lokala aspekter kontra globala. Förtinglande handlar om hur de tekniska och ekonomiska sidorna av institutioner och system blir det primära och de människor som drabbas av dem osynliggörs (Collste, 1996).

### 3.1.1 Normativ etik

Som tidigare påpekats kan vi inte, enligt Humes lag, enbart utifrån faktapåståenden härleda hur vi bör handla. Det krävs en värdering för att kunna fatta ett beslut. Den normativa etiken är central ur denna bemärkelse då den handlar om hur vi *bör* handla (vad som gör ett beslut rätt) (Collste, 1996). Inom etiken finns två dominerande etiska grenar om hur vi bör handla; deontologisk och konsekvensetisk teori. Enligt deontologisk etik har en handling ett inneboende värde som avgörs av huruvida handlingen har utförts i enlighet med en gällande etisk norm, exempelvis en plikt, rättighet eller säkerhetsnivå (gräns) (Kamm, 2007). Detta i kontrast mot konsekvensetiken som bedömer handlingen efter dess konsekvenser. Enligt konsekvensetiken bör man välja det handlingsalternativ som sammantaget har bäst konsekvenser. Den vanligaste konsekvensetiska teorin är utilitarismen som menar att det är det totala utfallet ("ur universums synvinkel") som ska räknas. Den rätta handlingen är då den som maximerar nyttan, det vill säga maximerar utfallet av lycka och minimerar utfallet av lidande (Brülde, 1998).

#### 3.1.1.1 Utilitaristisk etik

De flesta beslutsmetoder är baserade på en maximering av nyttan. De tar alltså ett nyttobaserat (dvs. ett utilitaristiskt) perspektiv. Ur ett riskperspektiv kan det ses som en ekonomisk innovation att uttrycka risk i termer av negativ nytta, vilket gör det möjligt att ställa risken mot andra nyttor (Renn, 1998b). Genom att till exempel sätta ett instrumentellt värde på ett människoliv kan risken uttryckas i ekonomiska termer. Vanligtvis görs detta i en kostnad-nytto-analys (CBA). CBA har till exempel använts inom vägtrafikområdet sedan 1960-talet för att identifiera de mest effektiva åtgärderna, givet vissa förutsättningar såsom en allokerad budget (Mattsson, 2000). Notera dock att det utilitaristen är ute efter är värdemaximering. Pris är inte exakt detsamma som värde. En företeelses pris sätts på marknaden och beror av många olika överväganden, till exempel dess finala värde (egenvärde) för de inblandade parterna (köpare och säljare) samt dess instrumentella värde (hur användbar den är för att uppnå något annat värde). Även aspekter såsom hur dess värde (av olika slag) kommer att utvecklas på sikt, dess subsidiaritet (om dess värde kan ersättas av något annat värde eller inte) och hur mycket de inblandade tror att andra är beredda att betala påverkar priset. Att använda pris som ett synonym för värde är vanligt och ofta praktiskt, men man måste ha klart för sig att det, beroende på sammanhanget, kan bli vilseledande.

Ur ett etiskt perspektiv kan det verka än mer problematiskt att sätta ett pris på människoliv. Utifrån både nytto-baserad (konsekvensetiskt) och gränsbaserad (deontologisk etik) teorier värderas varje liv lika (Cranor, 2007), mycket tyder dock på att vi värderar kända liv mycket högre än okända "statistiska" liv. Exempelvis kan enorma resurser läggas på att rädda identifierade gruvarbetare. Resurseffektivitet

kopplat till klimatutsläpp däremot hotar statistiska liv någonstans på jorden. Den mänskliga empatiska begränsning ligger inte i att vi bryr oss om de nära och kända, utan att vi inte kan bry oss om avlägsna och okända personer. Cranor (2007) menar att detta är en mänsklig brist, sorgen för anhöriga är lika stor (oavsett om personen var identifierad som riskutsatt på förhand eller ett oidentifierat statistiskt liv). Om en räddad gruvarbetare till exempel dör ett år senare i en bilolycka borde inte då detta samma liv värderas lika? För hans familj blir sorgen i bägge fall lika stor. Därmed skulle man kunna argumentera för att det finns goda skäl för att övergripande principer för återvinning av avfall värderar statistiska och potentiellt identifierade liv lika, förslagsvis genom ett av myndigheter instrumentellt fastslaget värde.

Invändningar mot ett nytto-baserat tillvägagångssätt är att det bortser från fördelningsfrågor, något som är viktigt inom deontologisk etik. Att exempelvis utsätta en eller flera personer för risk blir försvarbart så länge det övervägs av fördelarna för en annan person, något som uppenbart kan vara etiskt och demokratiskt tvivelaktigt. En annan invändning är att framtida liv får en väldigt liten vikt genom *diskontering*. Diskontering till nuvärde är det gängse sättet att i ekonomiska kalkyler göra intäkter och kostnader som infaller vid olika tidpunkter jämförbara. Att diskontera framtiden kan motiveras på två sätt: 1) Att framtida liv är mindre värda vilket knappast kan vara acceptabelt ur något annat än ett strikt egoistiskt perspektiv, och 2) Att de beslut vi fattar nu, de saker vi producerar nu, de skador vi orsakar nu, etcetera, kommer att ha mindre genomslag för framtida generationer, vilket är olika rimligt från fall till fall. Miljöekonomier har länge debatterat dilemmat att man diskonterar bort stora delar av nyttan av åtgärder som långsiktigt gynnar miljön. Det gäller i investeringskalkyler för både rena miljöinvesteringar och i andra investeringar, som till exempel infrastrukturprojekt där nyttan av särskilda miljöhänsyn får en mycket låg vikt i det ekonomiska beslutsunderlaget. Detta problem har aktualiserats alltmer ju mer uppmärksamhet som klimatproblematiken får – därför att klimatförändringarna är ett så extremt långsiktigt problem. De mer allvarliga konsekvenserna av klimatförändringarna uppstår inte inom den tidsrymd som normala ekonomiska kalkyler brukar beakta (Söderqvist, 2006).

Även om starka invändningar kan göras mot ett strikt utilitaristiskt beslutsfattande utifrån den dominerande metoden CBA (se t.ex. Hansson, 2013), är grundidén att väga fördelar mot nackdelar inte förlorad. Tvärtom är detta en central tanke för vad som ofta kallas rationellt beslutsfattande (Prawitz, 1980). En förutsättning är dock att alla steg i beslutsprocessen beaktas i tillräcklig utsträckning: problemets inramning, att rätt mål sätts upp, att de bästa alternativen genereras, att alla relevanta fördelar och nackdelar tas med och ges en vikt som speglar våra verkliga värderingar, och en korrekt jämförelse mellan alternativ.

### 3.1.1.2 Deontologisk etik

Flera riskbedömningsmetoder bygger på att risken ska understiga en viss nivå som anses vara acceptabel eller tolerabel. Detta synsätt speglar deontologisk etik (pliktetiken) som sätter vissa gränser (plikter) på vad vi får göra. En sådan gräns relevant för säkerhetsområdet är att man inte ska skada andra (Hansson, 2007). Utifrån toxikologins ”första lag” kan alla ämnen vara giftiga. Det är bara dosen som tillåter att något inte är giftigt (Fischhoff & Kadvany, 2011). Därmed verkar ett gränsbaserat (deontologiskt) tillvägagångssätt attraktivt. Det nytto-baserade perspektivet låter säkerheten vara relativ till andra nyttor, men ur det deontologiska perspektivet är säkerhet något absolut som inte explicit kan vägas mot något annat. Ett uppenbart problem med ett gränsbaserat perspektiv är att valet av risk- eller gränsnivån är godtycklig. Till exempel, vilken ”konservativ bråkdelen” av giftighetsnivå från djurtester representerar en ”säker” mänsklig exponering? Ett annat problem är att gränser eller scenarier över tid tenderar att bli väl konservativa. Detta kan leda till att ett strikt gränsbaserat förhållningssätt skapar större risker än de man försöker skydda sig ifrån. Givet att vi har begränsade resurser leder strikta krav inom ett område till att en mindre mängd resurser blir tillgängliga inom övriga områden (Basta, 2014, Mattsson, 2000, Elvik, 1999). Detta har lett till en kritik från ett ekonomiskt perspektiv där man menar att resurserna kan användas på ett mer kostnadseffektivt sätt. Utifrån en probabilistisk ansats kan, åtminstone i teorin, risken och den förväntade nyttan beräknas. Men som Hermansson (2009) framhåller kan det inte förutsättas att hanteringen av risker ska baseras på just kostnad-nytta. Som framgår av den här rapporten finns det många alternativa faktorer som kan vara av väl så stor vikt. Exempelvis argumenterar Hokstad & Vatn (2008) för att rättvisa (deontologisk etik) snarare än nytta borde vara vägledande för användningen av resurser inom vägtrafik.

Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv gäller för riskhantering idag att ett risktagande är acceptabelt om den sammanlagda nyttan överstiger den sammanlagda risken. Hansson (2002) menar att ett sådant perspektiv avpersonifierar risken och döljer flera viktiga etiska frågor. Istället föreslår Hansson (2002) att man bör utgå ifrån att ingen ska utsättas för en risk såvida inte detta är ett led i ett rättvist samhälleligt system för risktagande som verkar till hennes fördel. Därtill bör varje riskutsatt person ha samma möjlighet som alla andra riskutsatta att påverka sin riskexponering utan att förlora de sociala fördelar som rättfärdigar risken (Hansson, 2013). För den som utsätter någon för en risk kvarstår restplikter, vilka ställer krav på att informera och om möjligt begränsa risken och eventuellt till att erbjuda kompensation (Hansson, 2002). Detta synsätt sätter diskussionen om och med riskutsatta personer i centrum.

De normativa etikteorierna som diskuteras ovan diskuterar *hur* vi bör handla men här återstår en viktig fråga; mot *vem*. Det svar som oftast förutsätts är att alla människor och bara människor är moraliska objekt (antropocentrism). Att bara människor är moraliska objekt har dock visat sig vara behäftad med många problem och många moralfilosofier idag anser inte att det är en livskraftig teori.

### 3.1.2 Miljöetik

Med tanke på de miljöproblem som nu radar upp sig verkar en lösning enbart möjlig genom en förändrad förståelse av människans förhållningssätt till naturen, vilket lett fram till en ny gren inom etiken. Miljöetiken blev en självständig disciplin i början av 1970-talet (Peterson & Jensen, 2006). Inom den västliga civilisationen ses människan som upphöjd över naturen fri att utnyttja den till sin fördel. Nu påverkar människan sin omgivning i sådan omfattning att den mänskliga välfärden hotas av allvarliga konsekvenser och i slutänden hotas grunden för den mänskliga civilisationens fortsatta existens (Peterson & Jensen, 2006).

Inom den normativa etiken ovan dominerar frågan ”vad är det som gör ett beslut eller handling rätt”. Inom miljöetiken har frågan: ”vem eller vad som är etiskt objekt, dvs vem eller vad behöver man ta hänsyn till?” dominerat. Dessa två går att se som en matris. På ena axeln finns då deontologiska och konsekvensetiska teorier och på andra axeln de etiska objekt som vi vill ta hänsyn till.

När det gäller frågan ”vem eller vad som man behöver ta hänsyn till” så finns det en skala från ”bara människor” till ”allt liv” (inkl. djur, växter och livsmiljöer). Gällande vem som ska räknas är det praktiskt svårt, för att inte säga omöjligt att å ena sidan ta hänsyn till allt; det är till exempel svårt att säga att man har moraliska plikter till morötter eller mikroorganismer. Å andra sidan är det också svårt att försvara att vi bara har moraliska plikter mot människor. En rimlig kompromiss inom miljöetiken är därför att utgå från att det är medvetna varelser (människor och vissa djur som anses vara medvetna, alltså ha förmågan att känna) som man behöver ta hänsyn till.

En gren inom miljöetiken lyfter speciellt fram den vilda naturen. Människan är självfallet en del av naturen. Problemet är att människan är så dominant i förhållande till de andra livsformerna. Alltså är förhållningssättet att människan i viss omfattning bör låta de andra livsformerna utveckla sig för sin egen skull, utan mänsklig dominans. Detta tolkas som ett krav på att vissa områden som i princip är opåverkade av mänsklig aktivitet bör förbli orörda – som *vild* natur. Dessa områden är alltså miljöetiskt värdefull natur (Peterson & Jensen, 2006). Kraftigt påverkade områden har då inte något miljöetiskt värde. De kan därmed värderas enbart utifrån hänsyn till

mänsklig välfärd. Utifrån detta synsätt har naturområden ett miljöetiskt egenvärde och skyddet av dem bör intensifieras.

Den norske filosofen Arne Næss (1912-2009) skiljer mellan den ytliga och den djupa ekologiska rörelsen. Den ytliga rörelsen, som är den mest inflytelserika, kämpar mot förorening och utarmning av jordens tillgångar. Dess centrala målsättning är hälsa och rikedom för människor. För den ytliga rörelsen är därmed mänsklig välfärd ett miljöetiskt huvudmotiv att skydda miljön. Detta innefattar främst att upprätthålla och skydda den naturliga grundvalen för vår fortsatta existens (hänsyn till ekosystem i sin helhet), och att reducera hälsoskadlig miljöpåverkan (hänsyn till individuella organismer) (Peterson & Jensen, 2006).

Den djupa miljörörelsen är däremot präglad av en relationell totalfältmodell där människan i linje med andra organismer ses som maskor i ett biosfäriskt nätverk med lika rätt till liv och blomstring för alla livsformer. Två tänkvärda citat från Næss visar hur den djupa miljörörelsen ifrågasätter de grunder som den ytliga miljörörelsen ofta tar för givet:

*”Huvudavsikten med det här arbetet [(Næss, 1981)] är att visa på hur miljörisken ger människorna en enastående anledning att upptäcka värden, vilka filosofi och religion förgäves har visat på. Krisen leder fram till liv och samhällen präglade av enkelhet vid val av medel, men rikedom och mångfald vid realisering av egenvärden: ett liv präglad av uppehåll vid målen mer än vid medlen.”* (sid 5, Næss, 1981)

*”En kultur som i sina huvuddrag är likartad teknisk-industriellt, griper in i alla jordens miljöer och bestämmer framtida generationers livsvillkor. Vi – som upprätthåller och är medansvariga för denna kultur – har knappast på allvar ställt oss frågan om vi godtar den roll vi har.”* (sid 17, Næss, 1981)

För Næss kommer en materiellt enkel livsstil att medföra en andlig mångfald. Att fullkomna det andliga innebär inte enligt Næss att sätta sig över den icke-medvetna naturen, eftersom det i den *panteistiska* åskådningen anses att hela naturen är besjälad. Det handlar snarare om att bli *ett med* naturen (Enligt panteismen är hela naturen, världen eller universum besjälad av ett transcendent andligt väsen, i vilket allting är ett).

### 3.1.3 Etisk analys

Kontroverser inom riskhantering gällande värden såsom: ”vilken åtgärd ska tas givet osäkerheten huruvida ett ämne är giftigt?” tenderar att hanteras som faktaproblem: ”är ämnet giftigt?” Enligt Hansson (2018) kan en etisk analys bidra till att riskkonflikter lättare kan lösas genom att identifiera bakomliggande värden som

skapar konflikten. Tanken med en etisk analys är att bidra till en flerdimensionell syn på risker där man också förespråkar ett aktivt deltagande från den berörda allmänheten. Detta står i kontrast till kvantitativ riskanalys med i förväg uppsatta kriterier av acceptabel eller tolerabel risk med avseende på förväntat skadeutfall.

Hansson (2007) har visat hur etiska teorier såsom konsekvensetik och deontologisk etik finns representerade inom riskhantering för strålskydd; gränsnivåer för strålningsdoser (deontologisk) samt optimering av skyddet (konsekvensetisk). Genom ALARP-principen sätts risken, så länge den är under en viss övre nivå (gränsbaserad), i relation till nyttan utifrån en kostnad-nyttö-analys (Bouder et al., 2007). Huruvida en nyttobaserad eller gränsbaserad princip i slutänden styr beror på hur strikt den övre nivån är för varje aktuellt fall. Davidsson (1997) formulerar på liknande sätt följande fyra principer som utgångspunkt för beslut om risker i samhället:

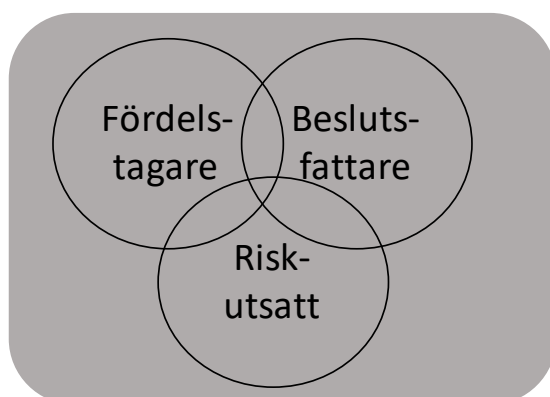
- **Rimlighetsprincipen:** En verksamhet bör inte medföra risker som med rimliga medel kan undvikas.
- **Proportionalitetsprincipen:** De totala risker som en verksamhet medför bör inte vara oproportionerligt stora jämfört med de fördelar som verksamheten medför.
- **Fördelningsprincipen:** Riskerna bör vara skäligt fördelade inom samhället i relation till de fördelar verksamheten medför.
- **Principen om undvikande av katastrofer:** Risker bör hellre realiseras i olyckor med begränsade konsekvenser som kan hanteras av tillgängliga beredskapsresurser än i katastrofer.

### 3.1.3.1 Tre viktiga parter

Ur ett etiskt perspektiv identifierar Hermansson och Hansson (2007) tre viktiga parter i en etisk analys för riskbeslut: beslutsfattare, den som utsätts för risken, samt den som drar fördelarna från riskexponeringen (nyttotagare och kostnadstagare), se Figur 5. Det finns ofta flera riskutsatta grupper, exempelvis arbetare, grannar, boende, konsumenter, framtida generationer och medlemmar av andra arter. På samma sätt kan det finnas fler fördelstagare och beslutsfattare. Situationen är enklast om de tre parterna är samma person och mer komplicerat om både beslutsfattare och fördelstagare vinner på att utsätta andra för risk, se Figur 6, där de sju olika kombinationerna är värderade ur ett generellt etiskt perspektiv med en fyrgradig färgskala från grönt (okomplicerat) till rött (varning!). Hermansson (2009) identifierar sju frågor som belyser etiska aspekter mellan dessa tre parter:

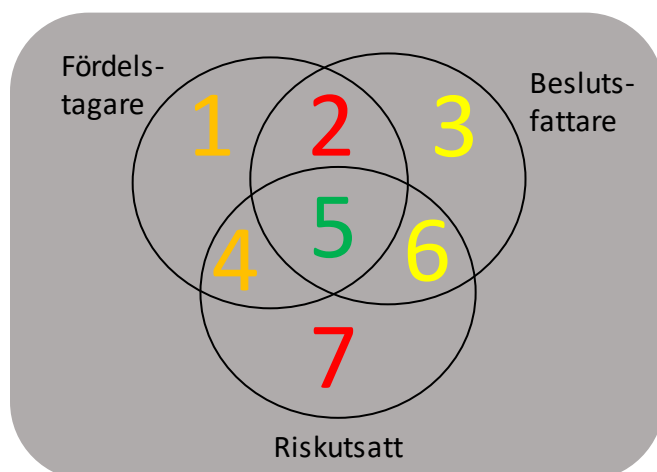
1. I vilken utsträckning drar den riskutsatta nytta från riskexponeringen?
2. Är fördelningen av risker och nyttor rättvis?
3. Kan fördelningen av risker och nyttor göras mindre orättvis genom omfördelning eller kompensation?

4. *I vilken utsträckning är riskexponeringen beslutad av dem som utsätts för risken?*
5. *Har de riskutsatta tillgång till all relevant information om risken?*
6. *Finns det riskutsatta som inte kan informeras eller inkluderas i beslutsprocessen?*
7. *Drar beslutsfattaren nytta av att andra utsätts för risk?*



**Figur 5 Tre viktiga parter i en etisk analys.**

Hansson (2018) har vidareutvecklat modellen till en etisk analys bestående av tre steg. I första steget identifieras de tre rollerna. I andra steget görs en etisk analys av aktuella roll-kombinationer. I tredje steget görs djupare etiska analyser i fråga om: individuell risk-fördel-avvägning, fördelningsaspekter, rättigheter, och makt. En individuell risk-fördel-avvägning görs främst inom klinisk medicin och gäller främst personer som både drar fördel och är riskutsatta, dvs fält 4 och 5 i Figur 6. Fördelningsaspekter kan vara viktigt för personer som antingen är riskutsatta eller fördelstagare, dvs fält 1, 2, 6 och 7 i Figur 6. Fördelningsaspekter kan synliggöras med hjälp av kvantitativa mått över risk respektive fördel för de olika rollerna. Människors rättighet att inte ofrivilligt utsättas för fara kan vara aktuellt för riskutsatta som inte drar någon fördel (fält 6 och 7 i Figur 6) eller en begränsad fördel (fält 4 och 5 i Figur 6). Maktaspekter kan vara viktiga att analysera för riskutsatta utan makt, dvs. fält 4 och 7 i Figur 6 och för beslutsfattare som också är fördelstagare, dvs. fält 2 i Figur 6.



**Figur 6** Tre viktiga parter i etisk analys med 7 olika möjliga roller (skärningsområden mellan cirklarna) mellan fördelstagare, beslutsfattare och riskutsatt (Hansson, 2018). Rött är mycket problematiskt (2 & 7), orange är problematiskt (1 & 4), gult skulle kunna vara problematiskt (3 & 6) och grönt är vanligtvis inte problematiskt (5).

Hur stor risk som ska accepteras kan ses som en förhandling mellan de tre rollerna ovan. Kan risken minskas? Kan utsatta kompenseras? Detta är ofta en kontroversiell fråga, men det som är avgörande i sammanhanget är inte att avgöra en viss acceptabel risknivå utan hur man ska smälta samman vetande, makt och etik. I ett demokratiskt samhälle är en levande diskussion kring dessa frågor viktig (Bornemark, 2018, Slovic, 2001).

Exempelvis menar Lundgren (2006) att kemiindustrins lobbyister (fördelstagare och beslutsfattare) har ett orimligt stort inflytande över de beslut som fattas inom kemikaliepolitiken idag. Lundgren (2006) efterlyser att intresseorganisationer som företräder de riskutsatta får en större medverkan i beslutsprocessen. Även lekmän borde kunna ingå i en demokratisk beslutsprocess. Småbarnsföräldrar är, menar Karlsson (2006), minst lika kompetenta att avgöra de moraliska frågor som kemikaliepolitiken ytterst handlar om. Det finns ett antal initiativ idag som tittar på hur djurens och naturens rättigheter kan stärkas<sup>7</sup>.

<sup>7</sup> Exempelvis följande svenska initiativ: Lodyn, <http://www.lodyn.se/>, eller Djurens rätt, <https://www.djurensratt.se/>.

## 4 Återvinning av avfall i Sverige idag

Detta avsnitt syftar till att återge hur återvinning av avfall fungerar i Sverige idag, dels utifrån mål, lagar, handböcker och myndighetsstyrning och dels utifrån intervjuer, arbetsmöte och litteratur.

### 4.1 Politiska mål

Politiska mål anger den långsiktigt önskade utvecklingen. Kretslopps-propositionen (1992/93:180) fastslår målet om en långsiktigt hållbar utveckling, en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. Förutom målet om en begränsad klimatpåverkan och långsiktig hållbarhet, är det främst två av riksdagens 16 miljömål som berör återvinning av avfall. Dels målet om Giftfri miljö och dels mål som avser återvinning av avfall under miljömålet God bebyggd miljö.

Under målet en God bebyggd miljö finns en precisering som avser avfallshantering: Avfallshanteringen är effektiv för samhället, enkel att använda för konsumenterna och avfallet förebyggs samtidigt som resurserna i det avfall som uppstår tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallets påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Att ta tillvara resurser har inte enbart ett värde i att det sparas resurser utan innebär också att klimatpåverkan och att trycket på markanvändningen minskar.

Enligt riksdagens beslut innebär miljömålet Giftfri miljö att förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället inte ska hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrunds nivåerna<sup>8</sup>.

Miljömålet Giftfri miljö preciseras så att med målet avses att den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen via alla exponeringsvägar inte är skadlig för människor eller den biologiska mångfalden<sup>12</sup>:

- användningen av särskilt farliga ämnen har så långt som möjligt upphört,
- spridningen av oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper är mycket liten och uppgifter om bildning, källor, utsläpp samt spridning av de mest betydande av dessa ämnen och deras nedbrytningsprodukter är tillgängliga,
- förorenade områden är åtgärdade i så stor utsträckning att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljön,
- kunskap om kemiska ämnens miljö- och hälsoegenskaper är tillgänglig och tillräcklig för riskbedömning, och

<sup>8</sup> Propositionen svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete 2009/10:155, bet. 2009/10: MJU25, rskr. 2009/10:377.

- information om miljö- och hälsofarliga ämnen i material, kemiska produkter och varor är tillgänglig.

Kemikalieinspektionen anger som en av tre strategier att kretslopp bör vara giftfria från början<sup>9</sup>. Befintliga materialflöden behöver avgiftas. Användningen av särskilt farliga ämnen behöver upphöra och det behövs globalt bindande överenskommelser för utfasning. Särskilt farliga ämnen bör även omfatta extremt svårnedbrytbara ämnen, såsom PFAS, och hormonstörande ämnen.

Gällande Giftfria och resurseffektiva kretslopp, har Kemikalieinspektionen målet att användningen av återvunna material ska vara säker ur hälso- och miljösynpunkt genom att återcirkulation av farliga ämnen så långt som möjligt undviks samtidigt som resurseffektiva kretslopp eftersträvas. Detta uppnås genom en samlad åtgärdsstrategi inom EU, vilken bland annat resulterar i följande insatser

- EU:s regelverk för avfall, kemikalier och varor är i huvudsak kompletterade och samordnade så att de styr mot giftfria och resurseffektiva kretslopp
- principen om höga och likvärdiga krav på innehållet av farliga ämnen i nyproducerade och återvunna material är fastslagen genom beslut där så är lämpligt.

EU och Sverige har som mål att skapa en mer resurseffektiv och cirkulär ekonomi. En cirkulär ekonomi bygger på kretsloppssystem och innebär att produkters mervärde bevaras så länge som möjligt och avfall elimineras genom att det blir någons resurs. EU-kommissionen har sedan 2015 antagit en strategi för en cirkulär ekonomi<sup>10</sup>. Förslaget innehåller två delar: en handlingsplan<sup>11</sup> för en cirkulär ekonomi samt revideringar av sex EU-direktiv på avfallsområdet. Handlingsplanen syftar till att skynda på övergången till en cirkulär ekonomi, öka den globala konkurrenskraften, främja hållbar ekonomisk tillväxt och skapa nya jobb. Handlingsplanen innehåller 54 åtgärder som ska ”sluta kretsloppet” i produkters livscykel, från produktion och konsumtion till avfallshantering och marknaden för returråvaror. EU:s ministerråd betonade i sina slutsatser att kretslopp ska vara fria från farliga kemikalier<sup>12</sup>.

<sup>9</sup> Kemikalieinspektionen, <https://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/vart-uppdrag/giftfri-miljo> [nedladdad 2019-11-08]

<sup>10</sup> Europeiska Kommissionen, 2015, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614>

<sup>11</sup> Europeiska Kommissionen, 2019 [https://ec.europa.eu/commission/sites/beta-political/files/report\\_implementation\\_circular\\_economy\\_action\\_plan.pdf](https://ec.europa.eu/commission/sites/beta-political/files/report_implementation_circular_economy_action_plan.pdf)

<sup>12</sup> Naturvårdsverket, <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Cirkular-ekonomi/> [Nedladdad 2018-12-11]

## 4.2 Tolkningar av målbilden

Från intervjuer och litteraturstudie är det tydligt att målet om en Giftfri miljö är det styrande målet för myndigheter. Kemikalieinspektionen har målet eller visionen: *Giftfria och resurseffektiva kretslopp så långt som möjligt*. En myndighetsåsikt blir därmed ofta att loopar i hög utsträckning ska avgiftas nu. En åsikt från verksamheter är att, även om detta kan fungera i mindre loopar inom Europa, är det i praktiken svårt att få till för många materialströmmar. Flera stora materialströmmar innehåller en blandning av produkter producerade vid olika tidpunkter och utifrån olika regelverk. Även för material som uppfyller REACH kan återvinning ur ett Giftfritt perspektiv (med avseende på innehåll) bli omöjlig, till exempel för produkter som innehåller flamskyddsmedel. Att avgifta loopar är till viss del verkningslöst när gift hela tiden kommer in i loopen.

Vid intervjuer och arbetsmötet har målen för återvinning av avfall diskuterats med syfte att synliggöra olika parter perspektiv. Det gick inte under denna korta tid att nå konsensus, vilket inte heller varit en ambition för projektet. Utifrån diskussionerna identifieras följande två olika tolkningar av målet Giftfri miljö.

1. *Ett fokus på att uppnå giftfria kretslopp så snart som möjligt. Detta ger ett fokus på avfalls innehåll och halter, samt att fasa ut farliga ämnen nu, dvs. rena materialloopar. I övrigt en minskad exponering.*
2. *Säker cirkularitet ur ett helhetsperspektiv. Detta ger ett fokus på användning snarare än innehåll, samt att cirkulera material så många gånger som möjligt, även om det innehåller farliga ämnen, givet att risken är acceptabel och den totala miljönyttan är positiv.*

Till stöd för tolkning 1 ovan ligger målet Giftfri miljö och diskussioner som lyfter fram att även om målet kan vara svårt att nå, kan och bör vi göra mycket mer för att fasa ut farliga ämnen. Detta är till största del dock en producentfråga. Så länge produkter inte är återvinningsbara eller innehåller farliga ämnen kan inte målet uppnås. Försiktighetsprincipen blir en viktig princip till tolkning 1 eftersom det kan få stora konsekvenser på sikt om inte farliga ämnen tidigt detekteras och fasas ut, till exempel användningen av PFAS. Vi måste leva med gamla synder, men bör fundera på vad som kan göras från och med nu. Verksamhetsrepresentanter menar dock att tolkning 1 ovan innebär att Sverige har en striktare tolkning än EU. EU har harmoniserade regler för kemikaliekontroll (bland annat genom REACH) och deras åsikt är att den i många fall är tillräcklig för en säker återvinning, ex. vis inom plast- och kemikalieindustrin.

I tolkning 2 ovan sätts exponering och användning i centrum. Farliga ämnen som redan producerats och finns bundna i produkter bör få cirkulera så länge det kan ske på ett kontrollerat och säkert sätt. Flera under arbetsmötet ansåg att denna tolkning

var den mest nytänkande vad gäller återvinning av avfall, eftersom den innefattar: det säkra perspektivet på Giftfri miljö, cirkularitet samt ett bredare perspektiv på risk. I tolkning 2 ovan kan även miljöriskerna från råvaruutvinning och förbränning eller deponi beaktas. Hur mycket farliga ämnen släpps ut vid nyproduktion? Den här värderingen görs inte idag.

Ett annat viktigt mål som lyftes fram vid arbetsmötet som kan ingå i analysen för tolkning 2 ovan är Klimatmålet. Det kan vara en stor vinst gällande växthusgaser att återvinna en råvara istället för att nyproducera. Detta är också något som kan vägas in i ett helhetsperspektiv. Klimatmålet är ett mål med högt fokus nu - när ska målet Giftfri miljö styra och när ska Klimatmålet styra?

En tredje faktor som lyftes fram handlar om att minimera miljöingreppet och att hantera miljö och resurser med varsamhet och respekt. Å ena sidan är det respekt för resurserna att säkra att nästa materialcykel inte blir förorenad, vilket kan innebära att vissa material inte lämpar sig för återvinning utifrån tolkning 1 ovan. Å andra sidan är det respekt för resurserna att återvinna materialet så många gånger som möjligt innan det förbränns eller läggs på deponi, vilket mer speglar tolkning 2 ovan. Notera att materialet i slutändan förbränns eller läggs på deponi i bägge fall, skillnaden är hur många gånger det tillåts cirkulera.

Kemikalieinspektionen menade att det egentligen inte finns något motsattsförhållande mellan tolkning 1 och 2 ovan. Målet Giftfri miljö handlar om att fasa ut särskilt farliga ämnen så långt det är möjligt.

### 4.3 Lagar

Om politiska mål anger den långsiktigt önskade utvecklingen, anger lagar hur politiken ska uttolkas här och nu. Avfallssektorn är noggrant reglerad genom lagar, gränsvärden, sanktioner och offentliga monopol. EUs avfallsdirektiv 2008/98/EG slår fast följande syfte: *skydda miljön och människors hälsa genom att förebygga eller minska de negativa följderna av generering och hantering av avfall samt minska resursanvändningens allmänna påverkan och få till stånd en effektivisering av denna användning*.

Miljöbalken (1998:808), 2 kap, § 5 anger att verksamhetsutövare ska hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna att 1) minska mängden avfall, 2) minska mängden skadliga ämnen i material och produkter, 3) minska de negativa effekterna av avfall, och 4) återvinna avfall. Miljöbalken bygger på målstyrning och övergripande regleringar. Exempelvis anges i miljöbalken följande sex miljörättsliga principer: Kunskapskravet, försiktighetsprincipen, produktvalsprincipen, hushållningsprincipen, lokaliseringsprincipen och rimlighetsavvägningen. En

rimlighetsavvägning ska enligt 2 kap, § 7 väga miljönyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått mot kostnaderna för sådana åtgärder.

Avfall ska hanteras enligt avfallshierarkin och innehavaren har ett ansvar att se till att avfallet hanteras på ett sätt som är godtagbart med hänsyn till människors hälsa och miljön. Ett avfall kan upphöra att vara avfall när det genomgått en återvinningsprocess. Avfallstrappan eller "avfallshierarkin" anger en hierarki för i vilken ordning olika metoder för att behandla avfall bör användas enligt avfallsdirektivet (2008/98/EG) och miljöbalken. Avfallstrappan är uppdelad i 5 steg:

1. *Minimera mängden avfall.*
2. *Återanvändning.*
3. *Återvinning. Då råvaror kan återvinnas sparas stora resurser. Här kommer dessutom det så kallade producentansvaret in i bilden som också är ett styrmedel för att producenter själva får ansvara för sitt avfall (exempelvis lagstiftat förbilar, elprodukter och förpackningar).*
4. *Energiutvinning.*
5. *Deponering.*

När avfall materialåtervinns och används för att tillverka nya produkter omfattas det av produkt- och kemikalielagstiftning (REACH; 1907/2006 Registration, Evaluation, authorization and Restriction of Chemicals, CLP; 1272/2008 on the Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures och POP; 850/2004 on Persistent Organic Chemicals). I den grundläggande lagstiftningen för kemiska produkter (REACH och CLP) behandlas kemiska ämnen som återvunnits från avfall på i princip samma sätt som nya ämnen. En skillnad är dock att redan registrerade ämnen inte behöver registreras igen när de återvinns. De internationella POP-reglerna förbjuder vissa särskilt farliga ämnen. Återvinning av POP-ämnen är i princip förbjuden. Det finns också specifika produktregler för vissa kemikalier såsom bekämpningsmedel eller särskilda varuslag såsom bilar och elektronik. Den som gör så att avfall upphör att vara avfall betraktas alltså som tillverkare enligt kemikalielagstiftningen och behöver följa dessa regler, till exempel när det gäller innehåll av farliga ämnen. Det är verksamhetsutövaren som ansvarar för att de produkter som sätts på marknaden är säkra, vilket innefattar produktens hela livscykel inklusive avfallsfasen (KEMI, 2014). En process för kemikaliers riskbedömning inom REACH är utarbetad av ECHA, European Chemicals Agency<sup>13</sup>. Processen styrs av ett omfattande regelverk och ställer krav på information och utredningar. Centralt för riskbedömningen är begreppen *fara*, *exponering* och *risk*. Farobedömningen tar fram information gällande faran för ämnens inneboende egenskaper. Exponeringsbedömningen tittar på miljö och människors exponering

<sup>13</sup> ECHA, Chemical Safety Assessment, <https://echa.europa.eu/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment> [Nedladdad 2020-01-29].

utifrån kemikaliers eller produkters användning. Risken karaktäriseras sedan utifrån både faro- och exponeringsbedömningen.

Producenten är enligt REACH skyldig att se till produktens hela livscykel, men det framgår från intervjuer att detta inte betyder att produkter idag är återvinningsbara. Ofta saknas styrmedel och det finns inga vägar för återkoppling från återvinningsaktörer till producenter om deras produkter faktiskt är återvinningsbara.

Lagstiftningen är i princip uppdaterad för återvinningen och en cirkulär ekonomi (KEMI, 2014). Glapp som dock kan uppstå rör främst material som inte låter sig definieras som produkter. Det är stor skillnad på till exempel en schampoflaska (plast) och naturmaterial såsom berg och sten. En annan svårighet är att återvinningsprocesser ofta får in olika materialsammansättningar vilket leder till en variation i processen. Allt måste inte vara produkt, det kan gå att använda ändå, exempelvis genom så kallade Green deals<sup>14</sup>.

Även om alla parter är eniga om att samma krav bör gälla för primära material likväl som återvunna material så behandlas de ofta olika i praktiken. Ibland tillåts återvunnet material innehålla en högre grad förorening (ex. vis återvunnen PVC), och ibland sker det motsatta, exempelvis att primär sten får innehålla radon, men inte återvunnen sten.

Utifrån miljöbalken provas verksameters miljöpåverkan. Det lokala har varit styrande genom miljörisikanalys för det är där man har sett problemen. Det globala perspektivet blir dock allt viktigare genom klimatfrågan och spridning av farliga ämnen. En kommentar från intervjuerna är om det globala perspektivet kan inkluderas när miljöpåverkan provas utifrån miljöbalken?

#### 4.4 Handböcker och vägledningar

Ur ett juridiskt perspektiv finns rättsliga principer om likabehandling, vilket i detta sammanhang inte behöver innebära att alla verksamheter ska tilldelas samma krav, men att bedömningssättet och de kriterier som ligger till grund för myndigheters beslut ska vara lika (Petersson, 2016). För att myndigheter ska kunna fatta många beslut som av rättssäkerhetsskäl måste vara enhetliga krävs förenklingar genom riktlinjer, handböcker och vägledningar. Tanken är att detta också ska gynna berörda verksamheter eftersom det ökar förutsägbarheten i besluten (Bernson, 1995).

---

<sup>14</sup> Genom Green deals försöker man i Nederländerna ta bort hinder för att hjälpa hållbara initiativ att lyfta och att påskynda denna process där det är möjligt. Green deals används för att komplettera befintliga instrument och åtgärder. <https://www.greendeals.nl/english> [nedladdad 2019-12-12].

Två handböcker och vägledningar är relevanta inom området återvinning av avfall. För återvinning av avfall i anläggningsarbeten, till exempel jordmassor eller slaggrus, finns en handbok från Naturvårdsverket (2010:1). För en ökad och säker materialåtervinning har Naturvårdsverket tillsammans med Kemikalieinspektionen tagit fram en vägledning. Materialåtervinning definieras utifrån miljöbalken som att upparbeta avfall till nya ämnen eller föremål som inte används som bränsle eller fyllnadsmassor, exempelvis plaståtervinning.

#### 4.4.1 Återvinning inom anläggningsarbeten

Handbok (2010:1) avser användning av material i anläggningsarbeten för till exempel vägar, järnvägar, parkeringsplatser eller bullervallar. Även om handboken inte är bindande enligt lag har den blivit styrande för dessa beslut. I handbokens nionde kapitel ges en nivå för när miljörisken att använda avfallet i anläggning anses vara mindre än ringa. För mindre än ringa risk ska följande vara uppfyllt:

- Nivåer på 13 specifikt utvalda föroreningar överskrids ej utifrån mätningar på avfallet.
- Det finns inte några andra föroreningar i större omfattning i avfallet.
- Användningen sker inte i ett område som kräver särskild hänsyn (Vattenskyddsområden och Natura 2000-områden).

I de fall då risken bedöms som mindre än ringa anser handboken att avfallet kan användas utan att omfattas av tillstånds- och anmälningsplikt enligt förordning 1998:899 om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Nivåerna för ringa föroreningsrisk motsvarar 90-percentilen av befintliga bakgrundshalter för ämnen som enligt miljömålen ska fasas ut. För ämnen som är inte är utfasningsämnen är nivån satt utifrån en riskbedömning där en 5 % reduktion av arter/processer kan noteras (2010:1).

När risken anses vara mindre än ringa behövs alltså ingen anmälan till den kommunala nämnden. Det är verksamhetsutövaren som gör bedömningen om verksamheten omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt. Handboken (Tabell 2, 2010:1) ger ett antal indikatorer på om risken är ringa eller mer. Indikatorerna tar bland annat hänsyn till föroreningshalt, lokal bakgrundshalt, anläggningens storlek, och särskilda skyddsåtgärder.

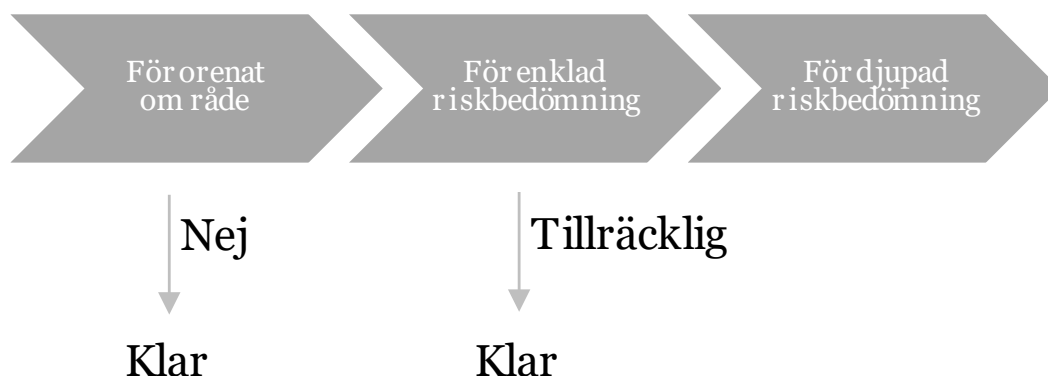
Vid ringa föroreningsrisk görs en anmälan enligt förordning (1998:899) till kommunen som därmed får kännedom över platsen och anläggningens utformning och miljöpåverkan. En platsspecifik bedömning görs av risken från avfallets användning i anläggningen utan särskilda skyddsåtgärder vilket betyder att avfallets

giftighet kan tillåtas variera, det viktiga är att miljöpåverkan är ringa. Kommunen granskar att verksamhetsutövarens bedömning om ringa risk är rimlig.

Vid mer än ringa föroreningsrisk behöver en tillståndsprövning göras. I samband med prövningen kan tillståndet förenas med villkor rörande särskilda skyddsåtgärder och ekonomisk säkerhet för att ta hand om avfallet när anläggningen har tjänat ut. En bedömning görs av anläggningens miljöpåverkan med särskilda skyddsåtgärder.

Handboken ger också ett exempel på en nivå (avsnitt 9.4, 2010:1) för när avfall kan användas för deponitäckning ovan tätskiktet. Denna nivå är kalibrerad utifrån en tänkt deponi för vilken en acceptabel risk för människors hälsa har beräknats.

Ur ett riskbedömningsperspektiv noteras att Naturvårdsverkets handbok (2010:1) hanterar risk genom en enklare modell med gränsvärden på mindre än ringa risk samt genom en miljöriskbedömning i fall med ringa risk eller mer. Den enklare modellen kan tillämpas om gränsvärdenivån genom mätning av avfallets farlighet för mindre än ringa risk inte överskrider. I annat fall krävs en platsspecifik miljöriskanalys ("Environmental Risk Assessment", ERA) som även beaktar påverkan på, och känsligheten hos, omgivande miljö. Handbokens (2010:1) metodik liknar i stort den riskbedömningsmetod som används för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b, Naturvårdsverket, 2009a). Målet med bedömningen är att ekosystems mångfald och funktion skyddas. Metoden bygger på en förenklad modell där uppmätta föroreningsnivåer jämförs med riktvärden alternativt en fördjupad miljöriskanalys. Både den förenklade och fördjupade bedömningen är till stor del baserad på konservativa antaganden som ska säkerställa att risken inte underskattas (dvs. ett gränsbaserat tankesätt). Till exempel ska inte exponeringen från ett ämne eller förorenat område ensamt stå för hela den exponering som är tolerabel för en människa. Det ställs hårdare krav för känslig mark (KM), såsom bostadsområden eller naturområden med hög mångfald, än för mindre känslig mark (MKM), såsom större vägar, industri- och affärsområden. I metoden för förorenad mark görs i slutet en justering så att riktvärdet inte understiger den naturliga bakgrundsnivån. Riskbedömningsmetodiken för förorenad mark bygger på en flerstegsprocess som förenklat visualiseras i Figur 7. Om området är förorenat eller ej avgörs genom en representativ provtagning som jämförs med bakgrundsvärden. Är området förorenat inleds en förenklad riskbedömning med följande huvudmoment: Problembeskrivning, exponeringsanalys, effektanalys och riskkaraktisering (miljöriskanalys). Riktvärden som anses ge ett skydd för människor, markens ekologiska funktion, grundvatten och ytvatten för känslig och mindre känslig mark har tagits fram av Naturvårdsverket (2009a). Dessa jämförs i den förenklade riskbedömningen med uppmätta halter på området. För förorenade områden som inte är representativa för Naturvårdsverkets modell krävs en fördjupad riskbedömning där en mer omfattande utredning och/eller platsspecifika undersökningar utförs.



Figur 7 Tre viktiga steg i riskbedömningsprocessen för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b, Naturvårdsverket, 2009a).

År 2015 utvärderade Naturvårdsverket handbok 2010:1 genom en enkätundersökning.<sup>15</sup> Enkäten besvarades av 17 myndigheter och 21 olika företag och dess branschorganisationer. Utvärderingen visar att handboken använts som bedömningsunderlag, faktaunderlag och referensmaterial. Handboken har inte ökat återvinningen av avfall i anläggningsarbeten, tvärtom anser 64 % av de som utvärderade handboken att återvinningen har minskat. Endast 28 % anser att avfall nu återvinns på ett mer miljö- och hälsosäkert sätt. En åsikt som framförs är att nivåer för ringa risk är alldeles för låga. Det framförs även att miljömålet Giftfri miljö får för stor tyngd och att resurshållning får för lite fokus. Vidare framförs att handboken gör en strängare bedömning än vad som görs för jungfruligt material eller för produkter/biprodukter. En annan åsikt är att samma kriterier bör gälla för biprodukter/produkter som för avfall då risken för människor och miljö är densamma. Även Johansson (2018) konfirmerar att svensk avfallshantering missgynnar återvinning av avfall. Till ovan redan nämnda brister kan följande tilläggas:

- Förtroendet för avfallsreglerna är lågt.
- Osäkerheten gällande framtida regler och tolkningar är hög, vilket gör större investeringar osäkra.
- Reglerna utgår inte ifrån hur avfallet används i praktiken.
- Låg förutsägbarhet, implementeringen skiljer sig åt mellan olika kommuner och landsting.

Reglerna för avfall kommer att ändras så att all behandling av avfall blir tillstånd- eller anmälningspliktig, alternativt omfattas av allmänna regler som säkerställer att

<sup>15</sup> Naturvårdsverket, Utvärdering av Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/utvarderingsrapport2015-12-10.pdf> [Nedladdad 2018-12-11]

avfallet behandlas i enlighet med avfallsdirektiv 2008/98/EG. Naturvårdsverket har fått i uppdrag att föreslå vilka verksamheter som kan vara lämpliga för allmänna regler. Följande har beaktats: 1) Att det är juridiskt möjligt, 2) att allmänna regler kan ge en säker hantering utan fara för miljö och människors hälsa, 3) att det är samhällsekonomiskt motiverat (Naturvårdsverket, 2018). Anmälan eller tillståndsprövning av ett stort antal anläggningar ger en stor administrationsbörda. Samtidigt finns en risk att allmänna regler kan bli betungande för mindre verksamheter. Naturvårdsverket har identifierat följande verksamheter som lämpliga för allmänna regler:

- Mekanisk bearbetning och lagring av vissa avfallsslag inför återvinning.
- Användning av vissa avfallsslag istället för andra massor för anläggningsändamål.
- Biologisk behandling av vissa avfallsslag.
- Förbränning av vissa avfallsslag.<sup>1</sup>

Sammantaget väntas allmänna regler leda till en ökad resurseffektivitet och en ökad återvinning, jämfört med referensalternativet tillstånds- eller anmälningsplikt (Naturvårdsverket, 2018). Denna förändring betyder att begreppet ”mindre än ringa risk” i handbok 2010:1 blir verkningslöst. Fokus för handboken kommer istället bli, det den inte riktigt behandlar idag, bedömningen mellan anmälan och tillståndsplikt, dvs. ”den ringa risken”.

#### 4.4.2 Ökad och säker materialåtervinning

Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen har tillsammans tagit fram en vägledning<sup>16</sup> för säker materialåtervinning. Utgångspunkten för vägledningen är att återvinning kan ske på ett säkert sätt, vilket innefattar att minimera miljö- och hälsopåverkan under insamling, bearbetning och användning av det återvunna materialet. Vägledningen tar utgångspunkt i de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet i miljöbalken och de steg i avfallshierarkin som gäller behandling av avfall.

De allmänna hänsynsreglerna säger bland annat att alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska skaffa sig den kunskap, utföra de skyddsåtgärder, följa de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att undvika olägenhet eller skada för människors hälsa eller miljön. Hänsynsreglerna säger också att verksamhetsutövare ska undvika kemiska produkter och varor som innebär risker om de kan ersättas med sådana som kan antas vara mindre farliga, minska mängden avfall, hushålla med råvaror och energi samt

<sup>16</sup> Naturvårdsverket Vägledning för ökad och säker materialåtervinning 2017-06-21

[http://naturvardsverket.se/upload/stod-i-](http://naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/materialatervinning/vagledning-okad-saker-materialatervinning.pdf)

[miljoarbetet/vagledning/avfall/materialatervinning/vagledning-okad-saker-materialatervinning.pdf](http://naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/materialatervinning/vagledning-okad-saker-materialatervinning.pdf)

utnyttja möjligheterna att återvinna avfall. Kraven gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem.

Med stöd i avfallshierarkin i miljöbalken säger handboken att den som behandlar avfall ska se till att avfallet:

1. återvinns genom att det förbereds för återanvändning,
2. materialåtervinns, om det är lämpligare än 1,
3. återvinns på annat sätt, om det är lämpligare än 1 och 2, eller
4. bortskaffas, om det är lämpligare än 1–3.

Den behandling av avfallet som bäst skyddar människors hälsa och miljön som helhet ska anses som lämpligast, om behandlingen inte är orimlig. När avfallshierarkin tillämpas ska alltså de åtgärder vidtas som ger bäst resultat för miljön som helhet. Detta kan kräva att avsteg från hierarkin görs om det ger ett bättre resultat för människors hälsa och miljön som helhet eller om den behandlingsmetod som ska användas enligt hierarkin får orimliga konsekvenser.

Utifrån miljörisken definieras en skala från fall med rena materialströmmar då återvinning bör ske, till när återvinning inte bör ske, se Figur 8. Enligt skalan är det bara rena avfallsströmmar som ska återvinnas. För andra materialströmmar anser vägledningen att det krävs bättre kunskap och teknik. Särskilt värdefulla material kan återvinnas under strikt kontroll trots visst farligt innehåll. Avfall som innehåller särskilt farliga ämnen ska inte återvinnas. Det framgår inte under vilka förutsättningar 'bättre' teknik eller kunskap kan sägas vara uppnått.

|                                                                                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Materialåtervinn mer av rena avfallsströmmar                                                                              | 1. Återvinn rena avfallsströmmar                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Avfallsströmmar som kan materialåtervinnas men där annan återvinning eller bortskaffande i vissa fall kan vara lämpligare | 2. Avfall med stor potential kan materialåtervinnas med bättre kunskap och teknik<br>3. Avfall som består av särskilt värdefulla material kan återvinnas under strikt kontroll trots visst innehåll av särskilt farliga ämnen<br>4. Annan återvinning eller bortskaffande är lämpligare för avfall där kunskap och kontroll är otillräcklig |
| Avfallsströmmar som inte bör materialåtervinnas och där annan återvinning eller bortskaffande är lämpligare               | 5. Återvinn inte avfall som innehåller särskilt farliga ämnen på kandidatförteckningen<br>6. Återvinn inte avfall som innehåller långlivade organiska föroreningar eller andra begränsade ämnen                                                                                                                                             |

Figur 8 Skala över när återvinning bör ske respektive inte bör ske (Naturvårdsverket, 2017) .

## 4.5 Återvinning i praktiken

Tidigare avsnitt har syftat till att klargöra hur återvinning av avfall ska fungera i teorin (utifrån den styrning genom lagar och handböcker som finns). Detta avsnitt syftar till att undersöka hur återvinning av avfall i Sverige går till i praktiken. Materialet kommer främst från intervjuer och arbetsmötet. Arbetsmötet handlade om målet Giftfri miljö och de svårigheter som kan uppstå vid dess praktiska tillämpning.

Bilden som träder fram ifrån intervjuerna har följande huvuddrag: En miljöriskbedömning anses självklart utgöra grunden för beslutet. Det som skiljer sig åt är hur strikt tolkningen ska vara, vad den ska baseras på och ifall en större fördel inom andra områden, till exempel resurseffektivitet, kan vägas mot en viss riskökning med avseende på Giftfri miljö. Alla är däremot eniga om att samma krav bör gälla för primära material likväl som återvunna material.

Från ett myndighetsperspektiv är Giftfri miljö alltså styrande mål för återvinning av avfall med ett fokus på materials innehåll och halter. Detta ger ett fokus på att avgifta loopar nu. Samtidigt upplevs styrningen från myndigheter vara otidlig, både geografiskt att samma verksamhet kan få olika beslut, men också att olika myndigheter sänder olika signaler gällande återvinning av avfall.

Eftersom återvinning av avfall ofta är ett komplext problem som ibland kräver svåra avvägningar finns en önskan bland verksamheter att kunna ha en dialog med styrande myndigheter. Dock framkommer en bild från intervjuerna att det är svårt att diskutera med myndigheter idag beroende på:

- Resursbrist hos myndigheter.
- Kommunikation sker främst via mejl:
  - Svårt att bygga upp en relation.
  - Svårt att skapa tillit.
  - Det tar lång tid.
- Olika departement och myndigheter är ansvariga för olika delar.

### 4.5.1.1 Begreppet giftfritt

Med förfinade analysmetoder går det idag att upptäcka mycket låga koncentrationer av ämnen. En frågeställning som lyftes vid intervjuerna och arbetsmötet är då om det kan finnas en acceptabel nivå för ett farligt ämne eller om det bara är absolut giftfritt som gäller? En annan frågeställning som lyftes från verksamhetsutövare var om kan vi acceptera halter av ett farligt ämne om vi med säkerhet vet att det inte finns någon

risk för skadlig exponering för människa och miljö? Biotest nämndes vid arbetsmötet som en metod som kan användas för att undersöka om en produkt eller ett material är säkert att använda trots att det kan innehålla en viss halt av ett farligt ämne. DEHP lyftes fram som ett exempel. I plast klassas DEHP som giftigt, men när ämnet är bundet i en kabelprodukt är ämnet inte biotillgängligt och därmed är en åsikt att DEHP skulle kunna tillåtas att användas i kabelprodukten. Dock finns idag ingen lagstiftning att luta sig på gällande detta.

#### 4.5.1.2 Risk- och säkerhetsstyrning

En åsikt är då att den ringa risken bör definieras för olika avfallsslag och tillämpningar. För återvinning inom anläggningsarbeten behövs också en bredare riskbedömning som omfattar hela anläggningsprocessen, till exempel när materialet läggs ut, samt platsens lämplighet och lakning.

Ett riskperspektiv kan också göra det enklare att inse att risken vid återvinning av avfallsbeslut aldrig är noll. Ett riskfritt lösningsalternativ, exempelvis att inte återvinna, saknas. Det finns olika risker kopplade till en linjär ekonomi, råvarubrytning, energiutvinning samt återvinning. En åsikt är därför att ett bredare perspektiv krävs där flera typer av risker och nyttor ingår. Detta innefattar både ett lokalt och ett globalt perspektiv samt nutida och framtida generationer (långsiktighet). Kemikalieinspektionen menar att en bredare riskbaserad möjlighet idag finns utifrån Giftfri miljö målet gäller *så långt det är möjligt*. Det blir alltså då en tolkningsfråga vad som är ”så långt som möjligt”. Någon vägledning hur detta ska avgöras har inte framkommit – När är risker reducerade så långt som möjligt?

#### 4.5.1.3 Problem kopplade till avfallsbegreppet

En åsikt från intervjuerna är att en svårighet vid återvinning är att man sällan kan vara helt säker på materielinnehållet. För olika avfallsslag skulle man kunna definiera gränser inom vilka innehållet bör vara, samt gränser på vad innehållet inte ska överstiga. En sådan information skulle underlätta för en marknad för återvunnet material.

För processer där fokus inte ligger på att producera en produkt, exempelvis energiutvinning är avfallet, ex. vis. slaggrus, snarare en biprodukt från kärnverksamheten. För den typen av processer kan begreppen produkt och avfall vara stelbenta, det är svårt att få alla material att passa in i dessa två kategorier. Sådana material kan vara problematiska att återvinna. Ett exempel från intervjuerna är material som kan vara helt likvärdigt jungfruligt material, men eftersom det klassas som avfall kan industriföretag inte ta emot det om de saknar tillstånd att ta emot avfall.

En annan faktor som minskar användningen av återvunnet material för anläggningsändamål, exempelvis en väg, är att det är osäkert vem som tar risken den dag vägen rivs upp. Denna osäkerhet gör det enklare och säkrare för entreprenörer och byggherrar att använda jungfruligt konventionellt material istället.

#### 4.6 Exempel på återvinning

Jord, slaggrus och plast visar på olika utmaningar som en ökad resurshushållning står inför, nedan beskrivs detta ytterligare.

##### 4.6.1 Återvinning av jordavfall

För jord är gällande lagstiftning och begreppen avfall och återvinning problematiska, vilket inte minst ses i de tvister som avgjorts i domstol. Även om ren jord inte omfattas av reglerna för avfall i Avfallsförordningen och Avfallsdirektivet (2008/98/EG), kan det fortfarande klassas som avfall. Vid infrastrukturprojekt av väg eller järnväg blir det ofta en stor mängd schaktmassor över. Enligt gällande lagstiftning och praxis så ges avfallsbegreppet en vid definition, vilket inte utesluter att icke-förorenad och obruten jord definieras som avfall. Icke-förorenad och obruten jord klassas därmed som avfall enligt gällande EU direktiv och utifrån miljöbalken (1998:808) och måste hanteras därefter. Det kan vara fråga om återvinning ifall överblivna massor kommer till nytta genom att ersätta annat material. Men om ett tydligt syfte saknas med uppläggningsklassas det som deponering av avfall, vilket innebär att även hanteringen av icke-förorenad och obruten jord fodrar tillstånd enligt miljöprövningsförordningen.

Utifrån intervjuerna är det tydligt att företagsekonomi (ekonomi och tid) ur ett verksamhetsperspektiv kan ses som det drivande och styrande målet, vilket kan stå i konflikt med miljöhänsyn. Utan en ekonomisk vinning kan ingen verksamhet överleva och finns det tillräckligt med pengar att tjäna så finns det ofta verksamhetsutövare som är villiga att göra jobbet. Tid och begränsad framförhållning spelar också in som viktiga parametrar vid exempelvis tidspressade byggprojekt.

Från intervjuerna framgår att det finns kreativa lösningar för att slippa att deponera jordavfall. Ett exempel är schaktmassor i och med byggandet av Västlänken i Göteborg. Från byggandet uppstår stora mängder lera som byggprojektet behöver göra sig av med, det är alltså avfall. Med hjälp av fiktiva byggprojekt "återanvändas" leran som icke-farligt avfall (lera) för (fiktiva) anläggningsändamål. Syftet är dock ofta att bli av med leran, vilket gör att det liknar deponering. Markägare tjänar pengar på att ta emot leran. Detta visar på en gråzon inom återvinnings- och avfallsregleringen.

I ett domstolsfall (M1832-17, 2018) anför Svevia AB att det finns en mycket stor osäkerhet gällande hur avfallslagstiftningen ska tolkas. Enligt bolaget gör olika myndigheter olika bedömningar. Motparten, Länsstyrelsen i Uppsala län, håller med om att rena massor som hanteras som avfall blir samhällsekonomiskt dyrare än vad som är miljömässigt motiverat.

I ett annat domstolsfall (M7806-16, 2017) anför Trafikverket att det inte är praktiskt genomförbart eller ekonomiskt rimligt att genomgå en tillståndsprövning för deponering av jorden. Konsekvensen blir att jorden istället transporteras till närmast liggande befintlig deponi för inert eller icke-farligt avfall. Miljönyttan med detta är obefintlig. Naturvårdsverket anför i samma fall att verksamheter utifrån avfallstrappan bör sträva efter att rena massor kan komma till användning även om de klassas som avfall.

Klassningen av ren jord som avfall innebär alltså i teorin inget hinder mot att jorden används. Tvärtom ska verksamheter utifrån avfallstrappan sträva efter att återanvända eller återvinna avfallet. Med återvinning avses då att en åtgärd vidtas så att avfallet kommer till nytta istället för något annat material. I praktiken riskerar klassningen av jord som avfall, som domfallen ovan (M1832-17, 2018, M7806-16, 2017) visar på, att leda till att ren jord i slutändan körs till en befintlig deponi (dvs. deponeras). Därmed anser Naturvårdsverket samt hovrätten att det kan finnas skäl för lagstiftaren att bestämmelserna för hantering av icke-förorenat avfall ses över.

#### 4.6.2 Återvinning av slaggrus för anläggningsändamål

År 2017 genererades en miljon ton bottenaska från svensk sopförbränning. Bottenaskan består av obrännbart material såsom glas, porslin, och metaller. Sopförbränning genererar även 288 000 ton flygaska när rökgaserna renas. Flygaskan klassas ofta som farligt avfall och läggs på deponi. Bottenaskan behandlas ofta genom att sortera bort större objekt och genom en efterlagring där kalcium i askan reagerar med luftens koldioxid. Ungefär 37 kg koldioxid tas upp per ton bottenaska (Johansson & Stagnell, 2016). Askan har sedan liknande egenskaper som grus, så kallat slaggrus, och kan därmed användas som konstruktionsmaterial, vilket minskar behovet av ballast (Johansson, 2018).

Varje gång slaggrus ska användas krävs enligt handbok 2010:1 ett godkännande från lokala myndigheter. Slaggrus innehåller generellt en högre halt av vissa metaller såsom koppar, bly och zink, jämfört med ballast från berggrunden, vilket kan vara problematiskt utifrån Giftfri miljö-målet. Om man istället baserar bedömningen på lakbarhet när slaggrus sedan ska användas är det dock främst läckage av klor och svavel till mark och vatten som betraktas som problematisk. En miljöriskbedömning krävs därmed i tillståndsförfarandet som visar att risken är ringa. En kommentar från

intervjuerna är att tillståndsförfarandet har lett till olika tolkningar och beslut i olika kommuner. Detta försvårar förutsägbarheten för verksamheters planering.

Kraven för användningen av slaggrus är strängare än motsvarande krav om material istället tas från berggrunden. Vilket enligt Johansson (2018) beror på att man i Sverige utgår ifrån materialets ursprung. Johansson (2018) anser att flera andra länder i Europa har en längre tradition av att använda avfall som resurs och därmed en bättre balans mellan risk och resurs i avfallspolitiken. Ofta är det då användning som styr kraven på avfallet, och inte materialets ursprung. Länder med en längre tradition av att använda avfall som konstruktionsmaterial har ett legalt ramverk som är differentierat, uppdelat i olika kategorier beroende på (Johansson, 2018):

- *Föroreningsnivå*, mer förorenat material kan användas i miljöer som har lägre skyddsvärde, till exempel större vägar eller industriområden. Känsliga miljöer har tuffare krav på avfallet. Renare material kan användas fritt, medan mer förorenat material måste användas med olika försiktighetsmått.
- *Permeabilitet*, obundet material kan lättare läcka.
- *Isolering*, öppen användning har högre risker än täckt användning, till exempel under vägar.
- *Användning*, olika tillämpningsområden är olika riskfyllda.

Reglerna bör enligt Johansson (2018) också vara neutrala med avseende på geografi, geologi, samt materialets ursprung, vilket skapar bättre marknadsvillkor för avfall. I en del europeiska länder är samma myndighet ansvarig, vilket skapar förutsättningar för tydligare kommunikation och en mer neutral policy. I Nederländerna är samma myndighet ansvarig för primär och sekundär råvara. Samma krav ställs oavsett materialets ursprung. En primär råvara kan således också behöva inkapslas om den inte uppfyller kraven. I Sverige är näringsdepartementet ansvariga för råvaror och miljödepartementet ansvariga för avfall, vilket gör att råvaror blir en företagsverksamhet som ska stödjas medan avfallsbaserade resurser blir en miljöfråga som ska kontrolleras (Johansson, 2018).

Ett exempel på hur material hanteras olika med avseende på ursprung är Svenska Geologiska Institutet (SGI) som bara inkluderar ballast från berggrunden i sina analyser över tillgängligt svenskt konstruktionsmaterial, vilket osynliggör kapaciteten för återvunnet konstruktionsmaterial.

Från intervjuerna framgår att slaggrus idag i stor utsträckning går till sluttäckning av deponier. Snart kommer dock många deponier vara färdigtäckta, då kommer det finnas ett stort överskott på slaggrus som skulle kunna användas som konstruktionsmaterial istället. Enligt Toller (2008) bör beslut gällande användningen av slaggrus breddas så att fler perspektiv, exempelvis ett livscykelperspektiv, läggs

till miljöriskbedömningen, vilket kan gynna återvinning av slaggrus. Som ett led i ett sådant arbete har Avfall Sverige (2019) tagit fram ett beslutsstöd för återvinning av slaggrus i asfälttäckta anläggningskonstruktioner. Beslutsstödet baseras på en miljöriskbedömning och genom att specificera den ringa risken i Naturvårdsverkets handbok (2010:1) visas på förutsättningar under vilka slaggrus kan användas med en ringa risk (i fallet med asfälttäckta anläggningskonstruktioner).

#### 4.6.3 Återvinning av plast

Den globala plastproduktionen har ökat från 1,5 miljoner ton 1950 till 350 miljoner ton 2017 varav cirka 10 % materialåtervinns<sup>17</sup>. Inom EU producerades 60 miljoner ton plast 2016. Samma år samlade EU in 27 miljoner ton plastavfall. Av denna materialåtervinns 31 %, 42 % energiutvinns och 27 % deponeras. I Sverige liksom flertalet andra EU-länder är deponering av plast reglerat vilket gjort att plastdeponering nästintill har upphört<sup>7</sup>. I nästan alla plastprodukter tillsätts additiv för att erhålla olika egenskaper såsom färg, flamskydd eller beständighet. Flera av de tidigare använda tillsatserna har senare visat sig vara farliga för människor och miljö. Genom regler såsom POP och REACH försöker EU att tidigt identifiera farliga kemikalier och att begränsa farliga kemikaliers användning. Tillsatser som idag är reglerade är till exempel vissa bromerade flamskyddsmedel, mjukgörare (ftalater), kadmium, bly och kvicksilver (Andersson et al., 2019). En genomgång av Kemikalieinspektionen (2014) visade dock att ämnen med särskilt hälsofarliga egenskaper fortfarande är mycket vanliga i plast. Kvarvarande sådana ämnen i plastavfall måste kunna hanteras om materialet ska återvinnas.

Enligt REACH är en återvinnare som släpper ut ett ämne på marknaden ansvarig att identifiera eventuella farliga egenskaper, bedöma behovet av riskhanteringsåtgärder och informera användaren genom säkerhetsdatablad och märkning. Återvinnaren måste därför känna till egenskaperna hos det återvunna materialet, bland annat vilka föroreningar det innehåller. Återvinnaren har dock inte rätt att få del av säkerhetsdatabladen från producenten (KEMI, 2014). Från intervjuerna framgår dock att en sådan information ändå inte helt löser problemet. Exempelvis blandas en mängd plastprodukter vid insamling så att varje insamlad container innehåller olika plastblandningar. För en schampoflaska i en återvinningscontainer går det att utifrån registreringen i REACH veta vad den består av. Men, när all plasten sen har processats och blir en återvinningsbar plast är det inte längre möjligt att veta vilka plastprodukter den återvunna plasten kommer ifrån eller vad den innehåller. Halter och fraktioner varierar hela tiden i cirkulära flöden och REACH är inte uppbyggt för att hantera detta. Ett marknadshinder mot en ökad plaståtervinning har varit en

<sup>17</sup> Plastics Europe, Plastics - the Facts 2018 [Nedladdad 2019-08-22]  
[https://www.plasticseurope.org/download\\_file/force/2367/181](https://www.plasticseurope.org/download_file/force/2367/181)

begränsad efterfrågan av återvunnen plast. Standarder som tydliggör vad återvunnen plast innehåller skulle troligtvis öka efterfrågan (Stenmarck et al., 2017).

Använd plast insamlas ofta på återvinningsstationer, och det krävs en renings- och separationsprocess för att kunna återvinna plasten. Målet med en sådan process är att återvinna värdefulla metaller, att få bort farliga ämnen och att nå en ren plastfraktion som kan bli till en ny produkt. Utifrån de krav som idag ställs inom EU på den återvunna plasten kan en relativt stor mängd insamlad plast återvinnas genom en modern renings- och separationsprocess (Andersson et al., 2019). En viss mängd farliga eller okända ämnen finns dock kvar vilket gör att återvunnen plast från insamlad plast till exempel inte får användas i leksaker, läkemedels- eller matprodukter. I framtiden väntas större mängder plast återvinnas kemiskt, vilket betyder att t.ex. insamlat plastavfall omvandlas till ren etan, vilken då får likvärdig kvalitet med plast från jungfruliga råvaror (Stenmarck et al., 2017). En nackdel med den kemiska återvinningen är att den kräver mycket energi. Utsorterat material som inte kan återvinnas förbränns.

## 5 Analys

Analysen syftar till att identifiera kopplingen mellan teori och praktik. Kapitlet har en mer filosofisk ansats och därav en diskuterande karaktär.

### 5.1 Problemets inramning

Hur avfallsproblemet ramas in påverkar hur risker hanteras. Enligt Bornemark (2018) behöver ratiot intellectus för att hålla sig levande. Problembeskrivningen i beslutsfattande är i stort intellectus arbete; Vad är viktigt? Vad är problemet? Vad vill vi lösa? Detta är frågor som bör ställas vid val av inramning. Detta avsnitt undersöker om återvinning av avfall har givits en lämplig inramning utifrån den teori som presenterats i rapporten.

Klinke och Renn (2002) skiljer på tre utmaningar för riskhantering: komplexitet, osäkerhet och tvetydighet. Ofta finns alla tre utmaningarna inom återvinning av avfall. Återvinning av avfall är enligt deras definition komplext när kunskapen om ingående ämnen är låg gällande orsak och konsekvens. Ett exempel är låga koncentrationer av hormonstörande ämnen som kan komma från många olika källor, vad blir den sammanvägda effekten? Osäkerhet enligt Klinke och Renn (2002) finns när starkare prediktering inte går att göra på grund av kunskapsbegränsningar, exempelvis osäkerheten gällande nya ämnen. Tvetydighet uppstår när myndigheter tolkar mål på olika sätt eller med olika värderingar, vilket förekommer inom återvinningsområdet. Samtidigt kan en ökad tvetydighet i positiv bemärkelse ske när okunnighet, avvikelser och detaljer synliggörs (Weick, 2015). Vi ska till exempel inte sträva efter en förenklad policy eller göra återvinningsfrågan enklare än vad den är. Allt avfall måste inte återvinnas överallt på samma sätt, och allt avfall måste inte förbrännas. Bedömningen måste kunna vara flexibel och samtidigt förutsägbar.

Deltagandeprocesser är viktiga för alla tre utmaningar ovan, men med olika fokus. Det viktiga är enligt Klinke och Renn (2002) att både uppnå en process med önskat deltagande (legitimitet) samt en god utkomst (resultat). För att hantera osäkerhet krävs en bredare analys som inkluderar intressenters oro och farhågor, och socio-ekonomiska aspekter. Detta fångas inte i den mer faktabaserade miljöriskanalysen. Medborgardialog med mål att synliggöra värdekonflikter och att nå breda överenskommelser är den strategi som Klinke och Renn (2002) förordar för att hantera tvetydighet.

Naturvårdsverkets handbok har utvärderats. En handbok bör vara enkel och tydlig att använda så att den tillämpas på ungefär samma sätt i hela Sverige. För enkla och väldefinierade tekniska problem finns möjligheten att skriva sådana handböcker (*hårt problem, avsnitt 2.3.1*).

Återvinning av avfall definieras ofta som, och är på många sätt, ett hårt problem. Hur kan avfall A återvinnas? Renas? Ersätta råvara B? Likväl är det ibland svårt att gå från hårda fakta och fatta beslut. Trots flera år av forskning (hård fakta) kan frågan om huruvida avfall A kan återvinnas vara olöst. Återvinning av avfall framstår som ett svårdefinierat problem med mål som står i konflikt, vilket öppnar upp för ett mjukt systemperspektiv. Ett sådant perspektiv kan synliggöra bakomliggande världsbilder och värden.

Bilden som framträder är att återvinning av avfall många gånger är ett komplext samhällsproblem (mjukt problem, avsnitt 2.3.1) där det är svårt att fullt ut från centralt håll styra de enskilda bedömningarna, speciellt med hjälp av generella handböcker. Ett viktigt komplement till den här typen av problem som hamnar utanför handboken skulle utifrån teorin vara dialog och diskussion. Samtidigt framkommer från intervjuerna en bild av att det är svårt verksamhetsutövare att diskutera med myndigheter idag. Detta kopplar troligtvis också till den managementbyråkratiska styrning som idag genomsyrar de flesta svenska myndigheter. Medarbetare som detaljstyrs kan vara svåra att kommunicera med, speciellt när det gäller nya sätt att tänka eller angripa ett problem på. Enligt Fransson och Quist (2018) tar en återprofessionalisering tid, men skulle skapa bättre förutsättningar för dialog med medarbetare som kände sig trygga att fatta beslut.

Ett mjukt systemperspektiv tar in fler aspekter, vilket också kräver representanter från de tre olika parterna: riskutsatta, fördelstagare och beslutsfattare. Beslut om återvinning av avfall sker under osäkerheter gällande kemikaliers farlighet och användning. Samtidigt står stora värden såsom långsiktig hållbarhet på spel. Funtowicz & Ravetz (1992) menar att post-normal vetenskap (eng. "post-normal science") bäst lämpar sig för den här typen av beslut (stora osäkerheter och värden på spel). Genom post-normal vetenskap förordar de en demokratisk form av problemlösande där varje individ är legitim att bidra till problemets lösning. Samtidigt är ekonomi en stark drivkraft för företag. Detta riskerar prägla diskussionen och en eventuell konflikt mellan kortsiktig vinst och långsiktig hållbarhet behöver kunna hanteras.

Det behöver finnas något sätt att väga nutida risk mot framtida nytta, vilket saknas idag. Detta gör det svårt för verksamheter att göra långsiktiga investeringar. Framtida osäkerheter behöver hanteras för att branschen ska våga investera i återvinning. Från praktiken framkommer att styrning genom reglering inte verkar vara en helt framkomlig väg trots att lagstiftningen är uppdaterad. Ett tilltalande alternativ enligt teorin är att styra genom dialog istället för genom kontroll. Inom vilka former skulle en konstruktiv dialog (för enskilda fall och på ett övergripande plan) kunna föras? Ett exempel kan hämtas från avfallsförbränning. Sverige har som

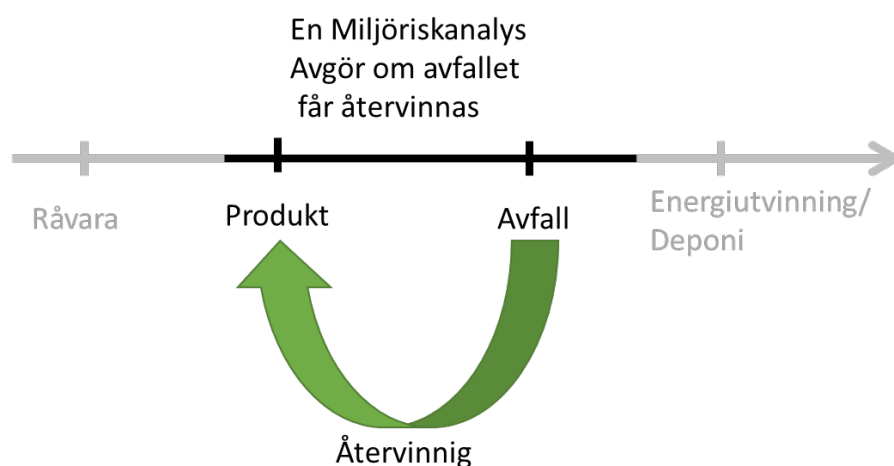
ett av få länder lyckats bygga avfallsförbränning och få den accepterad av allmänheten. En bidragande orsak kan vara att kommunerna ålades att ta fram kommunala avfallsplaner. Utbyggnaden krävde därmed lokala beslut i kommunen. Därmed blev besluten lokalt förankrade med ett lokalt stöd. Den medborgardialog som behövdes sköttes då lokalt. För återvinning av olika avfall finns ingen sådan dialog och det finns inte heller ett ansvar att ta beslut lokalt. Skulle människors oro över miljögifter samt oron för risker kopplade till deponering och en linjär ekonomi kunna fångas upp och synliggöras genom lokala dialoger eller debatter?

Det står klart att återvinning av avfall på flera sätt är ett mjukt problem med mål som står i konflikt och svåra avvägningar som måste göras. Mjuka metoder som då kan användas fokuserar på att bjuda in representanter och diskutera problemets beskrivning och den målbild som föreligger.

Val av målbild påverkar vilka risker som synliggörs i beslutsprocessen. Risker handlar om alla hot mot önskvärda utfall som vi värderar positivt. Riskmålet bör enligt Holmgren & Thedéen (2003) vara relaterat till den beslutssituation det är fråga om. Om vi som samhälle ska välja mellan att återvinna eller inte bör konsekvenserna av båda alternativen (att återvinna respektive att inte återvinna) utvärderas, med avseende på alla relevanta mål, såsom Giftfri miljö-målet, målet gällande resurseffektivitet och Klimatmålet.

Inom beslutsteori (ex. vis. Hammond m. fl. 1999) ska ett status quo alternativ definieras för varje enskilt beslut som en sund referensram att värdera andra alternativ mot. Normalt utgörs status quo-alternativet till att börja med av ”gör ingenting”, dock är det för återvinning av avfall inte självklart vilket referensalternativ som detta representerar. Är det att använda jungfruligt material (dvs. att inte återvinna)? Eller ska en viss känd och vanlig återvinningsprocess vara referensalternativ? För en värdeneutral problemformulering verkar det som att det inom området återvinning av avfall är bättre att utvärdera alternativen att återvinna (på olika sätt) och inte återvinna mot varandra, utan att se den ena eller andra som ”status quo”.

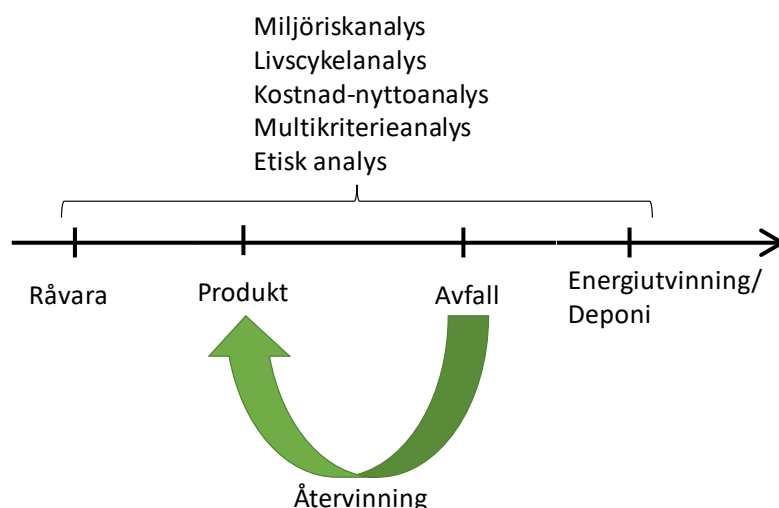
Idag är en lokal miljöriskanalys den styrande metoden för att säkerställa att miljöpåverkan blir ringa eller mindre än ringa, se Figur 9. Därmed beaktas inte miljöpåverkan från till exempel råvarubrytning eller deponi. Genom en strikt gränsbaserad riskanalysprincip på avfallet finns risker att än större konsekvenser från råvarubrytning eller deponi/energiutvinning accepteras istället. Man riskerar skapa större miljörisker än de man försöker skydda sig ifrån. Detta är enligt teorin (Basta, 2014, Ersdal & Aven, 2008) en konsekvens av gränsbaserad riskhantering, om gränsen sätts för hårt (vi vill ju gärna ha en giftfri miljö), slår det tillbaka inom andra samhällsområden.



Figur 9 I en miljöriskanalys görs en lokal bedömning utgående ifrån avfallets innehåll och användning. Miljörisker vid ex. råvarubrytning och deponi beaktas inte.

#### 5.1.1 En ansats till ett bredare perspektiv

För att beakta miljörisker vid exempelvis råvaruhantering och deponi behövs ett breddat perspektiv. Förutom att bedöma risker, bör även nyttan med att återvinna jämfört med att använda jungfruligt material och deponera framgå från analyserna. Metoder såsom livscykelanalys, kostnad-nyttanalys, multikriterieanalys eller etisk analys skulle kunna användas som komplement till miljöriskanalysen för ett breddat perspektiv, se Figur 10.



Figur 10 Med ett bredare perspektiv kan flera miljöaspekter, till exempel från råvarubrytning eller deponering, som påverkas av beslutet att återvinna eller inte fångas upp.

Hansson (1994) lyfter fram att alla beslut måste avgränsas för att bli hanterbara. En fördel med dagens snävare metodik är att den är praktiskt användbar ur ett lokalt perspektiv och är baserad på en logik för att nå en slutsats, även om det visat sig ge en begränsad återvinning. Ett bredare perspektiv kan leda till mer data, större osäkerhet och i värsta fall en minskad användbarhet. Möjligtvis är en kompromiss att utgå ifrån en trappa som går från snävare till bredare. För enklare fall räcker det då med de snävare analyserna, medan det finns en möjlighet till bredare analyser för återvinningsbeslut som kräver en mer nyanserad avvägning.

Ett exempel på hur ett bredare perspektiv kan analyseras ur ett helhetsperspektiv är att kombinera ett gränsbaserat (deontologisk grund) och ett nyttobaserat (konsekvensetisk grund) perspektiv i form av en trappa:

1. *Halter, innehåll (Deontologiskt)*
2. *Exponering och lämplighet (Deontologiskt)*
  - a. *Användning*
  - b. *Hälsaspekter*
  - c. *Läkbarhet*
  - d. *Biotillgänglighet/Biotest*
3. *Miljönytta ur ett bredare perspektiv (Konsekvensetiskt)*
  - a. *Kostnad-nytta (risk att etiska aspekter döljs)*
  - b. *Multikriterieanalys (etiska aspekter kan naturligt ingå)*

Exempelvis skulle man då kunna tänka att det för enklare material som inte är förorenade, räcker med en undersökning på punkt 1 ovan (mindre än ringa risk). För material som innehåller farliga ämnen, men där en miljöriskanalys som studerar materialets lämplighet i tänkt applikation eller produkt visar att ringa risk föreligger, räcker det med steg 2 ovan. I svårare fall där mer än ringa risk föreligger krävs en bredare analys som inkluderar relevanta miljörisker ur ett bredare perspektiv. Skapas än större risker om materialet inte återvinns? Notera här att etiska aspekter också kan inkluderas, om exempelvis råvarubrytningen kränker mänskliga rättigheter.

Man kan dock ifrågasätta ifall inte ovan nämnda trappa med ett stort urval av analyser befäster den historiska dualistiska vägen där primära råvaror går fria från analysbehov och återvunna råvaror ska hanteras. Stigmatiseringen av avfall som i sig något negativt att hanteras behöver lyftas. Ur ett cirkulärt perspektiv borde det vara tvärtom: om man vill använda primära råvaror måste man visa att det inte går att få tag i motsvarande återvunnen råvara. Detta är ett djupt rotat paradigm att bryta och hänger ihop med att olika myndigheter och regelverk ansvarar för primär respektive sekundär råvara. Man skulle också kunna tänka sig att varje produkt ska bära sina egna miljökostnader.

## 5.2 Hantering av osäkerheter

Tre viktiga osäkerheter för återvinning av avfall kan identifieras:

- Kunskapsosäkerhet gällande kemikaliers farlighet och framtida spridning.
- En värderingsosäkerhet gällande vilka mål som gäller. Är verkligen Giftfri miljö målet viktigare än (dvs. styrande) resurseffektivitet och Klimatmålet?
- Osäkerhet gällande problemets avgränsning. Ska återvinning av avfallsbeslut verkligen avgränsas till en lokal miljöriskbedömning? Ska inte globala aspekter vägas in? Är nutida risker viktigare än framtida?

För riskbegreppet är osäkerhet centralt. För potentiellt farliga ämnen finns en betydande kunskapsosäkerhet gällande faran och risken hos en stor mängd ämnen. Därmed bör riskbegreppet inte enbart innefatta osäkerhet från naturlig variation eller ”slumpen” (aleatorisk), utan också kunskapsosäkerhet (epistemisk). I övrigt likvärdiga ämnen med lite kunskap (få studier, kort tid av användning) bör ha en större risk än ett ämne med mycket kunskap (få studier, längre och mer omfattande användning). Detta gäller inte minst när riskanalysmetoder används för att visa att produkter är säkra – vilken kunskap och vilka antaganden baseras analysen på?

I praktiken verkar vi inte tycka att allt är jämförbart utifrån förväntad nyttoteori, tex. att ta en risk som kan äventyra överlevnad även om väntevärdet är positivt. I enlighet med Prawitz (1980) bör vi därmed ha övergripande principer som screenar bort avfall med en stor negativ potential för miljö och människors hälsa. Försiktighetsprincipen bör ingå för att screena bort potentiellt farliga ämnen, speciellt gällande oåterkalleliga (’irreversibility’) konsekvenser och tillgängliga (’ubiquity’) ämnen med stor spridning, tills motsatsen är bevisad, att ämnet inte är farligt.

Samtidigt är det tydligt att vi, kanske i synnerhet inom miljöområdet, är dåliga på att tänka efter före. PFAS har till exempel använts (och fortsätter användas) under en lång tid i samhället trots misstankar (trots att det nu är tämligen klarlagt) gällande ämnets negativa miljökonsekvenser. För ämnen som redan används i produkter som vi behöver, verkar det synnerligen svårt att kontinuerligt utvärdera risker och tillämpa försiktighetsprincipen. Hur kan vi ta hänsyn till vår inneboende oförmåga att identifiera nya beslutssituationer där försiktighetsprincipen bör tillämpas?

Andra osäkerheter är hur framtida markanvändning kommer att se ut, eller hur mycket eller lite förorening som en viss anläggning i praktiken kommer att läcka. Ur vissa avseenden, som den senare, är god praxis att använda sig av säkerhetsfaktorer, dvs. med ganska stor säkerhet så läcker anläggningen i praktiken mindre än vad som beräknats. Ur andra avseenden har vi en mer genuin osäkerhet, vi vet till exempel inte hur marken kommer att användas i framtiden. Ur ett pragmatiskt perspektiv måste beslut avgränsas till den kunskap vi har idag. Om marken i framtiden kommer

att användas på ett annat sätt representerar detta nya beslutssituationer och nya beslut. Som tidigare påpekats måste beslut avgränsas för att bli hanterbara.

Med säkerhet vet vi dock att vi måste ställa om till en cirkulär ekonomi eftersom jordens resurser är begränsade. Det verkar då rimligt att arbeta mot det vi vet med säkerhet (att vi måste ställa om till en cirkulär ekonomi) samtidigt som vi lär oss mer om det vi ännu inte vet. Det verkar då som att en policy för Giftfri miljö skulle kunna fokusera på att fasa ut farliga ämnen från nyproduktion, och samtidigt tillåta en säker och resurseffektiv återvinning om det går att påvisa att riskerna för människor och miljö är acceptabla. För detta krävs dock att gränsen för vad som är acceptabelt eller inte definieras.

En annan osäkerhet är hur problemet ska avgränsas. Detta kopplar till vilka mål som ska uppnås med beslutet att återvinna eller inte. Mycket talar för att problemet, åtminstone i vissa fall ges en för snäv inramning utifrån Giftfri miljö målet med konsekvensen att den totala miljönyttan med besluten blir låg eller dålig. Förslag till bredare inramningar ges i detta kapitel.

### 5.3 Det långsiktiga perspektivet

Ett sätt att se på de två tolkningarna av Giftfri miljö-målet i avsnitt 4.1.1 är att den första tolkningen är ett mer visionärt mål och den andra tolkningen är ett mer praktiskt tillämpbart mål idag för materialströmmar där farliga ämnen hela tiden kommer in.

Å andra sidan är besluten idag inramade utifrån tolkning 1 genom att en nutida miljöriskanalys görs som analyserar miljömålet Giftfri miljö. Långsiktiga aspekter, ex. vis resurseffektivitet och klimatpåverkan (Tolkning 2), kan tas med i ett bredare perspektiv. Varje negativ klimatpåverkan nu riskerar ackumuleras i atmosfären och påverka framtida generationer allt mer för varje år växthusgaserna i atmosfären ökar.

Att få in det långsiktiga perspektivet i beslut är dock svårt, inte minst eftersom till exempel kostnad-nytto analys diskonterar bort långsiktiga effekter. Lägre diskonteringsräntor kan vara en del av lösningen (Söderqvist, 2006), eller ett högre pris på utsläpp av klimatgaser och långlivade miljögifter

Återvinning av avfall är till stor del vad Hammond m. fl. (1999) kallar sammanlänkade beslut som beror av tidigare beslut, t.ex. de beslut som lett fram till att avfallet har skapats, och framtida beslut, t.ex. markanvändning och framtida toxikologiska studier. Framförallt kan två grupper av sammanlänkade beslut identifieras:

1. Beslut (linjär ekonomi) som leder till att primära råvaror och farliga ämnen tillförs i samhällets materialcykler (exempelvis genom privat konsumtion eller illegal import av produkter producerade inom eller utanför EU).
2. Beslut som tillåter (cirkulärt) eller inte tillåter (linjärt) återvinning inom materialcykeln.

Beslut i grupp 1 påverkar vilka beslut som kan fattas i grupp 2, därmed är de sammanlänkade. Beslutssituation 1 handlar om att farliga ämnen tillförs nyproducerade produkter. En hård reglering gällande farliga ämnen inom grupp 1 ger bättre förutsättningar för cirkulära flöden (grupp 2). En hård reglering gällande farliga ämnen i grupp 2 ger minskade förutsättningar för cirkulära flöden. En åsikt från intervjuerna är att det är dubbelmoral att tillåta farliga ämnen i situation 1, men inte i situation 2. Det som tillåts komma in via beslut under grupp 1 borde, givet en positiv resurseffektivitet, också få återcirkulera fler gånger om det kan ske på ett lika säkert sätt som vid bedömningen för beslutet under grupp 1.

I takt med att klimathotet blir allt mer akut kan man tänka sig att samhället värdesätter återvinning allt mer. En cirkulär ekonomi har en stor potential att drastiskt minska klimatpåverkan.

#### 5.4 Etiska aspekter

Idag tas en hänsyn till platsens lämplighet. Exempelvis Natura 2000 områden, nationalparker, industriområden och kraftigt påverkade områden behandlas olika. Detta har tydligt stöd från ett miljöetiskt perspektiv.

För återvinning av avfall finns många viktiga parter. Vilka dessa parter är och hur de kan grupperas utifrån den etiska analysen (fördelstagare/beslutsfattare/riskutsatt) diskuterades på arbetsmötet. Notera att en part kan vara representerad i flera grupper. De identifierade parterna är:

- *Producenter och processindustri* som skapar produkter som förr eller senare blir till avfall och som kan vara mer eller mindre återvinningsbara,
- *avfallshanterare* som tar emot eller samlar in avfall,
- *verksamhetsutövare* som kan använda (återvinna eller återbruka) avfallet,
- *Prövnings- och tillsynsmyndigheter*, samt
- *Riskutsatta människor, djur och miljö*

Människor i allmänhet kan, i den mån de lever i en fungerande demokrati och har inflytande över samhälleligt beslutsfattande ses som fördelstagare av de tjänster och aktiviteter som uppehåller välfärdssamhället. Utifrån det kan personer i form av *konsumenter* därför också anses vara fördelstagare. Den mest problematiska gruppen av de riskutsatta blir då djur och miljö som knappast kan anses dra fördel av industri

och välfärdssamhället, snarare tvärtom då den naturliga livsmiljön för dem kraftigt försämrats. Alla parter utom de riskutsatta, kan i någon mån ses som beslutsfattare. Fördelstagare är främst producenter, avfallshanterare och verksamhetsutövare. Dock är den som tar emot ett avfall ofta mer riskutsatt än den som är producent. Det finns en klar risk, från ett etiskt perspektiv, att beslutsfattare och fördelstagare drar fördel av att utsätta (personer), djur och miljö för risker. Miljöbalken är ett sätt genom vilket samhället för de utsattas talan, samtidigt som flera initiativ strävar efter att stärka naturens rättigheter ytterligare.

Producenten är enligt REACH skyldig att se till produktens hela livscykel, men det framgår från intervjuer att detta inte betyder att produkter idag är återvinningsbara. Producenten kommer i många fall lindrigt undan som både fördelstagare och beslutsfattare. Här finns en målkonflikten mellan ekonomi (producentens) och hållbarhet eller miljöhänsyn (myndighetsperspektiv och gemene man). Från intervjuer och arbetsmöte verkar det saknas tillräckligt starka incitament för att fullt ut beakta hållbarhet och miljö, exempelvis genom att göra återvinningsbara och giftfria produkter. Producenten har en stor påverkan på hur produkten i slutändan kan återvinnas.

En grupp som inte har nämnts ovan är råvaruproducenter. Dessa är egentligen fränkopplade frågan om återvinning, men kan ändå beaktas som fördelstagare då de drar fördel av en låg grad av återvinning. Det finns också andra etiska perspektiv med råvaruutvinning som kan behövas beakta i beslut rörande återvinning, exempelvis om råvarubrytning kränker mänskliga rättigheter eller om fördelstagare (exempelvis i rika länder) utsätter människor och miljö för höga risker (exempelvis i fattiga länder).

Ansvar kopplat till avfall kan fördelas på olika sätt. Ur ett konsekvensetiskt perspektiv bör ansvar fördelas på det sätt som ger mest nytta. För en utilitarist spelar det ingen roll hur det goda fördelas, bara det blir så mycket gott som möjligt. Ur ett deontologiskt perspektiv så ska den som gör gott få gott och den som gör dåligt har en skuld. Ur ett deontologiskt perspektiv kan man tänka att ansvar fördelas, till exempel så jämt som möjligt eller baserat på behov eller skuld. Exempelvis principen att förorenaren betalar (PPP, polluter pays principle) är baserad på skuld. Att en förorenare ska betala betyder att denne bör hållas juridiskt ansvarig om skador uppstår på hälsa eller miljö. Lundgren (2006) menar dock att dagens lagstiftningen inte ser ut så, vilket resulterar i att de utsatta får betala när miljöskador uppstår. Ett exempel på ett PPP-incitament som finns i Sverige är miljöskatter på bekämpningsmedel.

Ett deontologiskt perspektiv sätter handlingen i fokus. Om man utvinner något ur naturen kan man säga att man har en plikt att göra det bästa möjliga av det man tar

från naturen, exempelvis att återvinna istället för att deponera, samtidigt kan man hävda att man inte bör blanda in farliga ämnen i rena material (om rena materialströmmar finns).

Ur ett deontologiskt perspektiv kan man också säga att vi har större plikter mot de närmaste, dvs. ett lokalt perspektiv framför ett globalt, vilket ger stöd till miljöriskanalys som ofta tar ett lokalt perspektiv. Samtidigt finns uppfattningar om att till exempel se mänskliga rättigheter som en global princip, vilket ger deontologiskt stöd till att ta ett globalt perspektiv, till exempel att jämföra med de miljöeffekter som sker istället för återvinning; dvs. råvarubrytning, förbränning eller deponering.

Deontologisk etik skiljer på aktivt och passivt handlande, det ligger då närmre att undvika den mer aktiva handlingen att förorena som skulle kunna vara värre än att underlåta att återvinna (givet en linjär ekonomi som norm).

Med ett deontologiskt perspektiv ligger det nära till hands att se rätten till en sund miljö som en plikt, vi bör inte skräpa ner. Om vi skräpar ner ska vi betala för det (enligt principen PPP). Det går dock att argumentera för att plikten om Giftfri miljö står mot andra plikter, exempelvis resurseffektivitet, eller rätten till en miljö opåverkad av klimatförändring. Det blir då en fråga om att, vid konflikt, sätta den viktigaste plikten först. Även om man kan argumentera för att plikten om Giftfri miljö har en större tyngd (närhetsprincipen och aktivt ansvar), är det inte solklart att Giftfri miljö faktiskt väger tyngst för pliktetikern. Det kan också tänkas att man får restplikter som kräver kompensation för de plikter som bryts. Det är dock tveksamt hur man i praktiken kan kompensera för farliga ämnen i miljön, eller skapandet av irreversibla processer såsom klimatförändringar. Hur kompenserar man till exempel medvetna djur som drabbas eller framtida generationer?

Ur ett konsekvensetiskt perspektiv söks ingen specifik gräns, plikt eller rättighet som ska få styra beslutet. Istället ligger fokus på att maximera nyttan, vilket inkluderar alla nyttor. Det spelar ingen roll om effekterna sker lokalt eller globalt, alla effekter bör inkluderas. Konsekvensetiken förespråkar alltså ett bredare perspektiv där fler effekter än lokala miljökonsekvenser är relevanta. Från ett konsekvensetiskt perspektiv bör alltså Giftfri miljö-målet vägas mot andra nyttor. Ett exempel på ett konsekvensetiskt perspektiv (samt ett bredare perspektiv) återfinns i miljöbalkens rimlighetsavvägning. Denna rimlighetsavvägning tillämpas dock inte inom återvinning av avfall. Nackdelar med ett konsekvensetiskt tillvägagångssätt är att det kan vara svårt att väga olika typer av nyttor mot varandra. Detta hindrar dock inte att en så god avvägning som möjligt görs och att det bästa beslutet, givet relevanta faktorer, kan fattas. Det finns vägledning gällande hur en rimlighetsavvägning kan göras som beaktar både ett samhällsekonomiskt likväl som ett företagsekonomiskt

perspektiv. Multikriterieanalys är ett annat exempel på en metod där flera olika aspekter kan vägas samman.

## 5.5 Övergripande principer för riskbedömning

Ett antal hypoteser till principer diskuteras i detta avsnitt.

*Samma krav på återvunnet material som på ny råvara.* Denna princip antar ett gränsbaserat perspektiv med fokus på innehåll av farliga ämnen som inte bör överskrida primära råvaror. Ett tydligt problem här är vilka krav som faktiskt gäller för den nya råvaran eftersom den kan variera i kvalitet och ursprung. Principen kan dock gynna återvinning om inga farliga ämnen tillsätts i en cirkulär process, då ska ju innehållet vara detsamma i avfallet som i råvaran. Varianter av principen skulle kunna precisera en viss gräns, till exempel för ringa risk som handbok 2010:1. Principen kan också verka hård om användningen inte är känslig, eller om det finns stora vinster med att återvinna som vi går miste om, eller stora kostnader (till exempel i energi) för nytillverkning.

Ett strikt noll-risk mål för att uppnå en giftfri miljö (dvs. begränsad återvinning), liksom Trafikverkets Nollvision, riskerar, att leda till andra risker. Exempelvis risker kopplade till att avfall måste deponeras eller förbrännas och en framtida resursbrist. Risker från farliga ämnen är inte den enda risken. Vi har också miljöhot från resursineffektivitet, till exempel risker kopplade till ett varmare klimat. Samtidigt finns en Giftfri miljö-risk kopplat till deponier eller förbränning, som ibland är alternativet till återvinning, samt råvaruproduktion. Därmed förstås att ett noll-risk mål varken är möjligt eller önskvärt. Åtminstone en återvinningsrisk i paritet med den långsiktiga miljörisken kopplat till andra alternativ inklusive dess klimatpåverkan bör accepteras. En princip skulle därmed kunna vara: *Riskerna för återvinning är acceptabla om de understiger riskerna för andra alternativ.* En sådan princip kan behöva kompletteras med ett etiskt beaktande eftersom det ofta görs skillnad på lokalt kända liv (Giftfri miljö-perspektivet) och globalt statistiska liv (klimathotet). En rimlig strategi från teorin är att hantera alla liv som lika mycket värda.

En annan princip vid riskanalys skulle kunna inkludera användningen av materialet: *Risken med återvunnet material ska vara likvärdig eller lägre med liknande produkter.* Här skulle också en mer konkret risknivå i termer av miljöskador eller hälsoeffekter kunna preciseras. Detta är ett gränsbaserat perspektiv med fokus på giftfrihet. Riskmått i termer av per ton återvunnet material skulle dock kunna väga in en viss nytta i riskmålet, även om nyttan inte alltid är proportionell mot massan avfall (men troligtvis ofta för transport och deponi): *Risken per återvunnet ton avfall ska högst vara X.*

För riskbaserade gränser kan stora diskussioner väntas gällande vilken risknivå som gäller. Man kan alltid argumentera för en lägre eller högre gräns, det finns inget rätt eller fel. Inom olika länder och olika branscher tillämpas olika risknivåer. Samtidigt kan risken aldrig bli noll, även jungfrulig mark innehåller naturligt "farliga ämnen". Fördelarna med ett industrisamhälle medför rimligtvis att en viss ofrånkomlig förhöjd nivå accepteras. Principerna ovan som fokuserar på risk kommer oftast vara konservativa eftersom nyttan med att återvinna i många fall kommer vara positiv. Ett konsekvensetiskt perspektiv förespråkar att en förhöjd risk i paritet med nyttan accepteras.

Utifrån miljöbalken ska flera aspekter, inklusive resursåtervinnig, miljö och hälsoaspekter, vägas samman så att en långsiktig hållbar utveckling främjas. Man skulle därmed kunna formulera en princip i linje med denna: *Återvinning av material ska främja en långsiktig hållbar utveckling*. Man skulle också kunna tänka sig att Miljöbalken inte skiljer på primära och sekundära material så att det ställs samma krav på att visa miljönytta oavsett materials ursprung (exempelvis genom att motivera varför primära råvaror används framför sekundära, vilket är rimligt ur ett cirkulärt perspektiv): *Användning av material ska främja en långsiktig hållbar utveckling*. Denna princip har styrkan att vara tämligen självklar men svagheten att inte vara speciellt precis gällande avvägningen mellan Giftfri miljö och resurseffektivitet som båda kan anses gynna en långsiktig hållbar utveckling. En kostnad-nyttoanalys och/eller en multikriterieanalys skulle dock kunna väga samman miljörisker och återvinningsnyttor.

Den mest tillämpade principen för beslutsfattande skulle kräva att det beslut väljs som maximerar nyttan: *Ett avfall bör återvinnas om den totala nyttan är större än nyttan för andra beslutsalternativ*. Som tidigare påpekats kan en kostnad-nyttoanalys dölja viktiga etiska aspekter, till exempel, vem som utsätts för risk eller vem som får fördelarna. Principen kan därmed skärpas med krav liknande de Hansson (2013) tidigare föreslagit: *Ett avfall bör återvinnas om den totala nyttan är större än nyttan för andra beslutsalternativ i ett rättvist samhälleligt system för risktagande, som verkar till varje individs fördel. Varje riskutsatt person bör ha samma möjlighet som alla andra riskutsatta att påverka sin riskexponering utan att förlora de sociala fördelar som rättfärdigar risken. För den som utsätter någon för en risk kvarstår restplikter, vilka ställer krav på att informera och om möjligt begränsa risken och eventuellt till att erbjuda kompensation*. Denna princip inkluderar dock inte andra medvetna varelser än människor.

## 6 Slutsatser

Alla beslut måste avgränsas för att bli hanterbara. Det kan dock ifrågasättas om inte dagens metod för beslut gällande återvinning av avfall är lite väl snäv givet problemets natur och de mål som påverkas. Det kan ifrågasättas huruvida alla relevanta risker, exempelvis resurseffektivitet och klimatrisker beaktas i dagens beslutsfattande. En översyn av problemets inramning bör därför göras innan ett beslutsstöd tas fram. Faktorer som behöver beaktas vid själva inramningen är vilka mål som ska beaktas och hur dessa värderas i relation till varandra, vilken komplexitet, osäkerhet och tvetydighet som problemet är förknippat med, samt vilka delar av problemet som behöver angripas som ett hårt eller mjukt problem.

Ofta säger man att hanteringen av risk ska vara rationell, implicit eller explicit utifrån ett riskanalys- eller kostnad-nyttoperspektiv. Men vad som är rationellt beror på vilka mål som ska uppnås. Inom området återvinning av avfall finns flera målsättningar; Giftfri miljö, Klimatmålet och mål om resurseffektivitet. Av dessa ser Svenska myndigheter (bl. a. Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen) Giftfri miljö som det styrande målet när det gäller återvinning av avfall. Det har framkommit att det kan vara svårt att göra avvägningar mellan målen. En orsak till att det är svårt att göra avvägningar mellan de olika målen är att olika myndigheter är ansvariga för dem. Kemikalieinspektionen är ansvariga för målet Giftfri miljö och Naturvårdsverket är bland annat ansvariga för miljömål som handlar om resurseffektivitet. En tydligare markering från en högre nivå skulle kunna klargöra hur de olika målen ska värderas när de står emot varandra inom området återvinning av avfall, och hur en långsiktig hållbarhet kan främjas.

Risker bör inte hanteras utifrån tradition eller kultur inom ett visst område utan bör hanteras utifrån ett välmotiverat val av värderingar, principer och metoder. Ett explicit val eller ett implicit "icke-val" kommer utesluta alternativa värderingar, principer och metoder. Valet bör därmed avgöras i ett transparent och demokratiskt forum. Beslut gällande återvinning av avfall är förknippade med komplexitet, osäkerhet och tvetydighet. Återvinning av avfall är på många sätt ett karaktäristiskt mjukt problem. För att kunna lösa kärnfrågan hur en avvägning mellan mål ska göras är mjuka problem-metoder därmed att föredra. Ett exempel på en sådan metod är dialog med problemets samtliga intressenter representerade med syfte att fånga problemets många olika perspektiv, såväl tekniska, sociala och etiska.

Etiken kan hjälpa oss med frågor såsom hur vi bör handla. Det finns primärt två normativa etiska teorier, konsekvensetik och deontologisk etik. Ett deontologiskt perspektiv styr med hjälp av gränser och skulle kunna ge en större tyngd till Giftfri miljö-målet. Det kan dock ifrågasättas att Giftfri miljömålet ska vara den styrande plikten framför resurseffektivitet och Klimatmålet. Ett konsekvensetiskt perspektiv

förespråkar en nytto-baserad styrning där Giftfri miljö-målet vägs mot andra mål och nyttor, såsom resurseffektivitet. Ett konsekvensetiskt perspektiv verkar i det här fallet rimligare där det bästa beslutet i hög grad påverkas av flera viktiga mål. Det går också att kombinera de deontologiska och konsekvensetiska perspektiven så att man inom vissa gränser eller under vissa förutsättningar (deontologiska gränser) får göra en nytto-bedömning (konsekvensetisk).

För att kunna beakta alla relevanta mål för återvinning behövs ett breddat beslutsperspektiv, vilket kan inkludera fler aspekter i riskanalysen (exempelvis lakbarhet och biotillgänglighet) för att bättre karaktärisera risken. Riskbegreppet bör då inkludera kunskapsosäkerheter som är centralt för att kunna tillämpa försiktighetsprincipen. Ett bredare perspektiv kan också inkludera miljörisker på andra platser från råvarubrytning, deponering eller förbränning, eller en livscykelanalys som jämför den globala miljöpåverkan mellan att återvinna och inte. Etiska faktorer, exempelvis om råvarubrytning kränker mänskliga rättigheter eller om fördelstagare (exempelvis i rika länder) utsätter människor och miljö för höga risker (exempelvis i fattiga länder) kan också inkluderas. En multikriterieanalys kan väga de olika faktorerna mot varandra för att se vad som ger mest miljönytta. Ett breddat perspektiv skulle dock medföra en ökad komplexitet för återvinningsbeslut med följden att användningen av jungfruligt material då gynnas om det inte samtidigt ställs motsvarande krav för att använda detta. På ett övergripande plan bör återvunnet och jungfruligt material behandlas lika. Ur ett cirkulärt perspektiv borde man på motsvarande sätt alltid behöva visa att valet av material (återvunnet eller jungfruligt) främjar långsiktig hållbarhet (eller att det inte går att få tag i motsvarande återvunnet material).

Trots att fokus i denna rapport inte har varit på de marknadsekonomiska aspekterna kan det vara värt att nämna att det även krävs insatser inom detta område för att förbättra förutsättningarna för ökad återvinning och därmed långsiktig hållbarhet. Exempelvis behövs det mer incitament för att göra rätt från början. Producenter behöver redan vid produktdesignen ta ansvar för god återvinningsbarhet och det behövs bättre återkopplingsmöjligheter från återvinningsföretag till producenter gällande hur produkters återvinningsbarhet kan förbättras. En del av detta är att hindra att nya gifter tillförs den cirkulära loopen genom till exempel illegal import av ämnen. Dessutom behöver det finnas en efterfrågan från producenterna att använda återvunnet material och slutligen, behöver våra köpvanor ses över med syfte att minska konsumtionen.

Om återvinning av avfall ses som ett beslutsproblem står valet mellan att återvinna (på olika sätt), eller att inte återvinna (dvs. deponering, förbränning eller energiutvinning). Följande bör beaktas vid framtagningen av ett beslutsstöd.

- Tar hänsyn till alla relevanta (miljö)mål.
- Tar hänsyn till både subjektiva, diskursiva och objektiva, mätbara faktorer, och blandar analytiskt och intuitivt, etiskt tänkande.
- Båda alternativen "att återvinna" och "att inte återvinna" bör utvärderas med avseende på de relevanta mål.
- Helhetssyn, där till exempel miljörisker med råvarubrytning och deponi inkluderas i riskbedömningen. Dvs risker med "att inte återvinna" bör inkluderas som en aspekt i beslutsstödet.
- Flexibilitet; kräver bara så mycket information och analys som är nödvändigt för beslutet.
- Kunskapsosäkerhet bör beaktas så att försiktighetsprincipen kan tillämpas. Andra viktiga aspekter för försiktighetsprincipen är oåterkalleliga konsekvenser och tillgängliga ämnen med stor spridning.
- Beakta kortsiktig vinst kontra långsiktig hållbarhet.
- Kunna fatta beslut (troligtvis krävs att olika nyttor och risker vägs mot varandra, exempelvis genom multikriterieanalys).

## Referenser

- AHTEENSUU, M. & SANDIN, P. 2012. The Precautionary Principle. In: ROESER, S., HILLERBRAND, R., SANDIN, P. & PETERSON, M. (eds.) *Handbook of Risk Theory: Epistemology, Decision Theory, Ethics, and Social Implications of Risk*. Springer Science+Business Media B.V.
- AMENDOLA, A. 2001. Recent paradigms for risk informed decision making. *Safety Science*, 40, 17-30.
- ANDERSSON, F. & PETTERSSON, T. 2008. The Vision Thing: Actors, Decision-Making and Lock-In Effects in Swedish Road Safety Policy since the 1990s. *Umeå Papers in Economic History*, 1-16.
- ANDERSSON, M., OXFALL, H. & NILSSON, C. 2019. Mapping and Evaluation of some Restricted Chemical Substances in Recycled Plastics Originating from ELV and WEEE Collected in Europe. *RISE Rapport*. Mölndal.
- ANDERSSON, R. & ROLLENHAGEN, C. 2003. *Systemgrupper och innovativ problemlösning*, Lund, Studentlitteratur.
- BASTA, C. 2014. Siting risky facilities: Probabilism, determinism and beyond. *Planning Theory*, 13, 44-64.
- BBR26 2018. Boverkets byggregler (BFS 2011:6 t.o.m. BFS 2018:4). Karlskrona: Boverket.
- BBRAD3 2018. Boverkets allmänna råd om analytisk dimensionering av byggnaders brandskydd (BFS 2011:27 t.o.m. BFS 2013:12). Karlskrona: Boverket.
- BELIN, M., TILGREN, P. & VEDUNG, E. 2012. Vision Zero - a road safety policy innovation. *International Journal of Injury Control & Safety Promotion*, 19, 171-179.
- BERNSEN, V. 1995. Riskvärdering: Kemiska Risksituationer - godtagbara eller ej från myndighetssynpunkt. In: RISKKOLLEGIET (ed.) *Kemiska risker - beslutsfattandets problem (skrift 8)*. Riskkollegiet.
- BJELLAND, H. 2013. *Engineering Safety with Applications to Fire Safety Design of Buildings and Road Tunnels*. PhD, University of Stavanger, Norway.
- BORNEMARK, J. 2018. *Det omätbaras renässans: En uppgörelse med pedanternas världsherravälde*, Stockholm, Sweden, Volante.
- BOUDER, F., SLAVIN, D. & LÖFSTEDT, R. E. (eds.) 2007. *The Tolerability of Risk : A New Framework for Risk Management*, London: Earthscan.
- BRÜLDE, B. 1998. *The human good*. Fil.Dr., Göteborgs Universitet (Sweden).
- CHECKLAND, P. 1999. *Systems Thinking, Systems Practice: Includes a 30-year retrospective*, Chichester, Wiley.
- COLLSTE, G. 1996. *Inledning till etiken*, Lund, Studentlitteratur.
- CRANOR, C. F. (ed.) 2007. *Toward a non-consequentialist approach to acceptable risks*, New York: Routledge.
- DAVIDSSON, G., HAEFFLER, L., LJUNDMAN, B. & FRANTZICH, H. 2003. *Handbok för riskanalys*. Karlstad, Sweden: Räddningsverket.

- DAVIDSSON, G., LINDGREN, M. & METT, L. 1997. Värdering av risk. Karlstad, Sweden: Räddningsverket.
- DEKKER, S. 2011. Systems Thinking 1.0 and Systems Thinking 2.0: Complexity science and a new conception of "cause". *Aviation in Focus*, 2, 21-39.
- EJVEGÅRD, R. 2003. *Vetenskaplig metod*, Lund, Studentlitteratur.
- ELVIK, R. 1999. Can injury prevention efforts go too far?: Reflections on some possible implications of Vision Zero for road accident fatalities. *Accident Analysis & Prevention*, 31, 265-286.
- ERSDAL, G. & AVEN, T. 2008. Risk informed decision-making and its ethical basis. *Reliability Engineering & System Safety*, 93, 197-205.
- FISCHHOFF, B. & KADVANY, J. 2011. *Risk: A very short introduction*, Oxford, Oxford University Press.
- FISCHHOFF, B., LICHTENSTEIN, S., SLOVIC, P., DERBY, S. & KEENEY, R. 1981. *Acceptable Risk*, Cambridge, Cambridge University Press.
- FISCHHOFF, B., SLOVIC, P., LICHTENSTEIN, S., READ, S. & COMBS, B. 1978. How Safe Is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. *Policy Sciences*, 9, 127.
- FISCHHOFF, B., WATSON, S. & HOPE, C. 1984. Defining risk. *Policy Sciences*, 17, 123-139.
- FRANSSON, M. & QUIST, J. 2018. *Fri som en fågel : en studie av återprofessionalisering inom Försäkringskassan*, Karlstads universitet, Centrum för tjänsteforskning.
- FUNTOWICZ, S. & RAVETZ, J. 1992. Three Types of Risk assessment and the Emergence of Post-Normal Science. In: GOLDING, K. A. (ed.) *Social Theories of Risk*. Westport, CT, USA: Praeger.
- GLENDON, A. I., CLARKE, S. G. & MCKENNA, E. F. 2006. *Human safety and risk management*, London, Informa.
- HAMMOND, J. S., KEENEY, R. L. & RAIFFA, H. 1999. *Smart choices: a practical guide to making better decisions* New York, Broadway Books.
- HANSSON, S. O. 1994. Decision Theory: A Brief Introduction. Stockholm: Royal Institute of Technology (KTH).
- HANSSON, S. O. 2002. Kan moralfilosofin hantera riskproblemen?
- HANSSON, S. O. 2007. Ethics and radiation protection. *Journal of Radiological Protection*, 27, 147-156.
- HANSSON, S. O. 2009. Teknik och etik. Stockholm: Avdelningen för Filosofi, KTH.
- HANSSON, S. O. 2011. *Riskfilosofi, en introduktion*, Lund, Studentlitteratur.
- HANSSON, S. O. 2013. *The ethics of risk: Ethical analysis in an uncertain world*, Palgrave Macmillan.
- HANSSON, S. O. 2018. How to perform an ethical risk analysis (eRA). *Risk Analysis*, 38, 1820-1829.
- HARTFORD, D. N. D. 2009. Legal framework considerations in the development of risk acceptance criteria. *Structural Safety*, 31, 118-124.

- HERMANSSON, H. 2005. Consistent risk management: Three models outlined. *Journal of Risk Research*, 8, 557-568.
- HERMANSSON, H. 2009. Värdering av olycksrisker, fyra kunskapsområdets syn på riskvärdering. MSB.
- HERMANSSON, H. 2010. Towards a fair procedure for risk management. *Journal of Risk Research*, 13, 501-515.
- HERMANSSON, H. & HANSSON, S. O. 2007. A three-party model tool for ethical risk analysis. *Risk Management*, 9, 129-144.
- HOKSTAD, P. & VATN, J. 2008. Ethical dilemmas in traffic safety work. *Safety Science*, 46, 1435-1449.
- HOLLNAGEL, E. 2011. Prologue: the scope of resilience engineering. In: HOLLNAGEL, E., PARIÈS, J., WOODS, D. D. & WREATHALL, J. (eds.) *Resilience engineering in practice*. Farnham, England: Ashgate.
- HOLMGREN, Å. & THEDÉEN, T. 2003. Riskanalys. In: GRIMVALL, G., JACBOSSON, P. & THEDÉEN, T. (eds.) *Risker i tekniska system (Swedish)*. Lund: Studentlitteratur.
- HRUDEY, S. E. & KREWSKI, D. 1995. Is there a safe level of exposure to a carcinogen? *Environmental Science & Technology*, 29, 370-376.
- HUME 1738. *A Treatise on Human Nature*, London, John Noon.
- HÄGGSTRÖM, J., WAHLSTRÖM, B., JANSSON, O., HULT, P., LUNDIN, J. & HÅLLSTORP, E. 2016. Säkerhetsmål för trafikanter i vägtunnlar, järnvägstunnlar och tunnelbana [In Swedish].
- IRCC 2010. Performance-Based Building Regulatory Systems. In: MEACHAM, B. (ed.). Washington: Inter-Jurisdictional Regulatory Collaboration Committee.
- JOHANSSON, J. & STAGNELL, K. L. 2016. *Slagg - En koldioxidsänka?* Examensarbete, Lunds Tekniska Högskola.
- JOHANSSON, N. 2018. How can conflict, complexities and uncertainties in a circular economy be handled? : A cross European study of the institutional conditions for sweage sludge and bottom ash utilization. Mistra Closing the Loop, closingtheloop.se.
- KAMM, F. M. 2007. *Intricate ethics: rights, responsibilities, and permissible harm*, Oxford, Oxford University Press.
- KAPLAN, S. 1997. The Words of Risk Analysis. *Risk Analysis*, 17, 407 - 417.
- KARLSSON, M. 2006. Ska REACH bli mer än en tumme? *Giftfri miljö - utopi eller verklig chans?* Stockholm: Formas.
- KEMI 2014. Regler om kemikalier i kretsloppet för varor – en juridisk analys. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KLINKE, A. & RENN, O. 2002. A New Approach to Risk Evaluation and Management: Risk-Based, Precaution-Based, and Discourse-Based Strategies. *Risk Analysis*, 22, 1071–1094.
- LAURIDSEN, K., CHRISTOU, M., AMENDOLA, A., MARKERT, F. & KOZINE, I. Assessing the uncertainties in the process of risk analysis of chemical

- establishments: Part II. *In*: ZIO, E., DEMICHELA, M. & PICCININI, N., eds. Towards a Safer World - Proceedings of the ESREL Conference, 16-20 September 2001a Turin, Italy.
- LAURIDSEN, K., CHRISTOU, M., AMENDOLA, A., MARKERT, F., KOZINE, I. & FIORI, M. Assessing the uncertainties in the process of risk analysis of chemical establishments: Part I. *In*: ZIO, E., DEMICHELA, M. & PICCININI, N., eds. Towards a Safer World - Proceedings of the ESREL Conference, 16-20 September 2001b Turin, Italy. 599-606.
- LAURIDSEN, K., KOZINE, I., MARKERT, F., AMENDOLA, A., CHRISTOU, M. & FIORI, M. 2002. Assessment of Uncertainties in Risk Analysis of Chemical Establishments: Final summary report. *The ASSURANCE project*. Roskilde, Denmark: Risoe National Laboratory.
- LUNDGREN, L. 2006. Kemikaliepolitiken - ett svårskött pastorat. *Giftfri miljö - utopi eller verklig chans?* Stockholm: Formas.
- M1832-17 2018. DOMSLUT. Stockholm.
- M7806-16 2017. DOMSLUT. Stockholm.
- MANUELE, F. A. 2010. Acceptable Risk. *Professional Safety*, 55, 30-38.
- MATTSSON, B. 2000. Riskhantering vid skydd mot olyckor - problemlösning och beslutsfattande. Räddningsverket.
- MORGAN, M. G. & HENRION, M. 1990. *Uncertainty*, New York, Cambridge University Press.
- MÖLLER, N. 2012. The Concepts of Risk and Safety. *In*: ROESER, S., HILLERBRAND, R., SANDIN, P. & PETERSON, M. (eds.) *Handbook of Risk Theory: Epistemology, Decision Theory, Ethics, and Social Implications of Risk*. Springer Science+Business Media B.V.
- MÖLLER, N. & HANSSON, S. O. 2008. Principles of engineering safety: Risk and uncertainty reduction. *Reliability Engineering & System Safety*, 93, 798-805.
- MÖLLER, N., HANSSON, S. O. & PETERSON, M. 2006. Safety is more than the antonym of risk. *Journal of Applied Philosophy*, 23, 419-432.
- NATURVÅRDSVERKET 2006. Riskvärdering - metodik och erfarenheter.
- NATURVÅRDSVERKET 2009a. Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning.
- NATURVÅRDSVERKET 2009b. Riskbedömning av förorenade områden: En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.
- NATURVÅRDSVERKET 2018. Verksamheter som kan undantas från tillstånds- och anmälningsplikt.
- NORDZELL, H., SCHARIN, H. & SÖDERQVIST, T. 2017. Att göra rimlighetsavvägning enligt 2 kap. § 7 miljöbalken. Naturvårdsverket/Anthesis Enveco AB.
- PATÉ-CORNELL, M. E. 1996. Uncertainties in risk analysis: Six levels of treatment. *Reliability Engineering and System Safety*, 54, 95-111.

- PERSSON, E. 2016. What are the core ideas behind the Precautionary Principle? *Science of the Total Environment*, 557-558, 134-141.
- PETERSON, M. & JENSEN, K. K. 2006. Riskvärdering av förorenad mark – etiska och ekonomiska perspektiv. Stockholm: Naturvårdsverket.
- PETERSSON, J. 2016. *Hur används miljöbalkens rimlighetsavvägning vid miljötillståndsprövning?* Master, Lund University.
- PRAWITZ, D. 1980. Rationalitet och kärnkraft. *Filosofisk tidskrift*, 1, 1-14.
- REASON, J. 1997. *Managing the risks of organizational accidents*, Farnham, England, Ashgate.
- RENN, O. 1998a. The role of risk perception for risk management. *Reliability Engineering and System Safety*, 59, 49-62.
- RENN, O. 1998b. Three decades of risk research: accomplishments and new challenges. *Journal of Risk Research*, 1, 49-71.
- RENN, O. 2010. Risk Governance, Towards an integrative approach. IRGC.
- RISKKOLLEGIET 1992. Att begränsa risker (skrift 2).
- RISKKOLLEGIET 1998. Beslut under osäkerhet (skrift 11).
- ROESER, S. 2006. The role of emotions in judging the moral acceptability of risks. *Safety Science*, 44, 689-700.
- SAHLIN, N.-E. 2012. Unreliable Probabilities, Paradoxes, and Epistemic Risks. In: ROESER, S., HILLERBRAND, R., SANDIN, P. & PETERSON, M. (eds.) *Handbook of Risk Theory: Epistemology, Decision Theory, Ethics, and Social Implications of Risk*. Springer Science+Business Media B.V.
- SJÖBERG, L. 2000. Factors in Risk Perception. *Risk Analysis*, 20, 1-12.
- SJÖBERG, L. 2006. Rational risk perception: Utopia or dystopia?
- SJÖBERG, L. & THEDÉEN, T. 2003. Att reflektera över risker och teknik. In: GRIMVALL, G., JACOBSSON, P. & THEDÉEN, T. (eds.) *Risker i tekniska system*. Lund: Studentlitteratur.
- SLOVIC, P. 1987. Perception of Risk. *Science*, 236, 280-285.
- SLOVIC, P. 1999. Trust, Emotion, Sex, Politics, and Science: Surveying the Risk-Assessment Battlefield. *Risk Analysis*, 19.
- SLOVIC, P. 2000. *The Perception of Risk*, London, Routledge.
- SLOVIC, P. 2001. The risk game. *Journal of Hazardous Materials*, 86, 17-24.
- STENMARCK, Å., BELLEZA, E. L., FRÅNE, A., BUSCH, N., LARSEN, Å. & WAHLSTRÖM, M. 2017. Hazardous substances in plastics – ways to increase recycling. Nordic Council of Ministers.
- SVERIGE, A. 2019. Uppdaterat beslutsstöd för återvinning av slaggrus i specifika asfalttäckta anläggningskonstruktioner.
- SÖDERQVIST, T. 2006. Diskonterning i samhällsekonomiska analyser av klimatåtgärder.
- TAEBI, B. & KLOOSTERMAN, J. L. 2008. To recycle or not to recycle? An intergenerational approach to nuclear fuel cycles. *Science And Engineering Ethics*, 14, 177-200.

- TINGVALL, C. 1997. The Zero Vision: A Road Transport System Free from Serious Health Losses. *Transportation, Traffic Safety and Health*, 5, 37-57.
- TINGVALL, C. & HAWORTH, N. 1999. Vision Zero - An ethical approach to safety and mobility. *6th ITE International Conference Road Safety & Traffic Enforcement: Beyond 2000*. Melbourne.
- TOLLER, S. 2008. *Environmental assessment of incinerator residue utilisation*, Mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska högskolan.
- WEICK, K. E. 2015. Ambiguity as Grasp: The Reworking of Sense. *Journal of Contingencies & Crisis Management*, 23, 117-123.
- WHITELEGG, J. & HAQ, G. 2006. Vision Zero: Adopting a Target of Zero for Road Traffic Fatalities and Serious Injuries. Norwich, UK: Stockholm Environment Institute.