

Forord

Formålet med denne rapport er at beskrive baggrunden for samt opstille en metode, der ud fra miljømæssige og samfundsøkonomiske vurderinger kan anvendes i amterne til at prioritere oprydningsindsatsen for forurenede lokaliteter (punktkilder).

Rapporten er gennemført for Miljøstyrelsen og udarbejdet af Pernille Bach Nielsen og Jørgen Rahbæk Pedersen, Center for Alternativ Samfundsanalyse (CASA) i samarbejde med Preben Bruun, Kemp & Lauritzen. Projektleder har været Christian Ege Jørgensen, CASA.

Arbejdet har været fulgt af en styregruppe bestående af:

Kim Dahlstrøm, Miljøstyrelsen
Charlotte Korsgaard-Pedersen, Miljøstyrelsen
Inger Winberg Olsson, Københavns Amt
Anders Bækgaard, Danske Vandværkers Forening
Henrik Winther Nielsen, Miljøstyrelsen

I forbindelse med projektarbejdet har Jesper Sejerø Hansen, Vestsjællands Amt, bidraget med oplysninger til brug ved udarbejdelse af case. Flemming Møller, Danmarks Miljøundersøgelser, har stået for kvalitetskontrol af rapportens faglige indhold.

Juli 1997

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	5	
Summary	9	
1	Indledning	13
1.1	Baggrund.....	15
1.2	Data- og prioriteringsgrundlag.....	16
1.3	Afgrænsninger og forudsætninger	17
1.4	Anvendelse af metoden.....	18
2	Samfundsøkonomiske vurderingsmetoder	21
2.1	Vurderingsmetoder.....	21
2.1.1	Cost-benefit analyse.....	21
2.1.2	Cost-effectiveness analyse	23
2.1.3	Avoided cost analyse	24
2.1.4	Multikriteriemetoder	25
2.2	Beregningsforudsætninger	27
3	Metodeovervejelser - grundvand	31
3.1	Prioritering	31
3.2	Rentabilitet	35
4	Metode - grundvand	37
4.1	Metodens overordnede indhold.....	37
4.1.1	Afgrænsninger og forudsætninger	39
4.2	Metodeskema	40
4.3	Prioritering af strategi for hvert delområde	41
4.4	Prioritering mellem delområder	50
4.5	Beregning af nutidsværdi	51
4.5.1	Følsomhedsberegninger	52
5	Arealanvendelse	55
5.1	Metodeovervejelser	55
5.2	Metode	58
6	Case - grundvand	63
6.1	Prioritering af strategi for delområdet.....	63
6.2	Prioritering mellem Haslev-området og andre delområder	76

7	Case - arealanvendelse.....	78
	7.1 System til prioritering af punktkilder.....	78
8	Det videre arbejde.....	85

Appendiks

1. Rentabilitet
2. Antal udvaskninger før rensning

Bilag

1. Priser
2. Beregning af tid før grundvand forurenes
3. Sideeffekter
4. Beskrivelse af Haslev-området og de enkelte depoter
5. Anvendte begreber og forkortelser
6. Input fra "System til prioritering af punktkilder"

Referencer

Sammenfatning

Udgangspunktet for denne rapport er amternes indsats overfor forurenede lokaliteter (punktkilder). Ansvar for oprydningen af de forurenede grunde har siden 1. juli 1996 påhvilet amterne. Formålet med rapporten er at udvikle grundlaget for en metode, der kan anvendes af amterne i forbindelse med prioritering af indsatsen overfor punktkildeforureninger, der truer grundvandet eller har forurennet grundvandet henholdsvis punktkildeforureninger, som medfører en arealanvendelseskonflikt. Der kan ikke med de udviklede metoder prioriteres på tværs af grundvands- og arealanvendelseskonflikter.

Der er på jordforureningsområdet begrænsede ressourcer til rådighed, og det er derfor nødvendigt, at amterne foretager en prioritering af indsatsen på depotområdet, herunder rækkefølgen for afværgeforanstaltninger. Den overordnede hensigt med den metode, som anbefales i rapporten, er derfor, for grundvands- såvel som arealanvendelseskonflikter, at prioriteringen af amternes indsats skal foregå ud fra både miljømæssige og samfundsøkonomiske hensyn.

I denne rapport arbejdes der som noget nyt med en metode for samfundsøkonomiske vurderinger af afværgeforanstaltninger på forurenede lokaliteter. Rapporten indeholder, udover forslag til en metode, grundlæggende diskussioner af samfundsøkonomiske prioriteringer og forsøger at gøre rede for hvilke overvejelser og problemer, der er forbundet hermed. Der vil således kunne tages afsæt i denne rapport i det videre arbejde med problemstillinger, der er knyttet til prioritering af punktkildeforureninger i Danmark.

Der foretages i rapporten en kort gennemgang af en række forskellige samfundsøkonomiske vurderingsmetoder, dels for at belyse deres indhold og mulige anvendelse til det konkrete formål, dels som grundlag for de metodemæssige anbefalinger, der senere følger.

Der bliver indledningsvis i rapporten nærmere redegjort for hensigten med metoden. Det understreges, at en metode, som skal kunne baseres på data- og informationsgrundlag svarende til registreringsniveau, nødvendigvis vil indeholde en del usikkerheder, da der her kræves en række skøn og beregninger, som bygger på meget sparsomme oplysninger. Mange af disse skøn og beregninger foretages dog allerede i amterne i dag, som led i den nuværende prioritering af indsatsen. Det, metoderne i denne rapport først og fremmest gør, er at systematisere disse oplysninger.

Med dette udgangspunkt er det vigtigt, at redegøre for og diskutere de afgrænsninger og forudsætninger, metoderne bygger på, hvilket følgelig udgør en væsentlig del af rapporten.

De problemstillinger, der knytter sig til grundvands- og arealanvendelseskonflikter i forbindelse med punktkilder er meget forskellige og er derfor behandlet hver for sig i rapporten.

I metoden for grundvandstruende forureninger fokuseres der på delområder. Et delområde er i denne sammenhæng blot en betegnelse for et afgrænset område, hvortil det er muligt at opgøre den samlede tilgængelige, bæredygtige grundvandsressource - fx et indvindingsopland. Formålet hermed er at sikre, at uanset hvilken indsats, der prioriteres, elimineres forureningstruslen i hele delområdet.

Der udarbejdes forskellige miljømæssige strategier, som hver især indeholder en prioriteret, tidsmæssig rækkefølge for indsatsen overfor alle de punktkilder, som truer grundvandet i delområdet. Der foretages herefter en samfundsøkonomisk prioritering mellem strategierne. Indenfor hver af disse strategier vil de enkelte punktkilder kunne prioriteres ved hjælp af miljøvurderinger (bl.a. risikovurdering og forureningens udbredelse og spredningshastighed), hensyn til amternes årlige budget samt eventuelle lokale forhold. Da alle forureningstrusler som nævnt skal fjernes, er der ikke tale om helt at bortprioritere nogle punktkilder, men blot at fastlægge i hvilken rækkefølge de bør prioriteres.

Udover at udpege den optimale strategi for hvert delområde, vil der i metoden indgå en vurdering af, indenfor hvilke(t) delområde(r), der kan opnås "mest miljø for pengene".

For forureninger, der giver anledning til arealanvendelseskonflikter, er det metodisk (og i praksis) langt vanskeligere at udvælge et entydigt mål for hvilket kriterium, der skal prioriteres ud fra. Baggrunden for den metode, der anbefales i rapporten, er derfor en gennemgang af forskellige kriterier, som kunne tænkes at danne fundament for en metode til prioritering af punktkildeforureninger på arealanvendelsesområdet.

På grundlag heraf konkluderes det, at kriteriet for metoden på arealanvendelsesområdet bør være en minimering af sundhedsrisici, da dette må være det væsentligste hensyn ved prioritering mellem forskellige punktkilder, hvor der er en arealanvendelseskonflikt. Det bemærkes her, at punktkilderne betragtes hver for sig - til forskel fra forureningerne på grundvandsområdet - da sundhedstruslen ikke (som grundvandstruslen) er påvirket af andre forureninger.

Der findes allerede i dag (i Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 19 1995) en metode, som inddeler forureninger på arealanvendelsesområdet i forhold til hinanden ud fra en række sundhedsmæssige parametre. Der er derfor taget udgangspunkt i denne metode i rapporten, i overensstemmelse med det anbefalede prioriteringskriterium. Ved herudfra at udvælge en gruppe af højt prioriterede forureninger, kan der herefter - ved hjælp af en samfundsøkonomisk vurdering - inddrages budgetmæssige overvejelser, og det kan illustreres, hvor der opnås "mest miljø for pengene".

Selvom den anbefalede metode er anderledes end metoden for grundvandsdelen, har de det fællestræk, at der, under forudsætning af miljøhensyn, kan prioriteres ved brug af en samfundsøkonomisk vurdering. Som rapporten antyder, er behandlingen af arealanvendelsesområdet kompliceret. Rapportens formål på dette område er derfor primært at få diskuteret nogle grundlæggende problemstillinger ved en samfundsøkonomisk prioritering, samt at skitsere udgangspunktet for en metode.

For at illustrere brugen af metoderne i rapporten, indgår der en case for hver af disse.

I *kapitel 1* redegøres der for rapportens baggrund og formål, ligesom en række overordnede afgrænsninger og forudsætninger diskuteres. I *kapitel 2* gennemgås en række samfundsøkonomiske vurderingsmetoder, der bruges som grundlag for i *kapitel 3* at argumentere for valg af metode for grundvandsdelen. På baggrund heraf opstilles i *kapitel 4* selve metoden. *Kapitel 5* beskriver metodeovervejelser samt selve metoden for arealanvendelseskonflikter. I *kapitel 6* illustreres brugen af metoden for grundvandsdelen ved udarbejdelse af en case, og ligeledes illustreres brugen af metoden på arealanvendessiden i *kapitel 7*. Rapporten afrundes i *kapitel 8* med at trække de problemstillinger frem, der kan arbejdes videre med indenfor både grundvands- og arealanvendelsesområdet.

Summary

The point of departure for this report is the effort of the Danish counties to combat polluted localities. Since 1 July 1996, the counties have been responsible for clearing polluted localities. The aim of the report is to put forward a method which may be used by the counties when they prioritize their efforts against polluted localities that threaten the ground water or have polluted the ground water, and polluted localities that lead to a conflict over usage of area.

Today the need for clearing polluted localities by far exceeds the economic framework of the counties. Therefore, the main object of the method recommended in the report is that prioritizing the efforts of the counties against both ground water and usage of area conflicts should be done on the basis of both environmental and socio-economic considerations.

There have been no previous attempts to put forward a method for these specific priorities in Denmark. Therefore, the report will serve as a working report, which as a basis for the methods put forward also attempts to expound the considerations and problems which they involve. Thus it will be possible to use the report as a starting point for further work on the problems connected with polluted localities in Denmark.

In the beginning of the report, the object of the method is explained in detail. It is stressed that a method to be based on data and information corresponding to the level of registration inevitably will be subject to uncertainty, since it will require a number of estimates and calculations based on very scanty information. However, many of these estimates and calculations are already made in the counties today as a part of the present prioritizing of efforts. What the methods in this report primarily do is simply to systemize this information.

However, with this point of departure it is important to expound and discuss the limitations and conditions the methods are based on clearly and explicitly, which consequently forms a large part of the report.

The problems connected to the conflicts of ground water and use of area are very different. Therefore, these problems are treated separately in the report. Prior to this, a brief exposition of a number of different socio-economic methods of estimation is made, partly to illustrate their content and possible use for the specific purpose, partly as a basis for the recommendations of methods that follow later.

In the method for ground water threatening pollution, focus is on part areas. In this connection, a part area is just a term for a limited area where it is

possible to assess the whole accessible, sustainable ground water resources. The object here is to ensure that no matter what effort is prioritized, the threat of pollution is eliminated in the whole part area.

Thus what is to be prioritized is different strategies, each of which contains a prioritized, temporal order for the efforts against all the polluted localities which threaten the ground water in the part area. Within each of these strategies it will be possible to prioritize every polluted locality by means of environmental assessments (i.a. assessment of risks, distribution of pollution and speed of dispersal), regard for the annual county budgets and possible local conditions. Since as mentioned all pollution threats are to be removed, it is not a question of completely prioritizing away some polluted localities, but just of determining the order in which they should be prioritized.

Apart from designating the optimal strategy for every part area, the method will include an assessment of within which part area(s) the most “environment for the money” can to be achieved.

It is methodically (and practically) much more difficult to choose an unequivocal goal for the criterium to be used in prioritizing with regard to pollution which causes conflicts over usage of area. Therefore, the background for the method recommended in the report is an exposition of different criteria which might be able to lay the foundations of a method for prioritizing polluted localities in the field of area usage.

On this basis it is concluded that the method criterium in the field of usage of area should be a minimizing of health risks, since this must be the main consideration when deciding the priority of different polluted localities with a conflict of area usage. Here it should be noted that polluted localities are viewed separately as opposed to ground water pollution, since the health threat - unlike a ground water threat - is not influenced by other types of pollution.

Today there is already a method (in “Projekt om jord og grundvand” from Miljøstyrelsen, nr. 19 1995) which groups pollution in the field of usage of area according to a range of health parameters. Therefore, the report takes this method as its starting point, in accordance with the recommended criterium of prioritizing. By choosing a group of highly prioritized pollutions, budgetary considerations may then be included by means of a socio-economic assessment, and where the most “environment for the money” is to be achieved may be illustrated.

Although the recommended method is different from the method for the ground water part, they share the possibility of prioritizing by means of a socio-economic assessment under the condition that environmental interests

are considered. As indicated by the emphasis on the two fields in the report, consideration of the field of usage of area is complicated, for which reason the report, particularly in this field, serves to discuss the attendant problems so that it will be possible to take them as a starting point in later reports, when work is to be done on problems in the field of usage of area.

To illustrate the use of the methods in the report, a case is included for each, treating a number of pollutions in Vestsjællands Amt.

The report concludes by calling attention to the problems open for further work in the field of both ground water and usage of area.

The contents of the report

In Chapter One the background and aim of the report is expounded, and a number of central limitations and conditions are discussed.

Chapter Two deals with socio-economic methods of assessment, and also discusses some conditions of estimation which are in opposition to the different methods of assessment.

Taking this as a starting point, Chapter Three argues in favour of how the socio-economic part of the method for ground water pollution and pollution threatening the ground water should be put together.

The method itself is put forward in Chapter Four, which begins by expounding the central content of the method. Then the procedure is outlined in steps which are then elaborated.

Chapter Five treats the conflicts over area usage. Before the method itself is put forward, a number of possible methods are outlined. In this connection, the problems attached to working out a method for pollution creating conflicts over area usage are discussed.

Chapter Six contains a case illustrating the use of the method put forward in Chapter Four for the ground water part of the report.

Chapter Seven also includes a case, giving an example of the use of the method in Chapter Five concerning conflicts over area usage.

Finally, in Chapter Eight the different issues of the report are brought together in a discussion of possible subjects for further work on both the field of ground water and area usage.

1 Indledning

Eftersom amternes indsats i forbindelse med at kortlægge og registrere affaldsdepoter har betydet, at antallet af forurenede lokaliteter vokser hurtigere end de økonomiske rammer tillader, at der bliver ryddet op, er det nødvendigt at strække indsatsen over tid. Der er derfor i stadig stigende grad behov for en metode til at prioritere rækkefølgen for oprydningsindsatsen.

Prioriteringen foretages i dag bl.a. på baggrund af det datagrundlag, som ligger i den edb-registrerede ROKA-database (datagrundlaget i forbindelse med de registreringsundersøgelser, der ligger til grund for registrering af arealer efter lov om affaldsdepoter) og ud fra erfaringerne fra lignende gennemførte sager.

Der eksisterer allerede i dag metoder til at prioritere rækkefølgen for oprydningsindsatsen af punktkildeforureninger. Som et eksempel kan nævnes "System til prioritering af punktkilder" fra Miljøstyrelsen, jf. afsnit 1.1. Derimod eksisterer der i dag ikke en metode, som kobler miljøvurderinger og samfundsøkonomi i forbindelse med prioritering af oprydningsindsatsen for forurenede lokaliteter (punktkilder). En sådan metode vil spille en afgørende rolle i en beslutningsproces, hvor der skal prioriteres mellem alternative løsningsforslag indenfor en meget snæver økonomisk ramme, som det bl.a. er tilfældet i forbindelse med oprydningsindsatsen af punktkilder, således at det overfor politikere, borgere m.fl. fremgår, hvad pengene bliver brugt til. I Københavns Amt har de på projektniveau, i forbindelse med valg af afværgeforanstaltning på det enkelte depot, udarbejdet en metode til at undersøge hvilken af flere alternative løsningsforslag, som for den laveste omkostning opfylder en på forhånd opstillet målsætning, jf. afsnit 1.1.

Den metode, der er udarbejdet i denne rapport, er således et værktøj, som udover at kunne systematisere eksisterende data også er koblet med samfundsøkonomiske beregninger. Ved brug af metoden bliver det således ikke alene gjort klart hvilke valg, der er truffet, men også hvad der ligger til grund for de vurderinger, der bliver udført, og de valg, der bliver truffet i forbindelse med prioriteringen af rækkefølgen af oprydningsindsatsen på forurenede lokaliteter. Det skal dog gøres klart, at metoden hverken kan eller skal komme med den endegyldige løsning. Metoderne skal blot ses som redskaber, der indgår i prioriteringen af hvilke valg, der ligger til grund for den beslutning, der er truffet. På den måde kan borgerne, politikerne m.fl. få indsigt i, hvad det er, der ligger til grund for den prioritering, der er foretaget.

Der er i denne rapport opstillet en metode dels til at prioritere rækkefølgen for oprydningssindsatsen af punktkildeforureninger, der truer grundvandet, dels en metode til at prioritere rækkefølgen for oprydningssindsatsen af punktkildeforureninger, hvor der er en arealanvendelseskonflikt. Det vil dog ikke være muligt at koble de to metoder, således at der kan prioriteres på tværs af de to forureningskategorier (grundvand og arealanvendelse), jf. afsnit 1.3.

Den vægtning, der er mellem de to metoder, der er udarbejdet i denne rapport, afspejler de problemer, der er med at finde en fælles målestok til at måle/værdisætte de gevinster/effekter, der opgøres på arealanvendelsesområdet. Det er langt vanskeligere at finde en fælles målestok til at måle gevinsterne på arealanvendelsesområdet i forhold til grundvandsområdet, jf. diskussionen heraf i afsnit 5.1.

De udarbejdede metoder kan anvendes i forbindelse med alle forurenede lokaliteter (punktkilder), hvor der enten er en grundvandsforurening eller fare herfor eller en arealanvendelseskonflikt, og er baseret på, at de skal kunne anvendes på baggrund af data i ROKA eller oplysninger svarende til registreringsundersøgelser suppleret med geologiske data. ROKA-databasen indeholder i dag kun oplysninger om registrerede affaldsdepoter, men planlægges udbygget til at omfatte alle forurenede lokaliteter (punktkilder). Når der i projektet nogle steder (fx caseafsnittene) kun refereres til affaldsdepoter, skyldes det, at der i dag kun findes information om affaldsdepotområdet i ROKA-databasen.

Det vil også være muligt at anvende metoden på et senere tidspunkt i sagsforløbet i forbindelse med oprydningssindsatsen, hvor der foreligger flere og mere detaljerede oplysninger om de enkelte forurenede lokaliteter.

Det datagrundlag, der ligger i ROKA-databasen, er meget sparsomt og dermed forbundet med nogen usikkerhed og manglende detaljeringsgrad. Vurderingerne vil derfor i mange tilfælde skulle foretages på baggrund af skøn og erfaringer fra lignende sager. Ved først at anvende metoden på et senere tidspunkt, når der foreligger yderligere oplysninger, er der mulighed for at eliminere mange af de usikkerheder, som er forbundet med anvendelse af metoden, fx skøn over mængden af forurenede jord.

Der er i rapporten foretaget en del forenklinger for at gøre metoden så enkel og gennemskuelig som overhovedet muligt, men da rapporten samtidig indeholder grundlaget for en videre udvikling af samfundsøkonomiske vurderingsmetoder i forhold til afværgeforanstaltninger på forurenede lokaliteter, afspejler rapporten til stadighed en vis kompleksitet. Alle de overvejelser og problemer, som er diskuteret under udarbejdelsen af

metoden, er således søgt skitseret i projektet, således at det er til at se, hvad der ligger til grund for metodens udformning. En del af de beregninger, der indgår i metoden, er dog en forudsætning for overhovedet at kunne anvende samfundsøkonomi. For at lette brugen af disse beregninger ville det være en fordel at udvikle en regnearksmodel.

Når amterne skal prioritere oprydningsindsatsen i forhold til punktkildeforurenninger, vil rækkefølgen for oprydningsindsatsen ligeledes i mange tilfælde være præget af lokale og politiske hensyn. De valg, der foretages undervejs i beslutningsprocessen, vil ikke kunne undgå at blive underlagt den enkelte beslutningstagers interesser og holdninger. Hermed ikke været sagt at sådanne hensyn ikke bør eller skal have indflydelse på beslutningsprocessen, men det er blot vigtigt, at det tydeligt kommer til at fremgå, hvad der ligger til grund for den beslutning, der træffes. Metoden er således beslutningstagers værktøj til at anskueliggøre på hvilken baggrund, valget er foretaget.

1.1 Baggrund

Som nævnt har Miljøstyrelsen tidligere arbejdet med et system til at prioritere oprydningsindsatsen på forurenede lokaliteter.

I 1990 blev arbejdsrapporten "Prioritering af lossepladser og kemikalieaffaldsdepoter" udarbejdet for Miljøstyrelsen. Rapporten beskriver et klassificeringssystem (score-system), der er baseret på en række forskellige og af hinanden uafhængige parametre. I 1993 afprøvede Viborg og Vestsjællands Amter prioriteringssystemet. I praksis viste systemet sig at være meget tidskrævende, og i forbindelse med arealanvendelseskonflikter blev der i mange tilfælde prioriteret uhensigtsmæssigt.

På baggrund heraf er der i 1995 udarbejdet et nyt system til prioritering af punktkilder. Dette system har til formål at prioritere rækkefølgen af indsatsen overfor de registrerede depoter, hvor vidensgrundlaget er meget begrænset. Der bliver således taget udgangspunkt i de registreringsundersøgelser, som ligger til grund for registrering af arealer efter lov om affaldsdepoter. Systemet kan dog ikke bruges til at prioritere på tværs af grundvand, arealanvendelse og overfladerecipienter. Den metode, der beskrives i dette projekt i forbindelse med arealanvendelseskonflikter, har hentet delelementer fra det anførte projekt, hvorfor dette projekt kort resumeres herunder.

System til prioritering af punktkilder

Der tages i systemet udgangspunkt i de registreringsundersøgelser, som ligger til grund for registrering af arealer efter lov om affaldsdepoter.

Systemet er bl.a. udarbejdet med det formål, at det skal være enkelt og gennemskueligt, at det skal kunne foretages på baggrund af eksisterende data, at det er verificerbart, at tidsforbruget ved prioritering af det enkelte depot er minimalt, og det skal være brugbart såvel nationalt som regionalt og lokalt, uden at de enkelte delscorer ændres.

Systemet er delt op i tre delmiljøer:

1. Grundvand:

I forhold til grundvand vurderes områdets vandindvindingsmæssige betydning, områdets sårbarhed og stoffernes mobilitet, giftighed og nedbrydning.

2. Arealanvendelse:

I forhold til arealanvendelse vurderes arealets følsomhed, de fundne stoffers eksponeringsveje og farlighed i forhold til inde- og udeklima og eventuelt særlige forhold for arealet. For losse- og fyldpladser vurderes endvidere risikoen for lossepladsgas.

3. Overfladerecipienter:

I forhold til overfladerecipienter vurderes aktuelt påviste effekter på recipienten, afstandene til recipienten, stoffernes mobilitet, farlighed og nedbrydning samt recipientens målsætning.

Der foretages en prioritering for hver af de tre delmiljøer, men en afvejning mellem hensynet til grundvand, arealanvendelse og recipientbeskyttelse indgår ikke i dette system.

Der kan her også nævnes den manual, som Københavns Amt har udarbejdet vedrørende økonomisk konsekvensberegning for depotoprydning, jf. Københavns Amt (1995). Metoden er her kort beskrevet:

Kvalitetsmanual for depotoprydningen - Københavns Amt

I Københavns Amt er der blevet udarbejdet en såkaldt kvalitetsmanual for depotoprydning indeholdende bl.a. en cost-effectiveness analyse. Denne analyse adskiller sig fra det ovenfor beskrevne system og den metode, der er udarbejdet i dette projekt, ved at den er udarbejdet til brug ved prioritering af afværgeforanstaltning på det enkelte depot, og således ikke kan anvendes til at prioritere oprydningssindsatsen mellem de enkelte affaldsdepoter.

Københavns Amts anvender en cost-effectiveness analyse som udgangspunkt for de økonomiske konsekvensberegninger, der foretages i forbindelse med valg af afværgeforanstaltninger ved udarbejdelsen af skitseprojekter. Der er således tale om en konsekvensberegning, hvor de betragtede konsekvenser måles i deres "naturlige" enheder. Kun der hvor

det "falder naturligt", måles konsekvenser i kroner og ører. De konsekvenser, som ikke måles i pengeenheder, opregnes som sideeffekter.

De to eksisterende metoder, der er beskrevet ovenfor, har, omend de er væsentligt forskellige, mange fællestræk med nærværende problemstilling, og når de behandles her, er det fordi, de er med til at danne rammen for de metoder, som opstilles i dette projekt.

1.2 Data- og prioriteringsgrundlag

Det datagrundlag, der ligger til grund for registreringen af en forurenede lokalitet, er meget sparsomt. De data, der foreligger, er administrative data, historiske oplysninger om grundens nuværende og tidligere anvendelse, geografiske data, påvisning af om en række stoffer er til stede eller ej, men ikke mængden af de forurenende stoffer og koncentrationen af disse.

Det er således vigtigt at gøre sig klart, at et prioriteringssystem, der bygger på et sådan sparsomt grundlag, vil være baseret på sandsynligheder. Det er ikke kun detaljerede konkrete overvejelser og beregninger, der danner udgangspunkt for de resultater, der opnås. Dermed ikke sagt at metoden er mindre anvendelig, det er blot vigtigt at holde sig dette for øje ved brug af metoden. Og som nævnt ovenfor, er der med metoden blot tale om en systematisk brug af de informationer og skøn, som allerede bruges i amterne i dag.

1.3 Afgrænsninger og forudsætninger

Der er i projektet udarbejdet to metoder til brug for den prioritering, der foretages i forbindelse med oprydningssindsatsen på forurenede lokaliteter. Den ene metode kan anvendes i forbindelse med oprydningssindsatsen overfor forurenede lokaliteter, hvor forureningen truer grundvandet, eller hvor der allerede forekommer grundvandsforurening. Den anden metode, der bygger videre på en eksisterende metode, kan anvendes i forbindelse med forureninger, hvor der som følge af forureningen er en arealanvendelseskonflikt.

Når der er tale om forureninger, der truer grundvandet, eller hvor grundvandet allerede er blevet forurenede, foretages en sammenligning af de enkelte punktkilder indenfor et givent delområde samt en sammenligning mellem delområderne. Et delområde skal her opfattes som et afgrænset område, hvortil det er muligt at foretage en opgørelse over den samlede tilgængelige vandressource. Fx har de i Vestsjællands Amt - som indgår i projektets case-del, jf. kapitel 6 - inddelt amtet i 32 delområder.

Udgangspunktet i de to metoder adskiller sig essentielt fra hinanden, hvorfor en afgrænsning i projektet er, at det ikke er muligt at anvende metoderne til at prioritere på tværs af grundvandsforureninger og arealanvendelseskonflikter. Det ligger heller ikke inden for dette projekts rammer at beskrive en metode til at prioritere rækkefølgen af oprydningsindsatsen i forhold til overfladerecipienter.

Metoden kan anvendes til at prioritere oprydningsindsatsen ved alle former for punktkildeforureninger, men det ligger ikke indenfor projektets rammer at inddrage fladeforureninger. Det er vigtigt at pointere, at prioritering i den forbindelse ikke er et udtryk for en bortprioritering af nogle områder, men skal opfattes som en prioriteret rækkefølge for oprydningsindsatsen.

Ved brug af metoden forudsættes det, at der tages afsæt i de retningslinier, som er udarbejdet i forbindelse med udpegningen af områder med særlige drikkevandsinteresser, dvs. at indsatsen først og fremmest lægges i de områder, der er udpeget af hensyn til særlige drikkevandsinteresser. Der skal ligeledes tages afsæt i de retningslinier, der er indarbejdet i regionplanen, dvs. at indsatsen ikke må være i strid hermed.

Grundvand betragtes i rapporten ud fra den simplificerende antagelse, at det enten er rent, dvs. kun kræver en simpel vandbehandling, for at kunne anvendes som drikkevand, eller forurenet. En mere korrekt måde at betragte grundvandet på burde inddrage fx vandværkernes standard og levetid, grundvandets kvalitet samt forureningsgraden.

Der tages ikke højde for lokale og politiske interesser i metoden, men ved udarbejdelse af strategier for de enkelte delområder, jf. afsnit 4.3, vil disse hensyn dog kunne inddrages i metoden og hermed få indflydelse på valget af strategier.

Begrebet strategier er i denne rapport knyttet til anvendelsen af de såkaldte delområder, som udgangspunkt for analyserne vedrørende forureninger, der truer eller har forurenet grundvandet. Som det vil fremgå af kapitel 4, er en strategi en samlet indsats overfor alle punktkilder i et delområde. Da metoden således forudsætter, at der skal sættes ind over for alle forureninger i hvert delområde, er metodens centrale prioritering ikke mellem de enkelte punktkilder, men derimod mellem forskellige samlede strategier for hele delområdet.

Prioriteringen mellem de enkelte punktkilder vil hermed indgå som en del af hver strategi, og vil ikke skulle fortolkes som en eventuel bortprioritering af nogle punktkilder, som følge af en udvælgelse af andre, men som et spørgsmål om tidspunktet for iværksættelsen af indsatsen overfor hver af de enkelte punktkilder.

De retningslinier metoden angiver for den tidsmæssige prioritering af de enkelte punktkilder, er, ligesom de tidligere udarbejdede prioriteringsværktøjer, jf. afsnit 1.1, baseret på miljøvurderinger, som tager udgangspunkt i stoffernes farlighed og spredning, forureningens alder mv. Der vil dog ydermere - under nødvendig hensyntagen til disse miljøvurderinger - kunne indgå overvejelser vedrørende det årlige budget, særlige lokale forhold o.lign. Det er nemlig alle disse overvejelser, amterne kan ligge til grund for udfærdigelsen af de forskellige strategier, som de selv anser for miljømæssigt forsvarlige og økonomisk realistiske, og som de ønsker at kunne prioritere i mellem.

1.4Anvendelse af metoden

Metoden bygger på allerede kendte data og er således et redskab, der kan hjælpe med at få synliggjort hvilke oplysninger, der er blevet vægtet i forhold til konkrete beslutninger. Selve beslutningsprocessen er stadig en subjektiv vurdering, der afhænger af den enkelte beslutningstager. Metoden kommer således ikke med en endegyldig løsning på, hvordan man bør prioritere i amterne, men udgør et grundlag for at træffe et valg, ligesom det fremgår, hvad det er, man får for pengene. Nedenfor gennemgås kort indholdet i de enkelte kapitler.

Kapitel 2 omhandler samfundsøkonomiske vurderingsmetoder og diskuterer ligeledes nogle beregningsforudsætninger, som går på tværs af de forskellige vurderingsmetoder.

Med udgangspunkt heri argumenteres der i kapitel 3 for, hvorledes samfundsøkonomi-delen af metoden for grundvandsforureninger, og forureninger, der truer grundvandet, sammensættes.

Selve opstillingen af denne metode foregår i kapitel 4, hvor der indledningsvis redegøres for metodens overordnede indhold. Herefter er fremgangsmåden skitseret på trinform, som efterfølgende uddybes.

Kapitel 5 behandler arealanvendelseskonflikter. Forud for opstillingen af selve metoden redegøres der på oversigtsform for en række mulige metoder, og i denne forbindelse diskuteres de problemer, som knytter sig til udarbejdelse af en metode for forureninger, der giver anledning til arealanvendelseskonflikter.

Kapitel 6 indeholder en case, som illustrerer brugen af den metode, som i kapitel 4 blev opstillet for grundvandsdelen i rapporten.

Kapitel 7 indeholder ligeledes en case, idet der her gives et eksempel på brug af metoden i kapitel 5 vedrørende arealanvendelseskonflikter.

Endelig samles der i kapitel 8 op på rapportens forskellige problemstillinger ved at diskutere mulige emner for det videre arbejde på såvel grundvands- som arealanvendelsesområdet.

I bilag 5 er en liste over anvendte begreber og forkortelser, som anvendes i rapporten. Første gang disse nævnes i rapporten, er de forklaret, men for overskuelighedens skyld vil det også være muligt at slå dem op i bilag 5.

Før metoden anvendes første gang, bør hele projektet læses igennem. Herefter kan man for grundvandsdelen nøjes med at anvende skemaerne i afsnit 4.2 og bruge resten af projektet som opslagsbog efter behov. Brug af arealanvendelsesmetoden baseres på det ovenfor beskrevne system til prioritering af punktkilder fra Miljøstyrelsen, hvorfor kendskab til dette forudsættes.

2 Samfundsøkonomiske vurderingsmetoder

Økonomiske konsekvensberegninger har i reglen to formål: At vurdere *rentabilitet* og at *prioritere* mellem forskellige alternativer. Spørgsmålet om rentabilitet - altså hvorvidt det kan betale sig at iværksætte en given investering - er et "absolut" mål og bør i princippet undersøges for enhver investering. Spørgsmålet om prioritering er et "relativt" mål, som tjener til at sætte en given investering i forhold til andre alternativer, dvs. enten at investere anderledes eller slet ikke at investere (fordi en "nulløsning" bedre kan betale sig).

I det følgende beskrives en række forskellige metoder og begreber, som alle knytter sig til vurderingen af investeringsprojekter set fra en samfundsøkonomisk synsvinkel. I forhold til de to formål varierer metoderne med hensyn til anvendelighed, ligesom der stilles forskellige krav til brug af de enkelte metoder. At vurderingerne er samfundsøkonomiske, dækker ikke over en særlig fremgangsmåde, men betyder blot, at det er positive og negative konsekvenser for samfundet af de(t) analyserede projekt(er), der søges vurderet, i modsætning til en privatøkonomisk vurdering, som kun medtager indtægter og udgifter set med investors øjne.

Gennemgangen danner grundlag for den metode, som i kapitel 3 henholdsvis 5 vil blive anbefalet til den konkrete anvendelse: Vurdering/prioritering af indsatsen overfor forurenede punktkilder. Derfor tages der i kapitel 2 afsæt i metodernes generelle udformning samt deres anvendelighed i forhold til rapportens problemstilling. Dette beskrives i afsnit 2.1. Afsnit 2.2 beskriver kort en række beregningsforudsætninger, som går på tværs af de enkelte metoder. Der er i dette kapitel anvendt en række begreber og forkortelser. Første gang de optræder i selve teksten, er de forklaret, men det vil også være muligt at finde en forklaring på de anvendte begreber og forkortelser i bilag 5.

2.1 Vurderingsmetoder

2.1.1 Cost-benefit analyse

Den traditionelle cost-benefit analyse (CBA) er udviklet med udgangspunkt i den økonomiske velfærdsteori. Metoden har som sit primære formål at fastlægge, hvorvidt et investeringsprojekt er velfærdsmæssigt rentabelt ud fra en samfundsbetragtning. Med velfærdsteoriens definition af samfundets velfærd som værende summen af alle individers nytter - hverken mere eller mindre - søger CBA'en at opgøre de velfærdsmæssige konsekvenser af et

givet projekt for samtlige individer i samfundet. Ved at udtrykke alle disse konsekvenser i samme målestok (kroner og ører) bliver kriteriet for, om projektet er samfundsmæssigt rentabelt eller ej, om det resulterer i en samlet velfærdsforøgelse. Dette er tilfældet, når de negative konsekvenser (costs, C) er mindre end de positive (benefits, B), dvs. når projektets nettofordele i kroner og ører er større end nul.

Ambitionen om både at opgøre alle individuelle velfærdsændringer og at omregne disse til kroner og ører gør for det første metoden vanskelig at anvende og for det andet resultatet usikkert, da den teoretisk konsistente metode kræver, at præferencer, som ikke kan måles i forbrugspriser, afsløres på anden vis (se fx Udsen (1987)).

I praksis finder CBA dog anvendelse i en mere modificeret form ved at bevare ideen om at måle samtlige effekter i kroner og ører, men at foretage en række afgrænsninger og forsimplede forudsætninger. På cost-siden opgøres det konkrete projekts udgifter, det vil fx sige anlægsomkostninger, drift- og vedligeholdelsesomkostninger o.lign. En værdisætning af produktionsfaktorerne foretages ligesom i en avoided cost-analyse ved at betragte alternative omkostninger, jf. afsnit 2.1.3. Der fokuseres på hvad goder og input, som medgår til gennemførelsen af et givet projekt, ville være værd i anden anvendelse. Opgørelse af sådanne *opportunity costs* adskiller sig dog fra avoided cost-analysen ved at betragte værdien af den alternative anvendelse som en *omkostning*. Som det fremgår af afsnit 2.1.3 bruges denne værdi i avoided cost-analyse i stedet som en *gevinst* ved et givet projekt, ved at måle værdien for de frigjorte faktorer, og man taler derfor i avoided cost-analysen om projektets *opportunity value*. Pointen er, at forbrugernes nytte i en cost-benefit analyse er "målestok", så omkostningen ved at anvende et givet input i forbindelse med gennemførelsen af et projekt vil være værdien af det forbrug, inputtet alternativt ville have givet anledning til.

På benefit-siden er det afgrænset til et (overskueligt) antal relevante effekter, som dels kan være deciderede indtægter og dels ikke-prissatte effekter, som så må værdisættes.

Hvis der ønskes foretaget en vurdering af fx en afværgepumpning, vil C kunne opgøres som de tilknyttede anlægs- og driftsomkostninger, omkostninger i forbindelse med behandling af det oppumpede vand mv. Den primære gevinst ved afværgepumpningen vil være det "reddede" vand, som ellers ville være blevet forurennet, og denne del af benefit vil kunne værdisættes ved hjælp af prisen på (rent) vand. Imidlertid vil der være en række andre positive effekter for samfundet af indsatsen, som ikke er prissat. Det kan fx være, at forsyningssikkerheden ikke sænkes, og at

risikoen for forringet vandkvalitet falder. Hvis disse effekter skal medtages i CBA'en, kræver det, at værdien af effekterne opgøres i kroner og ører.

CBA har altså den styrke, at det med den fælles penge-målestok er muligt at indregne flere typer af konsekvenser uden at skulle "sammenligne æbler og pærer". Endvidere er udfaldet af analysen ikke betinget af beslutningstagerens præferencer, men udgør et entydigt mål for om projektet er rentabelt eller ej. Som beskrevet er metoden dog bedst egnet til vurdering af projekter med få væsentlige konsekvenser, ligesom værdisætningen af de positive effekter ofte er vanskelig og beror på tvivlsomme metoder. I eksemplet med afværgepumpningen vil det bl.a. være nødvendigt at spørge borgerne, hvilken pris de er villige til at betale, ikke for en bedre vandkvalitet, men for at sikre at drikkevandet ikke forurenes.

I sin traditionelle form er CBA ikke et prioriteringsværktøj, da det alene bestemmes, at et givet projekt bør gennemføres når $B - C > 0$. Det vil dog være muligt at prioritere mellem forskellige projekter ved at beregne hvert projekts B/C-ratio. Det mest rentable projekt - blandt projekter hvor $B/C > 1$, ellers bør de forkastes - vil være det med den højeste B/C-ratio.

Anvendt som prioriteringsmetode har CBA desuden den fordel, at projekter med vidt forskellige effekter kan sammenlignes, da både benefit (B) og cost © måles i kroner og ører. Hermed vil det i princippet være muligt at prioritere mellem grundvand og arealanvendelse, men som det fremgår af afsnit 3.1, anbefales dette ikke, da der hæfter sig stor usikkerhed til metoder, som benyttes til at omregne benefit til kroner og ører.

2.1.2 Cost-effectiveness analyse

Cost-effectiveness analysen (CEA) er tilpasset det forhold, at det - som nævnt ovenfor - ofte er lettere at opgøre de samfundsmæssige costs end effekter af et projekt. I CEA opgøres costs således i kroner og ører, mens projektets effekter, E, opgøres i fysiske enheder. Det resultat, som kan opnås ved at sammenholde C og E, vil hermed være et mål for, hvor stor en effekt man opnår "pr. investeret krone" (E/C-ratio'en) eller tilsvarende, hvad prisen er pr. enhed opnået effekt (C/E-ratio'en), jf. Lindeneg (1993, afs. 4.2). CEA er et prioriteringsværktøj, idet man ved at sammenligne forskellige projekters cost-effectiveness-ratio'er, kan udpege det mest efficiente projekt.

Det undgås altså helt i en CEA at skulle værdisætte de ikke-markedsprissatte effekter af et projekt. Til gengæld mistes en af de væsentligste styrker ved cost-benefit analysen, nemlig muligheden for at håndtere flere effekter i samme beregning. For at kunne benytte CEA til at prioritere mellem forskellige projekter, må der således stilles to overordnede

krav. Dels skal der udpeges én effekt, som hvert projekt analyseres med hensyn til, dels skal det være den samme type effekt for alle de sammenlignede projekter. Hvis projekterne har flere effekter kan cost-effectiveness-ratio'en dog beregnes for hver enkelt effekt for sig, og såfremt det (heldige) resultat opnås, at et af projekterne er det mest effektive for alle effekterne, vil det stadig være muligt at prioritere. Selv her er det dog et krav, at de forskellige typer af effekter er ens for alle projekterne.

Mens cost-benefit analysen kunne sammenligne vidt forskellige projekter, benyttes CEA altså til at klarlægge effektiviteten af flere projekter, som alle har samme type effekt. Det betyder, at der forud for en CEA skal være formuleret en klar målsætning, hvorefter de forskellige strategier (projekter) til opfyldelse heraf kan udpeges. Hvis størrelsen af den ønskede effekt er givet på forhånd, vil spørgsmålet alene være, hvilket projekt der til de laveste omkostninger kan opfylde målsætningen, hvorved CEA'en bliver en *omkostningsminimeringsanalyse*. Hvis omkostningernes størrelse derimod er fastlagt på forhånd, vil det mest effektive projekt være det, som har højest grad af mål opfyldelse. I dette tilfælde kaldes CEA for en *gevinstmaksimeringsanalyse*. Både ved omkostningsminimering og ved gevinstmaksimering indeholder CEA information om projekternes absolutte resultater (i henholdsvis kroner og effektens størrelse). Dette er ikke tilfældet, når resultatet "kun" foreligger i form af C/E- eller E/C-ratio'er, hvilket dog delvis kan imødegås ved at angive C og E separat.

På affaldsdepotområdet vil CEA kunne benyttes til at sammenligne alternative tiltag, som alle har en og samme effekt, eksempelvis at undgå forurening af et bestemt grundvandsmagasin. Det vil ligeledes være muligt at prioritere mellem indsatsen overfor forskellige grundvandsmagasiner, hvis det antages, at vandet i disse har samme værdi. Metoden vil altså kunne udpege hvilket af en række på forhånd udvalgte tiltag, der giver "mest miljø for pengene" i form af uforurenet grundvand. Sammenlignet med cost-benefit analysen er CEA udelukkende et prioriteringsværktøj, og kan dermed ikke bruges til at vurdere, om det enkelte tiltag er (økonomisk) rentabelt.

Mens det i CEA undgås at skulle foretage værdisætning af de ikke-prissatte effekter, har metoden til gengæld den begrænsning - sammenlignet med cost-benefit analysen - at fx de ovennævnte gevinster vedrørende forsyningsikkerhed og nedsat risiko for forringelse af vandkvaliteten ikke vil kunne indgå i selve analysen, såfremt denne skal kunne give et entydigt resultat.

2.1.3 Avoided cost-analyse

Avoided cost-analysen (ACA) kan ligesom cost-benefit analysen fastlægge, hvorvidt et givet projekt er rentabelt eller ej ved at måle både de positive og

de negative effekter i kroner og ører. Metoden opgør samfundsmæssig rentabilitet i *frigørelse af produktionsfaktorer*. Alle effekter måles ved de produktionsfaktorer, der som følge af det gennemførte projekt bliver frigjort til anden anvendelse. Hermed er ACA først og fremmest relevant indenfor områder med fuld kapacitetsudnyttelse.

ACA kendetegnes ved at være relevant, når man er underlagt en bindende målsætning - hvis et projekt bidrager hertil, undgår man alternative foranstaltninger. Metoden er reelt kun relevant i disse situationer. Mens cost-siden opgøres som omkostningerne ved at gennemføre projektet, værdisættes benefits som de frigjorte produktionsfaktorerers maksimale værdi i anden produktiv anvendelse.

ACA inddrages af og til i cost-benefit analysen til at værdisætte ikke-prissatte effekter. Dette er en form for indirekte værdisætning, hvor en given effekt vurderes ud fra, hvad det ville have kostet for samfundet, såfremt effekten ikke var "indtruffet".

Hvis økonomien antages at være i optimum, hvor der er fuld kapacitetsudnyttelse, kan de eksisterende priser benyttes, således at fx arbejdskraft, som frigøres som følge af et projekt, vil kunne værdisættes ud fra lønnen og så fremdeles. Hvis den samlede værdi af alle disse "sparede omkostninger" er større end omkostningerne ved at gennemføre projektet, vil projektet være samfundsmæssigt rentabelt.

Anvendelsen af avoided cost-analyse har dels den fordel, at man kan håndtere flere effekter samtidig (da disse jo "omregnes" til frigjorte produktionsfaktorer, som så udtrykkes i kroner og ører ved hjælp af priser), dels at man kan sammenligne vidt forskellige projekter, da det projekt som netto har de størst sparede omkostninger, vil være det mest rentable. Svagheden ved ACA er, at man kun interesserer sig for den produktive værdi af samfundets ressourcer, og at metoden kun er relevant i tilfælde af fuld kapacitetsudnyttelse (ellers kan produktionsfaktorernes værdi i anden anvendelse være nul), jf. Lindeneg (1993, s. 83).

Anvendes metoden til at vurdere tiltag, der har til formål enten at forebygge forurening af et grundvandsmagasin eller at rense forurenede grundvand, vil gevinsten måles som fx værdien af de produktionsfaktorer, der ellers skulle have været brugt til at fremskaffe vandet andetsteds fra. Den primære gevinst ved et sådan tiltag, nemlig det "reddede" vand, er til forbrugsformål, og vil derfor ifølge ACA ikke blive indregnet som en gevinst.

Hvis en oprydning ønskes iværksat af arealanvendelseshensyn, vil den rensede jord have en produktiv værdi i forbindelse med "produktionen" af en serviceydelse, fx en børnehave, idet denne ellers skulle have været opført

andetsteds. Til gengæld vil den positive effekt, at børnene på området ikke kan blive syge af at spise jorden kun have værdi som følge af, at der fx frigøres arbejdskraft på hospitalerne, hvis de syge børn skulle have været behandlet.

2.1.4 Multikriteriemetoder

I multikriteriemetoder (MCDM - Multiple Criteria Decision Making) forsøges det at imødegå den ulempe, der er ved cost-effectiveness analysen, nemlig at der kun kan medtages én effekt, da flere effekter kræver, at beslutningstageren vægter disse. Metoderne er netop kendetegnet ved, at der ved forskellige fremgangsmåder automatisk skabes en vægtning. Der er i praksis tale om teknisk meget komplicerede metoder (som der derfor ikke vil blive redegjort nærmere for her), men de kan overordnet forklares ud fra den information, de er baseret på, jf. Finansministeriet (1990, s. 59).

Ligesom i cost-effectiveness analysen skal der forud for vurderingen formuleres en målsætning, hvilket i dette tilfælde vil sige, at alle de effekter, som ønskes medtaget, skal være udpeget på forhånd. Målsætningen vil herefter enten være at opnå en bestemt størrelse af hver effekt, eller blot en angivelse af, hvilke effekter man (beslutningstageren) vil have "mest muligt" henholdsvis "mindst muligt" af. En sammenvejning af effekterne vil nu være bestemt af beslutningstagerens præferencer. Hvis han/hun på forhånd har rangordnet effekterne - dvs. ikke sat deciderede vægte på de enkelte effekter, men blot præciseret, hvilken effekt der er den vigtigste, den næstvigtigste osv. - vil en mulig metode være først at maksimere den højst prioriterede, ved i højst mulig grad at opfylde målsætningen for denne. Herefter kan man søge at opfylde målsætningen for den næstvigtigste osv.

Kendes beslutningstagerens rangorden af effekterne ikke på forhånd, kan man enten søge gradvist at udpege det bedste alternativ eller i stedet blot vælge det alternativ, som kommer tættest på målsætningen. Dette vil (ifølge "Global Criterion"-metoden - se fx Lindeneg (1993, afs. 4.3.1)) være det alternativ, som har mindst samlet afvigelse fra den optimale løsning, hvor målsætningen opfyldes fuldt ud. For at kunne summe afvigelserne, må de forskellige effekter imidlertid tillægges den samme vægt.

De metoder, som forsøger gradvist at udlede en vægtning, må anses for de mest realistiske, men samtidig også meget ressourcekrævende. Ideen er først at præsentere beslutningstageren for en løsning, hvor målsætningen for hver effekt er delvist opfyldt. Ved herefter at spørge hvor meget af hver af de øvrige effekter, der yderligere skal opfyldes for at kompensere for en vis nedgang i opfyldelsen af en given effekt, kan en ny løsning udpeges. Denne proces fortsætter indtil den bedst mulige løsning - dvs. det foretrukne alternativ - er fundet.

Problemet ved at anvende multikriteriemetoderne i praksis er som nævnt først og fremmest, at de både er meget tekniske og tidskrævende. Til forskel fra cost-benefit analysen, som også håndterer flere effekter samtidig, tager de i øvrigt udgangspunkt i den enkelte beslutningstagers præferencer.

Er der således fra amtets side på forhånd ét formål med en bestemt indsats - fx at redde et grundvandsmagasin - vil metoden svare til cost-effectiveness analysen, men er der flere formål med indsatsen, skal det enten besluttes på forhånd, i hvilken rækkefølge formålene ønskes opfyldt, eller accepteres, at disse tillægges samme vægt. I den sidste metode, hvor man går trinvis frem, vil resultatet alene blive bestemt af det "marginale substitutionsforhold" mellem de enkelte formål, for beslutningstageren.

Der er altså ikke tale om egentlige *samfundsøkonomiske* vurderinger, og desuden vil de enkelte multikriteriemetoder kun være anvendelige, hvis alle de ønskede effekter er kvantificerbare.

Ønsket om at kunne tage højde for flere effekter (som ikke alle kan måles i samme enhed, fx kroner og ører) har i praksis ofte udmøntet sig i forsøg på at udarbejde pointsystemer. Ved at tildele vidt forskellige effekter point på den samme skala, kan alternative tiltag sammenlignes ved blot at se på den samlede point-score for hver.

Som ved de øvrige multikriteriemetoder vil resultatet af en sådan analyse dog udelukkende være baseret på hvilke forhold, der tillægges størst værdi for de(n), som fastsætter pointene. Er der tale om mange effekter, vil det desuden ofte være vanskeligt at overskue, hvilke implikationer pointene får for den relative sammenvejning af én effekt overfor en anden.

Når multikriteriemetoder ofte er meget tekniske og komplicerede, er det fordi, det forsøges at tage højde for nogle af de ovennævnte problemer.

2.2 Beregningsforudsætninger

Da både positive og negative effekter af et givet projekt som regel fordeler sig over tid, vil en vurdering her og nu af, hvor rentabelt projektet er blevet foretaget ved hjælp af en såkaldt *nutidsværdiberegning*. I en sådan beregning diskonteres de årlige effekter, således at de vægtes mindre og mindre, jo længere ude i fremtiden, de indtræffer. Dette giver anledning til tre væsentlige spørgsmål:

1. Hvilke effekter skal diskonteres?
2. Hvor stor skal diskonteringsfaktoren være, dvs. hvor meget mindre skal en given effekt vægtes jo senere den indtræffer, og

3. hvilken periode skal beregningen foretages over?

Ad 1. Som hovedregel skal alle effekter - positive som negative - diskonteres, såfremt de opgøres i kroner og ører. Når dette er tilfældet, skyldes det, at argumenterne for diskontering knytter sig til nytten af forbrug og dermed "værdien af penge" på forskellige tidspunkter, jf. ad 2. herunder.

Ad 2. Det er ikke muligt at fastlægge en *korrekt* diskonteringsfaktor, men blot at argumentere for hvilke overvejelser den bør afspejle. Ved privatøkonomiske overvejelser vil renten ofte være bestemt ud fra inflationen, samt hvor usikker en investering er. Disse forhold er dog mindre relevante ved samfundsøkonomiske analyser, dels fordi de (bør) opgøres i faste priser - dvs. priser som er renset for inflation - dels fordi investeringer, som foretages i offentligt regi, både spredes over langt flere personer, og i princippet altid vil kunne finansieres via skatter, hvorfor der ikke er samme grad af risikoaversion.

Derimod bør diskonteringsfaktoren afspejle en *tidspræference*. Denne dækker over, at 100 kr. i hånden repræsenterer en større værdi end lovning på 100 kr. på et senere tidspunkt. Desuden kan der anføres et vækstargument, nemlig at det enkelte individ har en forventning om, at der vil være stadig økonomisk vækst, hvorfor han/hun vil blive rigere med tiden. Derfor er 100 kr. mere værd for ham/hende i dag end på et senere tidspunkt.

Når disse overvejelser vedrørende individernes tidspræferencer bør inddrages i en analyse, som ses fra et samfundsniveau, skyldes det, at det teoretiske udgangspunkt er, at samfundets præferencer er ensbetydende med individernes præferencer. Det vil sige, at det ikke postuleres, at der findes en selvstændig aktør, som udgøres af "samfundet," som har en anden nytte af forbrug end dets borgere. Til gengæld optræder samfundet som en særskilt enhed i forbindelse med overvejelserne vedr. risikoaversion, jf. ovenfor (her er samfundet dog også blot summen af dets borgere, men da disse alle har "skudt penge" i samfundet via skattebetaling, er samfundet bedre konsolideret end de enkelte borgere hver for sig).

Endelig kan det argumenteres, at diskontering skal udtrykke det reale afkast, som beløbet ellers kunne have indbragt. Tankegangen er her, at nutidige kroner er mere værd, da de vil kunne investeres og hermed give et større afkast, end kroner som først er til rådighed på et senere tidspunkt. Dette taler for at fastlægge diskonteringsfaktoren ud fra en langsigtet realrente. En diskonteringsfaktor som udelukkende afspejler det alternative afkast bør imidlertid ikke benyttes i en samfundsøkonomisk analyse. Dels vil en sådan rente ikke være et udtryk for tidspræferencen, dels er det sjældent rimeligt at antage, at hele beløbet rent faktisk ville blive investeret,

hvis det ikke var blevet brugt til det analyserede formål, samt at afkastet løbende bliver geninvesteret.

I Finansministeriet (1990) er det alternative afkast indregnet ved at justere kapitaldelen af omkostningerne med en særlig forrentningsfaktor. Denne fastlægges som nutidsværdien af 1 krone, forrentet med en realrente og diskonteret med en tidspræferencerate (ibid., s. 76).

Ad 3. Projektperioden vil ofte i den konkrete analyse være givet ved hvert projekts levetid. Hvis resultatet i en cost-effectiveness analyse kun foreligger i form af cost-effectiveness-ratio'er, som jo er relative mål, behøver den betragtede periode ikke at være den samme for alternative projekter. I cost-benefit analysen ses der derimod på den absolutte velfærdsforbedring (B - C). For at kunne sammenholde nettofordelene af projekter med forskellig levetid vil det her kræve, at benefit (B) og cost © omregnes til årlige størrelser ved hjælp af en *annuitetsberegning*.

Det bør bemærkes, at fastsættelsen af projektperioden har betydning for analysens resultat. Eksempelvis kunne perioden være bestemt ud fra, hvor længe en afværgepumpning skal foretages. Om dette fastsættes til 20, 50 eller 200 år, har selvfølgelig stor betydning for de samlede omkostningers størrelse. Det bør derfor altid - ved hjælp af følsomhedsberegninger - undersøges, hvilken indflydelse periodens længde har på udfaldet af analysen. Endvidere er det muligt - hvis en række forudsætninger er opfyldt, bl.a. at størrelsen af de årlige benefits kendes - at beregne, hvorvidt benefits overhovedet vil blive lige så store som (eller større end) omkostningerne, og i givet fald hvor lang projektperioden skal være, før dette er tilfældet. I appendiks 1 er denne beregning beskrevet som en del af den anbefalede metode.

Det har ligeledes betydning for resultatet, hvilke priser der benyttes i den valgte analyse. Enten kan man bruge såkaldte faktorpriser, dvs. priser som er rensset for moms, afgifter og i princippet også subsidier og indirekte afgifter, med den begrundelse, at beregningen ses fra et samfundsniveau. Der ønskes derfor redegjort for konsekvenserne for den samlede faktorindkomst, og faktorpriserne afspejler netop betaling til produktionsfaktorerne (arbejdskraft og kapital).

Alternativt kan man vælge at bruge de faktiske priser - forbrugspriser - hvilket begrundes med, at udgangspunktet for en samfundsanalyse bør være de enkelte individers velfærd, og dermed deres betalingsvillighed. Det betyder, at mens det for forbrugsgoder er den faktiske pris, der udtrykker godets værdi til forbrug, skal værdien af produktionsinput måles ved den skabelse af forbrugsgoder, som de giver anledning til. Da en producent i teorien benytter produktionsinput således, at prisen for disse netop

modsvare den værdi, de skaber, kan "forbrugsværdien" udtrykkes ved den pris, producenten betaler for det enkelte input, nemlig markedsprisen fratrukket moms og andre refunderbare afgifter. Værdien af input for producenten er imidlertid ikke den samme for forbrugerne af slutproduktet, og prisen på inputtet (markedsprisen minus moms og afgifter) bør derfor hæves med en generel afgiftsfaktor. Denne anbefales i Møller (1996, s. 136) fastsat som forholdet mellem bruttonationalproduktet og bruttofaktoringkomsten, da disse udtrykker værdien af landets samlede produktion, målt i henholdsvis markeds- og faktorpriser.

3 Metodeovervejelser - grundvand

Det overordnede formål med metoden er at give beslutningstager et redskab, der i forbindelse med prioritering af rækkefølgen for oprydningsindsatsen kan anvendes til:

- at begrunde hvorfor et område vælges frem for et andet,
- at synliggøre hvad det koster at rydde op indenfor et givet delområde.

Metoden skal foretages på baggrund af eksisterende data, eller hvis data ikke findes, skal de være overkommelige at fremskaffe.

Metoden skal kunne bruges overfor de registrerede affaldsdepoter/punktkilder, hvor vidensgrundlaget er meget begrænset. Der vil således ofte kun foreligge de data, der ligger i ROKA-databasen. Ved revurdering af en allerede igangværende afværgeforanstaltning, hvor det bliver taget op til overvejelse, om indsatsen skal videreføres med det samme eller sættes til et senere tidspunkt, vil der yderligere være den information, der ligger i detailprojektet.

Der skal således i nogle tilfælde foretages en prioritering ud fra meget forskellige vidensniveauer. På det niveau hvor der foreligger mindst information, vil metoden i høj grad skulle baseres på sandsynligheder og skøn. Er der derimod foretaget detaljerede undersøgelser for de pågældende forureninger, bygger metoden på mere velbegrundede og detaljerede overvejelser og beregninger. Disse forhold er nærmere beskrevet i kapitel 1.

I forbindelse med brug af metoden vil det ikke være muligt at fremskaffe et fuldstændig objektivt og endegyldigt svar, men metoden vil kunne støtte beslutningstager i en given valgsituation, hvor der skal vælges mellem alternative løsningsforslag.

Metoden kan ikke anvendes på tværs af de to delmiljøer (grundvand og arealanvendelse), og den vil ikke kunne anvendes til alene at prioritere forureninger, der truer overfladerecipienter. Metoden dækker således kun oprydningsindsatsen overfor forureninger, der truer grundvandet samt allerede erkendte grundvandsforureninger, men vil dog i mange tilfælde også få betydning for overfladerecipienterne, hvilket i analysen vil optræde som en sideeffekt (se bilag 3).

3.1 Prioritering

Udgangspunktet for den valgte metode er at tilrettelægge oprydningssindsatsen således, at der opnås "mest miljø for pengene". I forhold til den effekt vi ønsker at opnå i forbindelse med oprydningen af punktkildeforureninger - at beskytte eller redde så meget grundvand som muligt - vil "mest miljø for pengene" betyde, at der ikke alene skal fokuseres på den enkelte punktkildeforurening, men derimod på det delområde, som forureningen truer (jf. beskrivelsen af disse områder i afsnit 1.3). Det er således ikke nok at se på den enkelte punktkilde. Man bør i stedet foretage en samlet vurdering af forureningstruslen/-omfanget i hele delområdet, og først herefter vil det være muligt at kortlægge hvilke alternative løsningsforslag, der bør vurderes og sammenlignes ved hjælp af den udarbejdede metode.

Det andet sigte med metoden er, at det skal være muligt at give en vurdering af, om den strategi, som udvælges, er økonomisk rentabel både i forhold til hvilke punktkilder indenfor det enkelte delområde, der skal ryddes op først, men også i forhold til hvilken effekt det får at bruge midler på at få ryddet op og dermed beskytte/redde grundvandet. Dette spørgsmål behandles i afsnit 3.2.

De herover skitserede forhold samt de i afsnit 2.1 beskrevne vurderingsmetoder danner tilsammen baggrunden for opstilling af metoden.

Metoden vil først og fremmest skulle baseres på, at den overordnede målsætning for indsatsen - hensynet til grundvandet - på forhånd er veldefineret og fastlagt. Heri ligger, at mens selve indsatsen er rettet mod punktkilderne, er *formålet* med indsatsen at sikre grundvandsressourcen. Det vil sige, at der er én effekt, som først og fremmest ønskes opnået, nemlig at beskytte/redde mest muligt grundvand. Da der tages udgangspunkt i de enkelte delområder, betyder det, at de alternative løsningsforslag, som metoden skal kunne prioritere imellem, alle skal opfylde det krav, at de med rimelig sikkerhed må formodes at kunne sikre det grundvand, der er i delområdet mod yderligere forurening.

En forudsætning for at kunne anvende metoden er, at der udover de tilgængelige informationer, der ligger i ROKA-databasen, foretages en skønsmæssig vurdering af forureningens udbredelse samt en risikovurdering. Dette bør indgå i den samlede afvejning af, hvilken effekt oprydningssindsatsen på den enkelte punktkilde har i forhold til forureningstruslen fra de øvrige punktkilder i det givne delområde. Det er således vigtigt at vide, hvor lang tid de enkelte forureninger er om at nå grundvandet. Det vil ikke være rentabelt at rydde op på en punktkilde for at redde grundvandet for derefter at lade en anden punktkilde forurene det "reddede" grundvand.

Tidspunktet for iværksættelse af indsats over for den enkelte forurening spiller også en væsentlig rolle ved brug af metoden. Idet forureningen fra en punktkilde når grundvandet, vil der, ud over en eventuel bortgravning af forurenede jord, også skulle iværksættes en afværgepumning, hvilket kan medføre en betydelig fordyrelse af den samlede indsats.

I den tid der går, før grundvandet forurenes, vil omfanget af forurenede jord generelt ikke forventes at vokse. Det, som bestemmer størrelsen af omkostningerne, er mængden af jord, som skal bortgraves og behandles. Den indledende forureningsspredning, som medfører kraftig - og hermed bortgravningskrævende - forurening, vil typisk være afsluttet på det tidspunkt, hvor forureningen registreres. Den videre spredning sker ved opløsning i infiltrerende grundvand og ved afdampning, og medfører generelt ikke afgravningskrævende forureningsniveauer i jorden. Dette er dog ikke generelt gældende for klorerede opløsningsmidler, hvor der kan foregå en længerevarende dampformig spredning eller en nedsynkning af fri fase gennem grundvandsmagasinet. Det vil under alle omstændigheder i metoden være muligt at lade skønnet over den mængde jord, som kræver rensning, være større jo længere tid, der går, før afværgeindsatsen iværksættes.

Diskonterer vi omkostningerne til oprydningsarbejdet frem i tiden, kan det altså i princippet vise sig, at det godt kan betale sig at vente med at rydde forureningen op på den enkelte punktkilde, så længe der ikke sker en forurening af grundvandet. Omkostningerne til oprydningsarbejdet vil således ikke i alle tilfælde øges, hvis man venter med at rydde op. Dette forhold giver ikke anledning til en uoverensstemmelse med den måde, der prioriteres på i dag. Her vil indsatsen over for forureninger, som ikke formodes at ville nå grundvandet indenfor få år, ofte blive udskudt til gengæld for indsatsen over for umiddelbart grundvandstruende forureninger, samt en øget registrerings- og undersøgelsesindsats.

Når beslutningstageren således har dannet sig et overblik over hver forureningskilde, herunder hvor lang tid der går, før forureningen når grundvandsmagasinet, er det muligt at skitsere en række alternative strategier for hvilke(n) punktkilde(r), der først skal sættes ind over for, og såfremt der er flere forureningskilder, i hvilken rækkefølge disse skal prioriteres. Heri indgår altså hensynet til, at der er begrænsede midler til rådighed. Det metoden i første omgang skal kunne er at prioritere mellem disse forskellige strategier og herved udpege, hvilken det bedst kan betale sig at iværksætte ud fra en samfundsøkonomisk vurdering.

Som metode til at kunne prioritere mellem forskellige alternativer, som har samme effekt, vil man kunne benytte en cost-effectiveness analyse (CEA), anvendt som en omkostningsminimeringsanalyse, netop fordi effekten er

den samme for alle alternativerne, jf. afsnit 2.1.2. Cost-effectiveness analyse anvendt som gevinstmaksimeringsanalyse, ville implicere, at der med “mest miljø for pengene” menes hvor meget grundvand, det er muligt at redde givet et fastlagt budget. Dette ligner på mange måder situationen i dag. Når denne fremgangsmåde ikke anbefales her, skyldes det for det første, at det beløb amterne har til rådighed vil kunne variere fra år til år. Desuden vil det være en forudsætning for gevinstmaksimeringsanalysen, at beløbet fastsættes *før* der er taget stilling til, hvor stort behovet er, i stedet for den omvendte situation - som er indeholdt i omkostningsminimeringsanalysen - hvor man med udgangspunkt i behovet undersøger, hvordan dette på den billigste måde kan opfyldes. Som det vil blive nævnt i kapitel 6, er det dog stadig muligt, når der foretages en omkostningsminimeringsanalyse, at se på de årlige udgifter og at indrette de alternative strategier under hensyntagen hertil.

Når der ikke peges på cost-benefit analysen (CBA) som *prioriteringsværktøj*, skyldes det for det første, at denne metode egner sig bedre til en vurdering af hver enkelt alternativs rentabilitet, altså om det samfundsøkonomisk giver overskud eller underskud at vælge det enkelte alternativ.

Cost-benefit analysen har dog den styrke i forhold til cost-effectiveness analysen, at det er muligt at inddrage flere effekter på samme tid ved at udtrykke disse i kroner og ører. Når der foretages enten en bortgravning af forurenede jord eller en afværgepumpning, vil der være andre positive effekter end “redningen” af det truede grundvand. Dette kan fx være, at der undgås en forurening af tilhørende vådområder, og hermed også en forringelse af den rekreative værdi af disse.

Anvendelsen af cost-benefit analyse med inddragelse af sådanne “sideeffekter” kræver imidlertid, at disse opgøres i kroner og ører. Da der ikke findes eksisterende priser på bl.a. den rekreative værdi af et vådområde, vil disse skulle bestemmes på anden vis. Hvis der skal sættes værdi på et rekreativt område, kan det enten gøres ved direkte at spørge områdets potentielle brugere, hvad de vil betale for, at det ikke forurenede eller indirekte at opgøre betalingsvilligheden, som værdien af den brugte tid og afholdelse af transportomkostninger. Tankegangen i den sidstnævnte metode er kort skitseret, at værdien for den enkelte bruger af et rekreativt område mindst må svare til den forbrugte tid samt de omkostninger, som han/hun er villig til at ofre for at transportere sig til området.

At cost-benefit analysen ikke anbefales som metode til denne del af analysen, skyldes altså dels anvendeligheden i forhold til at kunne prioritere dels, at vi finder værdisætningsmetoderne til prisfastsættelse af sideeffekterne tvivlsomme og usikre. Endelig kan det anføres, at resultatet

af en cost-effectiveness analyse er lettere at fortolke, da C/E-ratio'en kan betragtes som en "enhedspris" pr. opnået effekt. Hvis cost-benefit analysen skal anvendes til at prioritere mellem forskellige alternativer, gøres det ved at betragte hvert alternativs B/C-ratio, men da både benefits og costs opgøres i kroner og ører, angiver denne ratio blot et "forholdstal", og ikke fx en pris pr. enhed effekt.

Som nævnt i kapitlets indledning er det ikke formålet med den opstillede metode at kunne give et endegyldigt svar på hvilken strategi, der bør vælges for de enkelte delområder. Det vil derfor være tilstrækkeligt at supplere opgørelsen af omkostningernes og effektens størrelse i cost-effectiveness analysen med en listning af sideeffekterne. Sideeffekter skal her ses som de positive og negative effekter af en given indsats, der ikke er inkluderet i C og E. Hermed vil det i sidste instans være beslutningstageren, der - først og fremmest ud fra resultatet af cost-effectiveness analysen, men herudover ved at vurdere sideeffekterne - beslutter hvilken strategi, der bør vælges for det enkelte delområde.

En anden metode, som kan tage højde for flere effekter samtidig, og som ikke kræver en værdisætning af disse, er multikriteriemetoden. Hensynet til, at metoden skal være enkel, gennemskuelig og ikke for tidskrævende, taler dog imod valget af en sådan metode (jf. beskrivelsen i afsnit 2.1.4). Endelig kræver de forskellige multikriteriemetoder alle, at samtlige effekter er kvantificerbare, hvilket fx ikke er tilfældet ved den positive sideeffekt, at et rekreativt område ikke forurenes.

3.2 Rentabilitet

At undersøge om en given indsats er rentabel eller ej er ensbetydende med at måle, om den ud fra en samfundsøkonomisk vurdering har "større indtægter end udgifter". Hovedformålet med denne rapport er at prioritere indsatsen indenfor jord- og grundvandsforurening, og derfor er rentabilitetsvurderingen - hvis principielle formål er at undersøge, om der overhovedet skal foretages en indsats eller ej - ikke en nødvendig del af analysen.

Da det er væsentligt for en samfundsøkonomisk analyse at få belyst, om den samfundsmæssige gevinst står mål med det samfundsmæssige "tab", dvs. de afholdte udgifter samt eventuelle negative sideeffekter, anbefales det dog, at denne del af analysen også medtages i den samlede vurdering.

Det overordnede spørgsmål ved vurderingen af en strategis rentabilitet er altså, om samfundet får "valuta for pengene" ved at investere i oprydning af punktkilder. Om dette er tilfældet, kan opgøres på flere måder.

Den fremgangsmåde, som anbefales i afsnit 3.1 - nemlig cost-effectiveness analyse anvendt som omkostningsminimeringsanalyse, kombineret med en opregning af sideeffekterne - giver udelukkende mulighed for at vurdere alternative strategier *relativt* til hinanden. Spørgsmålet om hvorvidt hvert alternativ er rentabelt fra en *absolut* betragtning kan ikke besvares ved hjælp af denne metode. Betingelsen for, at dette kan lade sig gøre, er, at både positive og negative effekter opgøres efter samme målestok, som det er tilfældet i fx cost-benefit analyse.

Den metode, som i appendiks 1 vil blive anbefalet til vurdering af rentabilitet, har i højere grad karakter af en cost-benefit analyse, idet både omkostninger og effekt nu vil blive opgjort i kroner og ører. Der vil dog ikke blive anbefalet en værdisætningsmetode til sideeffekterne, men i stedet vil den separate opregning af disse blive bevaret.

Metodisk udnyttes således det forhold - som kendetegner anvendelsen af cost-effectiveness analyse - at formålet med indsatsen er præciseret på forhånd, og at dette kan udtrykkes i én ønsket effekt, nemlig at redde grundvand. Det vil hermed være *værdien* af det reddede grundvand, der skal holdes op mod de samlede omkostninger, som medgår hertil. Ved at gange en vandpris på mængden af grundvand i det enkelte delområde fås denne værdi, og i princippet vil rentabilitetskravet blot være, at værdien af vandet er større end de samlede omkostninger. Ligesom i prioriteringsdelen bør der dog i den samlede vurdering også indgå hvilke positive sideeffekter, der knytter sig til strategien.

Såfremt der forelå den mulighed ikke at foretage en indsats overhovedet over for en given forureningstrussel, burde gevinsterne ved at iværksætte en strategi i forhold til intet at foretage sig være medregnet i prioriteringsdelen samt i vurderingen af, om den enkelte strategi er rentabel i sig selv.

En tredje måde til at vurdere, om de enkelte strategier kan betale sig, kunne være at opgøre alternativomkostningerne (opportunity costs). Som nævnt i afsnit 2.1.1 gøres dette ved at vurdere, om samfundet ville kunne opnå "mere miljø for pengene" ved at anvende midlerne til helt andre formål end depotrydning. En sådan type analyse vil imidlertid kun være relevant på et "tidligere tidspunkt i forløbet", hvor det ønskes vurderet, om der - ud fra en miljøbetragtning - overhovedet skal afsættes offentlige midler til oprydning af punktkildeforureninger. Da analyserne i denne rapport ikke tjener til at bestemme, om der overhovedet skal bruges penge, men derimod hvorledes pengene bruges bedst, er en opgørelse af alternativomkostningerne mindre relevant.

Uanset valget af metode er spørgsmålet, om en rentabilitetsvurdering som beslutningsværktøj på grundvandsområdet er rimelig. Man vil kunne opnå det (hypotetiske) resultat, at det ikke kan betale sig at redde grundvandet i et givet område alene, fordi prisen på vand i dag ikke er høj nok til, at værdien af det reddede vand kan opveje de omkostninger, som medgår til at redde vandet.

4 Metode - grundvand

På baggrund af overvejelserne i kapitel 3 opstilles metoden for grundvand i dette kapitel. I afsnit 4.1 beskrives det overordnet, hvilke led metoden indeholder. De beregninger og vurderinger, der indgår i analysen, er baseret på en række konkrete forudsætninger og afgrænsninger, som det er væsentligt at kende, hvorfor disse beskrives og kort diskuteres i afsnit 4.1.1. Med udgangspunkt i afsnit 4.1 og 4.1.1 beskrives metodens fremgangsmåde trin for trin i afsnit 4.2 - 4.4. Som nævnt i afsnit 3.2 er det primære sigte i rapporten ikke en rentabilitetsvurdering, hvorfor denne del af metoden beskrives i appendiks 1. Endelig er det i afsnit 4.5 kort beskrevet, hvorledes beregningerne af nutidsværdi udføres.

4.1 Metodens overordnede indhold

Det blev i afsnit 3.1 omtalt, at udgangspunktet for en analyse af denne type er en præcisering af, hvad målsætningen er. Dette skyldes, at det i en efterfølgende vurdering af en given indsats bør indgå i overvejelserne, hvad effekten har været i forhold til det *primære* formål med indsatsen. I dette projekt er den overordnede målsætning at sikre grundvandsressourcen, og effekten af et givet tiltag vil hermed kunne måles som den mængde grundvand, der reddes.

De enkelte led i analysen kan på baggrund af kapitel 3 opstilles på følgende måde:

- A. Prioritering af strategi for hvert delområde.
- B. Prioritering mellem delområder.
- C. Rentabilitet.

Trin A og B udgør altså hoveddelen af metoden, mens trin C kan betragtes som en særskilt del. Det vil herunder kort blive beskrevet, hvad hver af disse indeholder.

Ad A. Prioritering af strategi for hvert delområde

Grundlaget for en samfundsøkonomisk prioritering af hvilken strategi, der bedst kan betale sig, er først at foretage en kortlægning af alle forureningstrusler i det enkelte delområde. For hver punktkilde skal der foretages en risikovurdering, som også inkluderer et skøn over forureningens udbredelse og spredningshastighed.

Risikovurderingen, samt et skøn over hvornår forureningen fra hver enkelt punktkilde når grundvandet, vil danne udgangspunkt for dernæst at kunne opstille alternative strategier for den samlede oprydning indenfor delområdet.

Foruden risikovurderingen vil der primært være økonomiske overvejelser forbundet med udformningen af strategien, dvs. den tidsmæssige prioritering mellem de enkelte punktkilder indenfor et givent delområde. Forureningens udbredelse og spredningshastighed bestemmer, hvornår forureningen når grundvandet. Herefter vil der skulle iværksættes en afværgeindsats, fx bortgravning og afværgepumpning, hvis truslen skal stoppes.

Overfor fordyrelsen af indsatsen ved at vente, skal det indgå i overvejelserne, at en udskydelse af omkostninger til et senere tidspunkt implicerer, at der rådes over flere midler i dag. Værdien af dette forhold (som opgøres ved hjælp af en såkaldt nutidsværdiberegning) kommer til udtryk ved, at fremtidige udgifter bliver mindre set fra indeværende periode. En forventet udvikling af teknologi til afværgemetoder vil kunne give en besparelse, hvis afværgeprojektet udskydes.

Ud fra ovenstående overvejelser (samt hvad der er praktisk muligt i det enkelte amt) opstilles en række alternative strategier, som alle har den effekt, at de redder det truede/forurenede grundvand, og som amtet ønsker at kunne vælge imellem. Ved hjælp af metoden vil det herefter kunne fastlægges hvilken af strategierne, der bedst kan betale sig.

På baggrund af de tiltag, der skal iværksættes indenfor hver strategi, vil det være muligt at beregne et omtrentligt beløb for de samlede udgifter baseret på gennemsnitlige priser. Omkostningerne varierer, afhængig af hvor udbredt forureningen er, hvorvidt der skal foretages afværgepumpning og hermed over, hvor lang tid indsatsen skal køre. Alle disse forhold vil blive indregnet ved hjælp af nutidsværdiberegningen.

Da den mængde vand, som reddes/beskyttes, ikke er den eneste gevinst, bør der til sidst foretages en samlet opgørelse over alle de sideeffekter, der betragtes som relevante. Det er nu muligt at holde de til hver strategi knyttede omkostninger samt sideeffekter op over for hinanden og her ud fra vælge den strategi, som samlet set bedst kan betale sig.

Ad B. Prioritering mellem delområder

Prioriteringen mellem delområder foretages ved hjælp af C/E-ratio'er, som kan betragtes som effektivitetsmål, jf. beskrivelsen i afsnit 2.1.2. Ved at beregne en sådan ratio for de strategier, der for hvert af en række delområder bedst kan betale sig, kan det vurderes, hvilket af disse områder

det - alene herudfra - bedst kan betale sig at prioritere. Ratio'erne beregnes ud fra de samlede omkostninger og den opgjorte vandmængde, jf. afsnit 4.4. Hermed fås et udtryk for prisen pr. m^3 reddet vand, og den strategi, som har den laveste pris, bør ud fra dette mål vælges.

Ad C. Rentabilitet

Hvorvidt der for hver strategi isoleret set er “større indtægter end udgifter”, kan undersøges ved både at vurdere omkostninger og effekt i kroner og ører. Da effekten allerede er blevet formuleret som den reddede/beskyttede, bæredygtige vandindvinding, vil opgørelsen heraf i kroner og ører blot kræve, at der ganges en pris på den opgjorte vandmængde. Er værdien heraf større end de samlede omkostninger, vil strategien være rentabel. Uanset om dette er tilfældet eller ej, bør det indgå i vurderingen, at der også optræder en række positive og/eller negative sideeffekter, jf. trin A. Disse har jo reelt også en værdi, som bør tillægges henholdsvis fratrækkes “indtægtssiden”.

I afsnit 4.2 opstilles på skemaform det konkrete indhold i A og B, mens de følgende afsnit 4.3 og 4.4 forklarer skemaernes enkelte trin i detaljer med henblik på at kunne anvende skemaerne i afsnit 4.2 som “køgebog” til at bruge metoden i praksis. Fremgangsmåden for trin C er beskrevet i appendiks 1.

4.1.1 Afgrænsninger og forudsætninger

Metoden er baseret på en række forudsætninger og begrænsninger, som er skitseret nedenfor:

Forudsætninger

Ved udarbejdelse af metoden har vi forudsat, at der tages udgangspunkt i den miljømæssigt mest optimale løsning. Dvs. at der ikke som udgangspunkt anbefales deponering fremfor rensning af forurenede jord, hvis årsagen hertil skyldes lavere omkostninger til deponering. Ligeledes forudsættes det, at alt grundvand skal beskyttes fremfor en senere rensning, når det først er blevet forurenede. Rent metodemæssigt er der dog intet, der hindrer, at der i stedet for rensning antages deponering eller anden brug af forurenede jord, eller at der anvendes rensede vand, som har været forurenede, blot prisen herfor kendes.

For ikke at være i modstrid med de retningslinier, der er udstukket i Regionplan 97, forudsættes det, at der først og fremmest tages afsæt i områder med særlige drikkevandsinteresser. Det skal dog bemærkes, at dette ikke er en nødvendig forudsætning for at kunne anvende metoden, som ligeså vel kan bruges for de øvrige drikkevandsområder.

I bilag 1 er medtaget priser over omkostninger til de tiltag, der er i forbindelse med oprydningsindsatsen på forurenede lokaliteter. De enkelte priser er i de fleste tilfælde angivet ved en min. og max. pris, ligesom gennemsnitsprisen er medtaget. Har man kendskab til, hvad den reelle omkostning er, skal denne selvfølgelig anvendes i stedet.

Da metoden bygger på et meget sparsomt datagrundlag, vil det være nødvendigt at foretage en del skøn, bl.a. over forureningens udbredelse. Som nævnt i kapitel 1 er der dog tale om skøn, som også er nødvendige ved andre fremgangsmåder for at prioritere end metoden her, hvorfor disse skøn allerede i dag ofte bliver foretaget i amterne og/eller af rådgivende konsulenter.

Endelig er det som udgangspunkt forudsat, at omfanget af forurenede jord, som kræver bortgravning, ikke vil vokse over tid. Som nævnt i afsnit 3.1 er dette dog ikke altid tilfældet, hvilket vil kunne medtages i beregningerne ved at lade den mængde forurenede jord, som skal renses, variere afhængigt af hvornår indsatsen iværksættes.

Afgrænsninger

Ved udvælgelse af et område kan der ske en tidsmæssig forskydning af indsatsen andre steder, hvilket vil medføre øgede omkostninger til afværgetiltag i disse områder. Der bliver ikke taget direkte højde for dette i metoden, men der kan gøres antagelser i strategierne, således at der bliver taget højde herfor.

Det antages i projektet, at hele den bæredygtige vandindvindingsmængde reelt bliver udnyttet.

De miljømæssige konsekvenser, der opstår som følge af forbrug af energi til transport af forurenede jord samt rensning af forurenede jord og grundvand, er ikke medtaget i dette projekt.

Det datagrundlag, som skal anvendes for de enkelte punktkilder, vil være de oplysninger, der ligger i ROKA-databasen samt en række skøn, som foretages på baggrund af den tilgængelige viden om punktkilderne, de geologiske forhold o.lign. i det enkelte amt. Findes der dog allerede data over fx mængden af forurenede jord eller den årlige bæredygtige vandindvinning, tages der selvfølgelig afsæt heri.

Bilag 3 indeholder en liste over sideeffekter, som kan - men ikke altid vil - forekomme. Listen indeholder ikke nødvendigvis alle de sideeffekter, det kunne være relevant at inddrage. Det enkelte amt vil her blot kunne supplere med de øvrige sideeffekter, som vurderes at burde indgå.

4.2 Metodeskema

Det første skema beskriver indholdet af trin A i afsnit 4.1: Prioritering af strategi for hvert delområde. Den præcise fremgangsmåde for hver af trin A's syv undertrin er beskrevet i afsnit 4.3.

Grundlaget for at kunne gennemføre en analyse ved hjælp af skemaet herunder er, at der er udpeget et delområde samt foretaget en kortlægning af alle de punktkilder/depoter, som truer det til delområdet hørende grundvand.

Skema 4.1 Prioritering af strategi for hvert delområde

Trin A		Benyt information fra
1	For hver punktkilde: <i>i.</i> skøn over forureningens udbredelse (ton jord) <i>ii.</i> skøn over tid før grundvand forurenes (år) <i>iii.</i> risikovurdering	Bilag 2
2	Opstil strategier ved at fastlægge tidspunktet for hvert led i indsatsen over for hver punktkilde	Trin A1
3	Tidsfordel årlig mængde oppumpet vand samt hvert led i indsats ved afværgepumpning	Trin A1 Trin A2
4	Beregn omkostning ved hvert indsatsled (kr.)	Trin A2 Trin A3 Bilag 1
5	Beregn samlede omkostninger ved hver strategi vha. nutidsværdiberegning (kr.)	Trin A4
6	Opregn sideeffekter	Bilag 3
7	Vælg strategi	Trin A5 Trin A6

I skema 4.2 opstilles de undertrin, som indgår i trin B (prioritering mellem delområder) i afsnit 4.1. Den præcise fremgangsmåde for hver af disse er beskrevet i afsnit 4.4.

Skema 4.2 Prioritering mellem delområder

Trin B		Benyt information fra
1	Bestem årlig bæredygtig vandindvinding (m^3)	
2	Beregn C/E-ratio for de delområder, som det ønskes at prioritere imellem ^a (kr./ m^3)	Trin A5 Trin B1
3	Vælg delområde	Trin A6 Trin B2

^a For hvert af disse delområder skal trin A1 - A7 samt trin B1 være gennemført

4.3 Prioritering af strategi for hvert delområde

Trin A1

i. Skøn over forureningens udbredelse

På baggrund af de historiske kortlægninger og mulige oplysninger om stoffernes egenskaber skal der for hver lokalitet, inden for det enkelte delområde, foretages et skøn over forureningens udbredelse. Det er ikke nok at foretage skøn af den arealmæssige udbredelse (dette indgår i oplysningerne i ROKA-databasen), der skal også foretages et skøn over forureningens vertikale udbredelse opgjort i ton.

Det er i mange tilfælde meget svært på et så sparsomt datagrundlag at sige noget om, hvor meget forureningen har spredt sig til omgivelserne, men det er nødvendigt for de videre beregninger, at der er givet et skøn over den omtrentlige mængde jord, som skønnes at være forurennet.

ii. Beregning af tid før grundvand forurenes

I de tilfælde, hvor grundvandet ikke allerede er forurennet, vil et skøn over hvor lang tid, der vil gå, før forureningen når ned til grundvandet, give information om, hvor mange år man kan vente, før indsatsen overfor den pågældende punktkilde også vil indbefatte oppumpning og rensning af forurennet grundvand. I mange tilfælde vil der dog under alle omstændigheder skulle afværgepumpes på grund af udvaskning af forureningen, jf. appendiks 2.

Afhængig af den tilgængelige information om de geologiske forhold ved punktkilden, kan der enten blot foretages et skøn over den tid, der går, før forureningen når grundvandet, eller der kan foretages en skønsmæssig beregning. Et skøn vil skulle baseres på viden om forureningens alder samt stoffernes mobilitet, mens beregningen kan ske ved hjælp af en formel, der baserer sig på nettonedbøren. Denne formel er kort beskrevet herunder.

Nettonedbøren er den del af et områdes samlede nedbør, som siver ned til grundvandet. Resten af nedbøren fordamper, optages i vegetationen eller afstrømmer på overfladen til kloakker eller vandløb.

På baggrund af nettonedbøren kan vandets transporthastighed i den mættede zone overslagsmæssigt beregnes som:

$$\text{vandhastighed cm} / \ddot{U}r = \frac{\text{nettonedbør cm} / \ddot{U}r}{\text{porøsitet}} \quad (1)$$

Porøsiteten afhænger af jordtype og andre geologiske forhold. Det vil derfor være nødvendigt at beregne vandhastigheden gennem de forskellige jordlag (ler, sand mv.) hver for sig og derefter lægge disse værdier sammen. Den samlede transporttid for det nedsivende grundvand skal herefter ganges med den retardationskoefficient, der svarer til det pågældende stof.

Retardationskoefficienten for udvalgte stoffer findes i tabel B2.1 i bilag 2. I bilag 2 findes ligeledes en mere udførlig beskrivelse af beregningen af tid, før grundvandet forurenes samt et regneeksempel herpå. Som det fremgår heraf, kræver beregningen en del informationer om de geologiske forhold i det pågældende område. Hvis disse forhold ikke kendes, kan der som nævnt herover gives et skøn over, hvornår grundvandet må formodes at være i fare for forurening, og opstillingen af strategier i trin A2 må herudover baseres på de øvrige informationer, der fremgår af trin A1.

iii. Vurdering af den risiko forureningen udgør for miljø og sundhed

På baggrund af data fra registreringsundersøgelserne, skøn over forureningens udbredelse (punkt *i.*) og beregning af tid før grundvandet forurenes (punkt *ii.*) skal der for hver punktkilde foretages en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser, forureningen kan give anledning til. Vurderingen skal bruges i forbindelse med den efterfølgende opstilling af strategier under trin A2.

Det er her vigtigt at slå fast, at vurderingen foretages på baggrund af et mangelfuldt datagrundlag. Fx kendes kun forureningens art, men ikke forureningens mængde og faktiske spredning, da disse data kun foreligger som skøn og estimerede beregninger. Der er i nedenstående vurdering af risiko for grundvandsforurening taget udgangspunkt i Miljøstyrelsen (1995c).

For grundvandsforureninger og forureninger, der truer grundvandet, skal der i vurderingen indgå viden om grundvandsmagasinernes anvendelse (indvindingsklasse) og områdets geologiske sårbarhed (beskyttelsesklasse).

Den konkrete forurening skal vurderes med hensyn til giftighed, mobilitet og nedbrydelighedspotentiale. Disse tre begreber er nærmere beskrevet nedenfor.

Giftighed:

Ved giftighed forstås en relativ egenskab ved de kemiske stoffer, som vedrører deres evne til at skade levende organismer. I relation til grundvandsmiljøet vil giftighed i en vis udstrækning afspejles i hvilke koncentrationer af stoffet, der kan accepteres i drikkevand. Jo lavere grænseværdi des mere giftigt vil stoffet generelt anses for at være.

Mobilitet:

Mobilitet udtrykker det pågældende stofs bevægelse relativt til vandets egenbevægelse. Som mål for mobilitet kan for organiske stoffer anvendes vand/oktanolforholdet ($\log K_{ow}$) og for uorganiske stoffer anvendes fordelingskoefficienten vand-jord ($-K_d$ -værdien). Begge værdier er et udtryk for stoffernes tendens til at tilbageholdes i jorden. Jo højere værdien er, jo mindre mobile er stofferne. $\log K_{ow}$ - henholdsvis K_d -værdien for de enkelte stoffer fremgår af tabel B2.1 i bilag 2, mens tabel B2.2 indeholder en gradering af stoffernes mobilitet baseret på disse værdier.

Nedbrydelighed:

Ved nedbrydelighed forstås den hastighed, hvormed stoffet omdannes til ugiftige stoffer i det naturlige miljø. Nedbrydelighed skal således her

opfattes som en fuldstændig nedbrydelighed og ikke blot en omdannelse af et forurenende stof til et andet.

For grundvandsforureninger sker vurderingen ud fra eksisterende grundvandsforurening, dvs. den forurening punktkilden allerede har forårsaget, og potentiel forurening dvs. den forurening punktkilden vil forårsage i fremtiden, såfremt der ikke udføres afværgeforanstaltninger.

Trin A2

Som nævnt i afsnit 3.1 menes der med en strategi for et bestemt delområde, en tidsplan for indsatsen overfor samtlige punktkilder, som truer det til delområdet hørende grundvand. De enkelte led i indsatsen overfor hver punktkilde er:

- a. Supplerende undersøgelser.
- b. Skitse- og detailprojekt.
- c. Afværgeindsats - jord.
- d. Monitering.
- e. Anlægsfase.
- f. Driftsfase, inkl. d. (monitering).

Punkterne a. - d. behandles under trin A2, mens de to sidste punkter (e. og f.) vil blive behandlet under trin A3.

Når der er foretaget en inddeling i disse punkter, skyldes det, at der ofte vil være op til flere år mellem udførelsen af dem. De indledende undersøgelser indgår ikke her, da de ligger før registreringen af depotet, som der tages udgangspunkt i her. Afværgeindsatsen i punkt c. inkluderer bortgravning, behandling og deponering af den forurenede jord, samt anskaffelse af ny jord.

Monitering af grundvandet vil som regel påbegyndes på samme tidspunkt som afværgeindsatsen. Når moniteringen alligevel optræder som et selvstændigt punkt, er det fordi, den ofte vil køre over flere år, mens afværgeindsatsen overfor selve jordforureningen vil ligge indenfor et og samme år. Det vil i de fleste tilfælde være nødvendigt, men det vil i hvert enkelt tilfælde være op til amtet (eller de konsulenter, som indgår i projekteringsfasen) at afgøre, om der er behov for en monitering eller ej og i givet fald hvor længe, der skal monitoreres.

Gennemførelsen af trin A1 giver et billede af, i hvilken rækkefølge der bør sættes ind overfor de enkelte punktkilder. Det er nu amtets opgave, både på baggrund af oplysningerne i trin A1, men også ud fra andre eventuelle forhold, som selvfølgelig skal være begrundede, at opstille de alternative strategier, som ønskes sammenlignet.

I skema 4.3 herunder er der givet et simpelt eksempel på sådanne alternative strategier. Hvis der i et delområde er tre depoter, I - III, som truer grundvandet (og som alle er undersøgt, som angivet i trin A1) skal indsats a - d herover tidsfordeles for hvert depot. Strategier for delområdet kunne således se ud på følgende måde:

Skema 4.3 Eksempel på opstilling af strategier

År	Strategi 1		Strategi 2		Strategi 3	
0	Ia	IIIa		IIIa	Ia	
1	Ib	IIIb		IIIb	Ib	IIIa
2	Ic	IIa IIIc IIId	Ia	IIIc IIId	Ic	IIIb
3		IIb IIId	Ib	IIIc IIId		IIa IIIc IIId
4		IIIc IIId	Ic	IIa IIIc IIId		IIb IIIc IIId
5		IIc		IIb		IIc IIIc IIId
6				IIc		

Det fremgår af eksemplet, at indsatsen i strategi 1 iværksættes for depot I og III med det samme, og for depot II i år 2 efter analysens start. For både depot I og III foretages de supplerende undersøgelser, skitse- og detailprojekt samt selve afværgeindsatsen med et år mellem hver, mens der for depot III er to år mellem projektering og afværgeindsats. Kun på depot III monitoreres der, og monitoringen køres over tre år.

Det ses af skema 4.3, at de øvrige strategier består af de samme indsatser, blot med en anden tidsfordeling. Begrundelsen for hvorledes de enkelte strategier udformes, kan både bygge på miljømæssige, økonomiske og andre forhold. Dette er nærmere behandlet i afsnit 6.1.

Trin A3

Selvom en indsats overfor en punktkilde principielt bør iværksættes før forureningen når grundvandet, er det en kendsgerning, dels at flere grundvandsmagasiner i dag er delvist forurenede, dels at dette også vil ske fremover, da det ikke er økonomisk muligt at sætte ind overfor samtlige af landets punktkildeforureninger, hvor der i løbet af en given tid vil ske en grundvandsforurening.

Hvorvidt der i den enkelte strategi vil skulle foretages afværgepumpninger, fremgår af beregningen i punkt *ii* under trin A1 - hvor mange år der går, før der sker en forurening af grundvand - sammenholdt med, hvornår indsatsen iværksættes, hvilket er fastlagt under trin A2.

Selvom der foretages en hot-spot afgravning, inden grundvandet er blevet forurenede, vil det i visse tilfælde alligevel være nødvendigt at iværksætte en afværgepumpning. I tilfælde hvor forureningen har været i jorden i mange år, vil der ofte være sket en nedsivning til de underliggende jordlag. Skal oprensningen af denne forurening udelukkende ske ved hjælp af udvaskning, vil der skulle foretages en afværgepumpning i lige så mange år,

som denne udvaskning tager, såfremt forureningskoncentrationen ligger over det acceptable niveau.

Da de fleste stoffer bliver delvist tilbageholdt i jorden ved hver gennemskylning, vil en udvaskning med en vandmængde svarende til én gang porevolumenet ikke være nok. Retardationskoefficienten, R , som indgik i trin A1, kan benyttes som et mål for det antal porevolumener, der skal gennemskyldes, før en given forurening er udvasket. Der er i appendiks 2 nærmere redegjort for baggrunden for at kunne foretage beregningen på denne måde. Beregningen implicerer, at det ved at gange R med vandhastigheden angives, i hvor mange år afværgepumpningen skal køre, før forureningen er udvasket. Denne beregning er den samme som (1) under trin A1, så beregningen af transporttiden vil samtidig være et mål for, hvor mange år en udvaskning tager. Hvis det i et konkret eksempel skønnes, at transporttiden for et forurenende stof er 20 år, og grundvandet skønsomt har været forurenede de sidste fem år, så vil det være endnu 15 år, før forureningen er udvasket. Hvis koncentrationen ligger over det acceptable niveau, vil der således skulle afværgepumpes i 15 år frem, hvilket skal inddrages i skema 4.3.

I alle tilfælde, hvor der skal foretages en afværgepumpning, skal skema 4.3 suppleres med følgende indsatsled:

- a. Supplerende undersøgelser.
- b. Skitse- og detailprojekt.
- c. Afværgeindsats - jord.
- d. Monitering.
- e. Anlægsfase.
- f. Driftsfase, inkl. d. (monitering).

Det er kun punkt e. og f. der beskrives under trin A3, for beskrivelse af de øvrige punkter henvises til trin A2.

Når monitering også optræder her, er det fordi der i forbindelse med en afværgepumning, som kører over en årrække, i mange tilfælde opretholdes en monitering. Hvis dette er tilfældet, skal punkt d. i strategien indgå i flere år, end hvis der blot blev foretaget en korterevarende monitering som i eksemplet i skema 4.3, hvor moniteringen ikke skyldtes, at grundvandet allerede var forurenede, men blot tjente til at sikre, at dette ikke skete efter indsatsen overfor selve jordforureningen (punkt c.).

Punkt e. dækker etablering af afværgeboring og vandbehandlingsanlæg samt ledning til afledning af det oppumpede vand. Punkt f. dækker, foruden en eventuel monitering, drift af afværgeboring inkl. vandbehandling samt

omkostninger forbundet med afledning af afværge vandet. Der er i bilag 1 angivet gennemsnitspriser for alle de nævnte elementer.

Mens punkt e. iværksættes i et bestemt år, falder punkt d. og f. i hvert år herefter, indtil forureningen er under kontrol, og den samlede periode for strategien vil hermed forlænges betydeligt. Hvor lang en periode analysen skal foretages over, bliver sværere at fastlægge i dette tilfælde, jf. diskussionen heraf i afsnit 2.2. Som udgangspunkt anbefales afværge anlæggets (formodede) levetid, medmindre afværgepumpningen afsluttes indenfor en kortere årrække, som så bestemmer den samlede periode. Under alle omstændigheder bør der foretages følsomhedsberegninger over projektperiodens længde.

Når grundvandet er (delvist) forurenet, skal der allerede i projekteringsfasen (punkt b.) indgå et skøn over hvor stor en mængde grundvand, der årligt skal oppumpes.

Trin A4

Efter i hver strategi at have fastlagt *tidspunktet* for a. - d. for de enkelte punktkilder, samt e. - f. hvis der skal foretages afværgepumpning, skal *omkostningen* for hver af disse dele nu bestemmes. I bilag 1 er der angivet gennemsnitspriser for hver af disse elementer, der ses at variere, afhængig af hvilke stoffer der er tale om. Omkostningen for punkt c. varierer, alt efter hvor stor en mængde forurenet jord, der skal bortgraves, behandles og erstattes. Til gengæld antages denne mængde jord ikke at vokse over tid, jf. diskussionen heraf i afsnit 3.1.

Nøjagtig hvilke omkostninger, der skal medtages i beregningen, er afhængig af, hvad der præcis foretages i hvert enkelt tilfælde. Hvis jordforureningen ikke fjernes ved hjælp af en bortgravning, men afværges in-situ, skal der naturligvis ikke indregnes omkostninger til bortgravning og deponering af den forurenede jord, samt anskaffelse af ny jord. På samme måde kan fx brug af oppumpet vand som sekundavand betyde en reduktion af driftomkostningerne, hvilket man i det givne tilfælde må inddrage under punkt f. Da dette som regel vil være baseret på en særlig aftale med aftageren, er der ikke opgivet vejledende priser herfor i bilag 1.

Hvis det i eksemplet i skema 4.3 antages, at depot I er forurenet med benzen, og at udbredelsen under *i* i trin A1 er skønnet til 90 ton, så kan a. - c. beregnes. Med udgangspunkt i gennemsnitspriserne i bilag 1 antages følgende omkostninger:

- la: kr. 200.000
- lb: kr. 150.000
- lc: bortgravning + transport: 120 kr./ton · 90 ton..... 10.800 kr.

behandling: 360 kr/ton · 90 ton 32.400 kr.
 anskaffelse af ny jord: 60 kr/ton · 90 ton 5.400 kr.
 I alt: 48.600 kr.

Samme beregning kan laves for II (som antages at være forurenset med tjære i et omfang af 150 ton) og III (som er forurenset med 200 ton fyringsolieforurenset jord, som kræver afgravning) og omkostningerne ved strategi 1 fordeler sig hermed på følgende måde, jf. tidsfordelingen af a. - d. i skema 4.3:

Skema 4.4 *Eksempel på omkostningsskema for strategi*

År	Strategi 1 (1000 kr.)		
0	200		200
1	150		150
2	48,6	200	180+36
3		150	36
4			36
5		243	

Som det fremgår af bilag 1, er der ligeledes angivet gennemsnitspriser for omkostningerne forbundet med afværgepumpning (e. og f. under trin A3). Skema 4.4 skulle selvfølgelig suppleres med disse, såfremt der i strategi 1 indgik afværgepumpninger.

Forudsætningen for at kunne gennemføre trin A som en omkostningsminimeringsanalyse er, at de sammenlignede strategier er *ligeværdige* med hensyn til effekten, dvs. det reddede grundvand. I en strategi med afværgepumpning vil der være en mindre mængde reddet vand end strategier, hvor der sættes ind overfor forureningen, før den når grundvandet, og derfor må førstnævnte gøres ligeværdig (normeres) med de øvrige.

Da der i dette projekt ikke fokuseres specielt på eksisterende boringer, bør normeringen af strategierne ikke foretages via omkostningerne ved at skaffe det oppumpede vand andetsteds fra. I stedet bør de strategier, som kræver en afværgepumpning, tillægges omkostninger, som svarer til værdien af det oppumpede vand.

Bilag 1 indeholder en gennemsnitspris pr. m³ vand og ved at gange denne på (skønnet over) den årlige mængde oppumpede vand i de år, hvor afværgepumpningen foretages, fås de tidsfordelte omkostninger, som kræves for at gøre strategierne ligeværdige.

Det skal bemærkes, at denne normering kun skal foretages, såfremt det forurenede vand ellers kunne have været anvendt som drikkevand. I de tilfælde hvor der både er et primært og et sekundært grundvandsmagasin, er det ofte kun det sekundære magasin, som er forurenet på det tidspunkt, hvor afværgeindsatsen iværksættes. Hvis der i en sådan situation - hvor forureningen ikke når det primære magasin - kun mistes vand fra det sekundære grundvandsmagasin, som ikke ville have været anvendt som drikkevand, skal dette ikke indregnes som beskrevet herover. Dette skyldes, at effekten måles i grundvand til drikkevandsbrug, og det betyder, at forurenet vand fra et sekundært magasin ikke er ensbetydende med en mindre effekt.

Trin A5

Der er nu for hver strategi opstillet et tidsskema i stil med skema 4.4, som indeholder omkostningerne i hvert år af projektperioden. For at kunne sammenligne strategier med forskellige tidsfordelinger, skal omkostningerne omregnes til nutidsværdi ved hjælp af den metode, som er beskrevet nedenfor i afsnit 4.5.

Med udgangspunkt i denne metode kan nutidsværdien af strategien i skema 4.4 beregnes. Først lægges de omkostninger sammen, som ikke skal diskonteres (fordi de falder i det første år):

Med udgangspunkt i denne metode kan nutidsværdien af strategien i skema 4.4 beregnes. Først lægges de omkostninger sammen, som ikke skal diskonteres (fordi de falder i det første år):

$$\text{Omkostninger som ikke skal diskonteres } C1 = 200.000 + 200.000 = 400.000$$

Hvis diskonteringsfaktoren sættes til 3% (dvs. $r = 0,03$) kan man nu diskontere omkostningerne for hvert af de resterende år, 1 - 5, jf. beregningsudtrykket (5) i afsnit 4.5 (beløbene er angivet i 1000 kr.):

$$C3 = \frac{(150 + 150)}{(1 + 0,03)^1} + \frac{(48,6 + 200 + 180 + 36)}{(1 + 0,03)^2} + \frac{(150 + 36)}{(1 + 0,03)^3} + \frac{36}{(1 + 0,03)^4} + \frac{243}{(1 + 0,03)^5}$$

$$= 1.141,008 \text{ tusindekr.}$$

Hermed kan den samlede nutidsværdi af omkostningerne ved strategi 1 bestemmes, jf. (6) i afsnit 4.5:

$$C_{total} = C1 + C3 = 400.000 + 1.141.008 = 1.541.008 \text{ kr}$$

Når $C2$ ikke optræder i regnestykket, skyldes det, at denne beregning (jf. (4) i afsnit 4.5) kun skulle foretages, såfremt der i skema 4.4 var omkostninger, som var ens hvert år i hele perioden. Dette vil typisk være tilfældet, når der indgår afværgepumpninger, som jo kører over mange år.

Trin A6

De såkaldte sideeffekter, som ikke kan omregnes til kroner og ører, må opgøres ved i forbindelse med hver strategi at vurdere hvilke af disse, der forekommer, og hvis de kan kvantificeres, i hvilket omfang. Der er i bilag 3 opstillet en tjek-liste over sideeffekter, som *kan* forekomme.

Trin A7

Med beregningen i trin A5 og opgørelsen i trin A6 foreligger der nu en samlet omkostning og en række sideeffekter for hver af de alternative strategier, som blev opstillet i skema 4.3 under trin A2. Den strategi, som har den laveste omkostning, bør vælges som indsatsplan for delområdet. Der kan dog argumenteres for en anden af strategierne, såfremt de positive sideeffekter skønnes at være af så stor værdi, at "meromkostningen" i forhold til den billigste strategi vurderes at blive opvejet. Der bør i dette tilfælde gives en detaljeret begrundelse herfor.

4.4 Prioritering mellem delområder

Mens trinene i skema 4.1 tjente til at finde den strategi, som bedst kunne betale sig indenfor det enkelte delområde, kan man ved hjælp af skema 4.2 vurdere, hvilket delområde man bør prioritere højest. I det følgende gennemgås fremgangsmåden i hver af trinene i skema 4.2.

Trin B1

Gennemføres trin A1 - A7 for en række forskellige delområder, vil der for hver af disse foreligge en samlet omkostning samt sideeffekter. For at kunne prioritere mellem delområderne er det imidlertid også nødvendigt at tage højde for effekten af hver af disse, dvs. hvor meget grundvand, der reddes.

For hvert af de delområder, der ønskes sammenlignet, skal der således bestemmes en årlig bæredygtig indvindingsmængde, Q (Q er her lig med effekten, E). I de tilfælde, hvor de analyserede delområder allerede er udpeget som en del af regionplanerne, vil den årlige, bæredygtige vandindvinding ofte være opgjort i forbindelse hermed. Ellers kan denne mængde overslagsmæssigt bestemmes på følgende måde for et givet delområde (se Miljøstyrelsen (1995b), hvortil der i øvrigt henvises). E er her lig med Q :

$$E = (F \cdot N - A) \cdot 0,7 \quad (2)$$

hvor F er delområdet areal i m^2 , N er nettonedbøren i $m/\text{år}$ og A er den samlede årlige vandløbsafstrømning opgjort i m^3 . (2) siger altså, at den bæredygtige vandindvinding kan opgøres som 70% af den årlige (netto)nedbør i hele delområdet, fratrukket afstrømningen.

Trin B2

Forholdet mellem de samlede omkostninger og den samlede mængde reddet vand angiver cost-effectiveness-ratio'en (C/E-ratio'en) for det enkelte delområde, og er et udtryk for "udgiften pr. m^3 reddet vand". Hermed vil C/E-ratio'er for forskellige delområder kunne bruges til at prioritere mellem

disse, da ratio'erne udtrykker, hvor omkostningseffektiv indsatsen for området er.

Den samlede omkostning for hvert delområde - dvs. for gennemførelsen af den udvalgte strategi - er allerede bestemt under trin A5. Under trin B1 blev den årlige bæredygtige vandindvinding (Q) bestemt, og den *samlede* mængde reddet vand - Q_{total} - opgøres derfor blot ved at gange Q med antallet af år i projektperioden. Hermed kan der for hvert delområde beregnes en C/E-ratio:

$$C / E = \frac{C_{total}(kr)}{Q_{total}(m^3)} \quad (3)$$

Trin B3

Når C/E er beregnet for hvert af de delområder, der ønskes sammenlignet, vil det bedst kunne betale sig at iværksætte en indsats på det delområde, som har den laveste ratio. Igen bør der dog tages højde for de sideeffekter, som formodes at følge af hver af de enkelte strategier. Hvis disse varierer betydeligt mellem delområderne, vil det kunne begrundes at prioritere et givent delområde frem for et andet, som har en lavere ratio. Ligesom under trin A7 bør der dog også her foreligge en detaljeret og velbegrundet argumentation for omfanget af sådanne sideeffekter.

4.5 Beregning af nutidsværdi

Som beskrevet i afsnit 2.2 kan omkostninger, som fordeler sig over tid, udtrykkes i nutidsværdi, således at strategier med forskellig tidshorisont gøres sammenlignelige. Dette gøres ved at diskontere fremtidige omkostninger, dvs. at vægte dem mindre jo længere ude i fremtiden, de indtræffer.

De ovenfor opgjorte omkostningselementer for den enkelte strategi fordeler sig således, at nogle er engangsinvesteringer, som skal afholdes med det samme, og andre falder år for år. Alle de omkostninger, som skal afholdes med det samme - dvs. inden for det første år - skal naturligvis ikke diskonteres, og disse kan derfor blot lægges sammen til ét omkostningstal, som her kaldes CI .

Dernæst bør alle de omkostninger, som er *de samme hvert år* i hele projektperioden betragtes for sig. Hvis en sådan "konstant" årlig omkostning kaldes C_k , og projektperioden løber over n år, vil en diskontering af disse årlige omkostninger med en faktor r kunne beregnes på følgende måde:

$$C2 = \frac{C_k \cdot [I \cdot (I+r)^n]}{r} + C_k \quad (4)$$

Det vil sige, at $C2$ er nutidsværdien af alle C_k 'erne tilsammen i hele den betragtede periode. Er der således flere forskellige omkostninger forbundet med den konkrete strategi, som er de samme hvert år i hele perioden, kan disse lægges sammen til ét tal for C_k , før der diskonteres. Bemærk, at det sidste C_k , der lægges til i (4), gælder for det indeværende år. Er C_k således allerede medtaget i $C1$, skal det *ikke* lægges til (4), som det er gjort herover.

Af alle omkostningerne forbundet med hver strategi resterer nu de omkostninger, som indtræffer senere end det første år, og som er forskellige hvert år (de kaldes her C_j), hvis der optræder nogle sådanne i den pågældende strategi. For disse vil det være nødvendigt at foretage en diskontering for hver periode (dvs. hvert år). Fx vil nutidsværdien (NV) af de omkostninger, som indtræffer fire år efter projektperiodens start, skulle beregnes som

$$NV_4 = \frac{C_{f4}}{(I+r)^4}$$

Denne beregning foretages for hvert år i projektperioden (for de omkostninger, som ikke allerede er medtaget i beregningen af $C2$), og den samlede nutidsværdi af alle de omkostninger, som er forskellige hvert år - dvs. summen af alle NV 'erne - kan beregnes på følgende måde (når år T er det sidste år i projektperioden):

$$\begin{aligned} C3 &= NV_1 + NV_2 + \dots + NV_T \\ &= \frac{C_{f1}}{(I+r)^1} + \frac{C_{f2}}{(I+r)^2} + \dots + \frac{C_{fT}}{(I+r)^T} \end{aligned} \quad (5)$$

Med beregningen af $C3$ er alle omkostningerne, forbundet med den enkelte strategi, nu inddraget og omregnet til nutidsværdi. Hermed vil nutidsværdien af de totale omkostninger ved hver strategi være givet ved

$$C_{total} = C1 + C2 + C3 \quad (6)$$

4.5.1 Følsomhedsberegninger

I kapitel 1 diskuteredes en række af de usikkerheder, som vil optræde i forbindelse med brug af metoder som dem, der opstilles i denne rapport. Således er der både i afsnit 2.2 om beregningsforudsætninger samt i afsnit 4.3 og 4.4 herover, nævnt en del størrelser og beregningsparametre, som alle vil kunne få indflydelse på de resultater, som vil opnås, når metoden benyttes i praksis. For alle disse bør der foretages følsomhedsberegninger

for at kunne vurdere, hvor følsomme resultaterne er overfor variationer i antagelserne.

Det fremgik af afsnit 2.2, at diskonteringsfaktorens størrelse fastsættes ud fra en række forskellige overvejelser. Som udgangspunkt anbefales i denne rapport en diskonteringsfaktor på 3%, da det bør være tidspræferencen, der dominerer. Hvor stor indflydelse alternativafkastet burde have, vil være svært at fastlægge generelt i dette tilfælde, og som nævnt i afsnit 2.2 bør risikoaversion ikke indgå i denne type analyse.

For at vurdere indflydelsen på resultaterne, anbefales det, at der foretages en beregning med en høj henholdsvis en lav diskonteringsfaktor, fx 5% henholdsvis 1%. I det skitserede eksempel i afsnit 4.3 vil en diskonteringsfaktor på 5% betyde, at nutidsværdien af de samlede omkostninger, C_{total} , bliver 1,488 mio. kr., altså cirka 3,5% mindre end ved en diskonteringsfaktor på 3%. Sættes den i stedet til 1%, stiger C_{total} til 1,599 mio. kr., dvs. 3,8% større end ved en diskonteringsfaktor på 3%.

Hvor lang en periode, der skal regnes over, blev diskuteret ovenfor i afsnit 2.2. I mange tilfælde må afværgeindsatsen formodes at være overstået indenfor en afgrænset årrække, som så bestemmer analyseperioden. Viser det sig, at C_{total} er større end nutidsværdien af det reddede vand, B_{total} , kan det være interessant ved hjælp af en følsomhedsberegning at vurdere, om en længere periode ville ændre dette udfald.

Dette vil i nogle tilfælde kunne forekomme, hvis alle omkostninger er afholdt, men benefit stadig optræder (dvs. den årlige, bæredygtige vandindvinding, som jo i princippet kan forekomme i uendeligt mange år). Der kan som følsomhedsberegning enten blot vælges en længere periode, for at se hvilken indflydelse dette får på resultaterne, eller det kan - som også nævnt i afsnit 2.2 - beregnes, hvor mange år, der går, før de samlede benefits er større end (eller lige så store som) de samlede omkostninger. En sådan beregning er skitseret i appendiks 1.

Endvidere bør der foretages en følsomhedsvurdering af de anvendte priser, som jo er dem, der bestemmer niveauet for C_{total} og B_{total} . Da benefit-delen alene udgøres af det reddede vand, er vandprisen en central faktor i analysen. Igen kan der foretages en beregning med et højt henholdsvis et lavt skøn, fx baseret på forskellige antagelser vedrørende fremtidige vandpriser. De øvrige priser - som dækker de forskellige aktiviteter i forbindelse med afværgeforanstaltninger - i bilag 1, vil generelt næppe stige over tid (målt i faste priser), og følsomhedsvurderinger for disse, kunne derfor baseres på antagelser vedrørende lavere priser som følge af teknologisk fremskridt, særligt indenfor behandlingen af forurennet jord.

Endelig kan der efter behov laves følsomhedsvurderinger ved at variere de skøn, der foretages af amterne, det vil sige fx mængden af forurenede jord, hvor mange år der skal monitoreres og/eller afværgepumpes og hvor meget vand, der årligt skal oppumpes. Det vil også her være op til amtet at vurdere, hvilke parametre der skal indgå i en følsomhedsberegning, afhængig af hvor der er størst usikkerhed, og hvad der har stor indflydelse på resultaterne.

5 Arealanvendelse

5.1 Metodeovervejelser

Når rækkefølgen for oprydningssindsatsen i forhold til arealanvendelseskonflikter skal prioriteres, skal der tages udgangspunkt i, at det forurenede areal kun skal ryddes op til eksisterende arealanvendelse - i forhold til den eksisterende følsomhedsgrad. Ved en afværgeindsats vil der på baggrund heraf ikke tages højde for eventuelle ønsker om fremtidige arealudnyttelser, men forureningen vil afværges således, at der ikke er nogen sundhedsmæssige gener og risici forbundet med at opholde sig på arealet. Først og fremmest skal indsatsen dog ske ud fra hensyn til, om forureningen udgør en reel sundhedsmæssig risiko i forbindelse med arealanvendelsen.

Nedenfor er kort skematisk skitseret hvilke fordele og ulemper, der er ved forskellige indgangsvinkler til en metode, der kan beskrive de samfundsmæssige fordele (benefits) ved at gennemføre oprensning af forureninger, som udgør en sundhedsmæssig risiko i forbindelse med den eksisterende arealanvendelse.

Skema 5.1

Mulige faktorer som mål for benefits	Fordele	Ulemper
a) Følsomhedsvurdering	Mulighed for at tage udgangspunkt i den nuværende anvendelse af grunden.	At der ikke tages højde for forureningskoncentrationen i jorden.
b) Sundhedsmæssig vurdering	Mulighed for at tage udgangspunkt i den risiko, der er forbundet med at opholde sig på grunden.	At der skal sættes pris på menneskeliv.
c) Antal m ³ bortgravet jord	Mulighed for at sætte pris på mængden af bortgravet jord.	At der ikke tages højde for stoffernes koncentration og mulige eksponeringsveje.

Ad a)

Hvis der tages udgangspunkt i følsomhedsgraden, jf. figur 5.1, i forhold til den eksisterende arealanvendelse, vil de arealer, der har en høj følsomhedsgrad (meget følsom) let komme til at blive prioriteret højest. Der vil alt andet lige også være flest mulige eksponeringsveje indenfor denne følsomhedsgrad, jf. skema 5.2. Problemet opstår i de tilfælde, hvor forureningskoncentrationen i en lavere følsomhedskategori ligger på et langt højere niveau. Hvis der tages udgangspunkt i følsomhedsgraden, vil det være ensbetydende med, at der i mange tilfælde ses bort fra forureningens koncentration, og at prioriteringen derfor alene bliver baseret på anvendelsen af arealet. Ligeledes vil der opstå problemer, når der skal prioriteres mellem to forurenede arealer med samme følsomhedsgrad. Problemet er her, at de omkostninger, der er forbundet med oprydningsarbejdet, vil blive en styrende faktor for, om det er det ene eller det andet forurenede areal, der skal prioriteres højest, mens den sundhedsmæssige risiko, der kan være forbundet med at opholde sig på arealet, bliver skubbet i baggrunden.

Figur 5.1 Følsomhedsopdeling i forhold til arealanvendelse

Arealanvendelse	Følsomhed
Parcelhuse	meget følsom
Vuggestuer/børnehaver	meget følsom
Skoler	følsom
Boligblokke	følsom
Plejehjem	følsom
Fritids-/rekreationsformål*	følsom
Kontorformål	følsom
Industriformål	ikke følsom
Trafik	ikke følsom

* I nogle tilfælde vil betegnelsen fritids/rekreationsformål omfatte ubebyggede grunde. Dette kan være tilfældet, hvor færdsel og ophold som følge af grundens lokalisering i stærkt urbaniserede områder kun vanskeligt ville kunne forhindres.

Kilde: Miljøstyrelsen (1992b): Prioritering af affaldsdepoter (s. 11)

Ad b)

Ved at tage udgangspunkt i den sundhedsmæssige risiko, der kan være forbundet med at bo eller opholde sig på en forurenede grund, er problemet, at man vil være nødsaget til at skulle værdisætte menneskeliv. Fx kunne det blive nødvendigt at prioritere mellem to forurenede grunde, hvor der på den ene er 60 vuggestuebørn, der opholder sig på en tungmetalforurenede grund, mens der på den anden grund, som er en losseplads med gaspotentiale, bor to mennesker. Problemet er her, om de 60 vuggestuebørns liv er mere værd end de to mennesker, der risikerer at blive sprængt i luften, fordi de bor oven på en losseplads med et gaspotentiale. Rent etisk mener vi, at det ikke vil være realistisk at gå så langt som til at skulle vurdere værdien af menneskeliv over for hinanden.

Ad c)

Hvis der tages afsæt i antal m³ bortgravet jord, skal de omkostninger, der er forbundet hermed gøres op overfor de omkostninger, selve oprensningen koster. Fordelen er her, at der kan sættes en pris på det antal m³ jord, som fjernes, men til gengæld tages der ikke højde for de sundhedsmæssige risici, der er forbundet med at opholde sig på arealet. Der bliver således ikke taget højde for følsomhedsgraden af arealet, mulige eksponeringsveje, forureningens koncentration mv.

En anden mulighed kunne være at tage udgangspunkt i grundprisen. Fordelen herved er, at der er mulighed for at tage udgangspunkt i værdien af grunden. Til gengæld er problemet hvis der tages udgangspunkt i grundprisen, at det i de fleste tilfælde bedre kan betale sig at rydde en forurening op i et lokalområde, hvor grundpriserne er høje, end en lignende forurening i et område hvor grundprisen er lavere. Selv om der blev taget højde for forureningens koncentration og de enkelte stoffers farlighed, vil grundprisen alligevel komme til at spille en ret væsentlig rolle i den samlede vurdering.

Skema 5.2 *Oversigt over mulige eksponeringsveje i forhold til arealanvendelsen*

	Indtagelse af jord og støv	Hudkontakt med jord	Indånding af jordpartikler	Indånding af dam-pe ^a	Spisning af afgrøder
Parcelhuse Vuggestuer mm.	— —	— —	— —	— —	—
Skoler Boligblokke Plejhjem Fritid/rekreation Kontor	()	()	— —	— — —	—
Industri Trafik				— —	

^a Både friarealer og indeklima

() = kun i visse tilfælde

For metode c) og ved en metode, der bygger på værdien af grunden er udgangspunktet antal m³ bortgravet jord eller grundprisen. Svagheden ved disse indgangsvinkler er, at det vil komme til at handle om den fjernede mængde jord og grundværdien. Disse to størrelser vil blive de centrale elementer i metoden og hensynene til de sundhedsmæssige risici, der kan være forbundet med en arealanvendelseskonflikt, vil slet ikke indgå i de foretagne vurderinger. Da hensynet til sundhedsrisici bør være det centrale element, er det således ikke muligt hverken at anvende mængden af

bortgravet jord eller grundværdien af den forurenede lokalitet som måleenhed for, hvor det bedst kan betale sig at rydde op først.

Tages der udgangspunkt i metode a) og b) er svagheden, at det ikke er muligt at finde en fælles effekt at måle omkostninger overfor. Ligesom det er vanskeligt at finde en måde at værdisætte en eventuel effekt.

Sammenholdt med grundvandsforureninger, hvor benefits kan opgøres som den mængde grundvand, der beskyttes/reddes, og hvor der efterfølgende kan sættes en pris på mængden af det reddede vand, er det langt vanskeligere at finde frem til en fællesnævner, der kan angive benefits ved at gennemføre en oprensning af en forurening, hvor der er en arealanvendelseskonflikt. Det bliver endnu vanskeligere, hvis den fællesnævner, der angiver benefits, skal værdisættes, jf. metodebeskrivelsen i afsnit 5.2.

Der kan anføres flere samfundsmæssige fordele (benefits) ved at gennemføre oprensning af forureninger, som udgør en sundhedsmæssig risiko i forbindelse med arealanvendelsen. Den afgørende fordel må dog være, at den (potentielle) sundhedsmæssige påvirkning af brugerne af det forurenede areal bringes til ophør.

Som det fremgår af ovenstående, er det langt mere problematisk at koble samfundsøkonomi til miljøvurderinger, når det drejer sig om arealanvendelseskonflikter i forhold til grundvandsforureninger. Dette skyldes ikke alene, at det er vanskeligt at finde frem til en fælles måleenhed, men i ligeså høj grad problemerne med at værdisætte denne fælles målestok. På baggrund af de fordele og ulemper, der er beskrevet ovenfor, er der fundet frem til en metode, som tager højde for så mange af disse aspekter, som det er skønnet muligt.

I den valgte metode til prioritering af oprydningsindsatsen i henhold til arealanvendelseskonflikter er udgangspunkt dog, jf. indledningen til dette kapitel, at den forurenede lokalitet kun skal ryddes op til eksisterende arealanvendelse, dvs. at der ikke tages højde for eventuelle ønsker om fremtidige arealudnyttelser.

Er en grund forurenede i en sådan grad, at der er en sundhedsmæssig risiko forbundet med, at det anvendes til den eksisterende anvendelse, kan man enten minimere eksponeringen ved at grave det øverste jordlag af, eller man kan forhindre eller mindske eksponeringen ved at befæste området (fx asfaltere eller flisebelægge arealet). I nogle tilfælde vil det være muligt at anvende arealet til et mindre følsomt formål.

Den metode, der er beskrevet nedenfor, tager udgangspunkt i et allerede opstillet prioriteringssystem, Miljøstyrelsen (1995c), og i forlængelse heraf bliver der udarbejdet en cost-effectiveness vurdering.

5.2 Metode

Ideelt set bør vurderingen tage udgangspunkt i, om den konkrete forureningssituation medfører en eksponering, som medfører en sundhedsmæssig effekt, og i givet fald effektens størrelse. Denne vurdering er imidlertid vanskelig at foretage. En prissætning af eventuelle sundhedsmæssige effekter (øget sygelighed, reduceret livskvalitet og lignende) i en cost-benefit sammenhæng er ikke mindre problematisk.

Det foreslås, at der tages udgangspunkt i prioriteringssystemet for arealanvendelse, som er opstillet i Miljøstyrelsen (1995c). Dette system er baseret på en forholdsvis simpel beregning af en pointscore, som er en sum af to delscorer. Den ene delscore er baseret på sandsynligheden/muligheden for eksponering for forureningen, den anden delscore er baseret på farligheden af forureningskomponenten.

Eksponeringen er ifølge dette system afhængig af en række faktorer, så som:

- den aktuelle arealanvendelse
- om området er befæstet
- dybden ned til forureningen.

Ifølge systemet er farligheden i en direkte kontaktsituation (“jordspisning”) bestemt af giftigheden af forureningskomponenterne, og i en inhalationssituation (afdampning af flygtige forureningskomponenter) desuden af flygtigheden af forureningskomponenterne. Forureningens styrke (koncentrationen) indgår ikke i farligheden, og systemet foreslås udbygget med en “korrektion” herfor, hvis dette er muligt (se nedenfor).

I en prioriteringssituation udpeges fx de 10 grunde, som har den højeste score for arealanvendelse. Hvis der på dette tidspunkt haves tilstrækkelige data til fastlæggelse af det generelle forureningsniveau (angivet som størrelsen af overskridelsen af eksisterende kvalitetskriterieværdier) kan der foretages en yderligere sortering, fx i følgende kategorier:

Overskridelse af kvalitetskriterier Antal gange
> 100
10-100
5-10
< 5

Hvis der falder flere forurenede grunde i den øverste gruppe, udføres en vurdering af, hvor mange personer der eksponeres for forureningen.

For den udsorterede gruppe af grunde foretages herefter en cost-effectiveness beregning, bestående i at oprensningsprisen divideres med antallet af eksponerede personer. Grundene med den laveste oprensningspris pr. eksponeret person oprenses først.

Denne vurdering er - ligesom i metoden for grundvand i kapitel 4 - en omkostningsminimeringsanalyse, hvor prioriteringen foretages ud fra C/E-ratio'er. De samlede omkostninger, C_{total} , fastlægges ved hjælp af en nutidsværdiberegning, jf. afsnit 4.5 samt eksemplet under trin A5 i afsnit 4.3, mens den samlede effekt, E_{total} , opgøres som antallet af eksponerede personer. Beregningsudtryk (3) i afsnit 4.4 viser, at C/E-ratio'en udregnes ved blot at dividere C_{total} med E_{total} . I nærværende sammenhæng er denne ratio et effektivitetsmål, som viser, hvor store omkostningerne er pr. eksponeret person.

Ved at udregne C/E-ratio'er for alle de punktkilder, der skal prioriteres imellem, vil det således fremgå, ved hvilken af disse man får mest mulig "reduktion af sundhedsrisiko for pengene", nemlig punktkilden med den laveste C/E-ratio.

Da der er lagt vægt på, at metoden i høj grad skal bygge på hensynet til sundhed og miljø, må det være en forudsætning, at der er udregnet en score for samtlige registrerede punktkilder, før udpegningen af de eksempelvis 10 grunde med højest score finder sted.

Beregning af oprensning-/afværgningsomkostninger

Oprensning/afværkning rettet mod arealanvendelsesproblemer kan gribes an på mange måder. Overordnet set kan man enten fjerne forureningen, eller man kan afskære kontaktmuligheden med forureningen. Ved forureninger på friarealer med ikke-flygtige stoffer kan man således bortgrave forureningen eller den terrænnære del af forureningen og udlægge ren jord, eller man kan befæste området med fliser, asfalt eller lignende.

I tilfælde af, at der endnu ikke er planlagt en oprensning-/afværgningsmetode, udføres beregninger af udgifter ud fra nedenstående standardforudsætninger. Enhedspriser findes i bilag 1. Der kan være store variationer i enhedspriserne, alt efter størrelsen af de oprensede områder, og hvor problematiske oprensningerne er (adgangsforhold, funderingsforhold, antal af ledninger i jorden o.a.). Det tilrådes derfor, at beregningen foretages på baggrund af et skitseprojekt indeholdende økonomisk overslag.

Ved opstilling af standardforudsætninger, er sagerne opdelt i nedenstående forureningstyper. Dette er en simplificering, da forureningen på den enkelte grund ofte omfatter såvel friareal som bebygget areal.

Friarealer, ikke-flygtige stoffer

Ved tilstedeværelse af terrænnære forureninger med ikke-flygtige stoffer udskiftes den øverste meter jord, hvilket medfører, at der skal udskiftes 2 t jord pr. m².

Friarealer, flygtige stoffer

Der er typisk tale om forureninger med lette olieprodukter, klorerede opløsningsmidler eller "frisk" tjære, stammende fra udslip fra tanke, olieudskillere eller kloaksystem - udslip som er sket i en vis dybde. Der regnes med en udskiftning af jord i dybdeintervallet 2 - 4 m.u.t., hvilket svarer til 4 t jord pr. m².

Bebyggede arealer, ikke-flygtige stoffer

Der foretages normalt ikke afværgeforanstaltninger.

Bebyggede arealer, flygtige stoffer

Typen af afværgeforanstaltningerne afhænger af bygningsmæssige og geologiske forhold.

Gunstige bygningsmæssige situationer er fx, hvor der findes krybekælder, eller hvor der er indskudt et kapillarbrydende lag under byggeriet. I så fald kan der udføres forholdsvis billige afværgeforanstaltninger, f.eks. bestående af udlægning af diffusionstæt membran i krybekælder og/eller etablering af aktiv eller passiv ventilation af krybekælder/kapillarbrydende lag. Priseksempel (ekskl. moms): udlægning af membran i krybekælder på 600 m²: ca. 200.000 kr., ventilationsanlæg i samme kælder: ca. 100.000 kr. Evt. er begge foranstaltninger nødvendige. Årlig driftsudgift ved ventilation: 20.000 kr.

Gunstige geologiske situationer er fx, hvor der under bygningen findes en permeabel jordtype, som ikke er vandmættet. Der kan her f.eks. foretages en vacuumventilation af jordlaget under bygningen. Priseksempel: indskydning af dræn under bygning (150 m²), installering af vacuumpumpe og aktiv kul filter: ca. 400.000 kr. Årlig driftsudgift: ca. 100.000 kr.

I ugunstige situationer kan det være meget dyrt at sikre en bygning, så dyrt at en nedrivning kan komme på tale. Priseksempel for villa (200 m²): opbrydning af gulve, etablering af ventilationslag, nyt gulv og ventilations-system:

1.300.000 kr. Årlig driftsudgift: 150.000 kr.

Ovenstående priser stammer fra konkrete sager, som Kemp & Lauritzen har været rådgiver på.

6 Case - grundvand

For at illustrere hvorledes den i kapitel 4 beskrevne metode kan anvendes, er der i dette kapitel foretaget en gennemgang af metodens enkelte trin, anvendt på et konkret område i Danmark.

Vi har valgt at se på et område i Vestsjællands Amt, som er nogenlunde repræsentativt for landets øvrige amter. Vestsjællands Amt er blevet inddelt i 32 selvstændige grundvandsområder, som er afgrænset fra hinanden ved grundvandsskel, vandløb m.m. Indenfor disse grundvandsområder er der udpeget tre indsatsområder, dvs. områder, hvor grundvandet har en særlig vigtig betydning i forhold til indvindingsmulighederne. Som nævnt tager metoden udgangspunkt i afgrænsede delområder, og vi har valgt at benytte Haslev-området (der dækker det meste af Haslev Kommune samt den sydlige del af Ringsted Kommune), som er et af de tre områder, amtet har udpeget som indsatsområde. Ved at bruge dette område, som er relativt grundigt belyst med hensyn til punktkilder og grundvandsforhold, vil det være muligt at sætte metodens resultater i forhold til den fremgangsmåde, der benyttes i dag.

6.1 Prioritering af strategi for delområdet

Som det fremgår af Vestsjællands Amt (1997a), er der langt flere punktkilder i det udvalgte område, end dem, vi medtager i dette kapitel. Vi har kun set på de punktkilder, som af Vestsjællands Amt er udpeget som dem, der på nuværende tidspunkt med sikkerhed vides at skulle indgå i amtets indsats i de følgende år. Denne afgrænsning er først og fremmest foretaget af tidsmæssige hensyn, men dels vil det desuden være et typisk eksempel på en måde at bruge metoden på, dels vil selve anvendelsen af metoden ikke være anderledes, selvom der ses på et større antal punktkilder.

I bilag 4 findes en kort beskrivelse af otte affaldsdepoter, som er dem, der indgår i casen. Det er bl.a. disse informationer, beregningerne er foretaget ud fra. Som det vil fremgå i det følgende, må der herudover gøres en række antagelser og bruges skøn over forskellige forhold. I de tilfælde, hvor der foreligger yderligere informationer om de udvalgte depoter, har vi naturligvis benyttet disse i stedet for at foretage skøn. Der bør ved brug af metoden altid trækkes på de undersøgelser mv., som er foretaget, men casen kunne stadig have været udarbejdet, hvis der kun havde eksisteret oplysninger i forbindelse med registreringsundersøgelser.

Trin A1

På baggrund af de fundne stoffer på hver af depoterne er det vurderet henholdsvis hvor meget jord, der skal bortgraves, erstattes og renses. Som eksempel er herunder vist skønnene for depot nr. 6, jf. beskrivelsen i bilag 4. Af denne ses, at en del af forureningen (cirka 1.800 ton) tidligere er bortgravet.

Skema 6.1 Skøn over forurenet jord, depot nr. 6 (ton)

Jord til bortgravning	600
- rensning for tjære	200
- rensning for kviksølv	400

Det underliggende grundvand er endnu ikke forurenet. Vi kender ikke de geologiske data for det specifikke område, som kræves for at beregne den tid, der går, før forureningen når grundvandet, efter den metode, som er angivet ved beregningsudtryk (1) i afsnit 4.3. Der vurderes dog at være umiddelbar fare for en grundvandsforurening, blandt andet pga. at virksomheden har eksisteret i mange år (siden 1900).

Der skal udarbejdes en risikovurdering for delområdet og de dertil hørende forurenede punktkilder. Som nævnt under punkt *iii.* i trin A1 i afsnit 4.3 foretages vurderingen på baggrund af data fra registreringsundersøgelserne, skøn over forureningens udbredelse og beregning af tid, før grundvandet forurenes.

Vurderingen skal beskrive den risiko, forureningen udgør for miljø og sundhed. Det vil ikke i alle tilfælde være muligt at inddrage alle de faktorer, som er beskrevet i trin A1, men det vigtige er at få så megen information som muligt med.

Haslev-området

Vandressourcen under Haslev-området har en høj grundvandskvalitet, men samtidig er grundvandet relativt dårligt beskyttet på grund af et begrænset lerdække. Det er derfor vigtigt at beskytte området ved at eliminere de forureninger, der udgør en akut trussel mod grundvandet. Da næsten alt indvindeligt grundvand enten allerede indvindes eller er reserveret til konkrete indvindingsformål (jf. Sejerø Hansen (1994)), har det stor betydning for amtet, at grundvandsressourcen ikke forurenes i en sådan udstrækning, at grundvandet ikke kan anvendes til drikkevandsformål.

Som eksempel på risikovurdering for de enkelte depoter, vises vurderingen for det ovenfor nævnte depot:

Depot nr. 6

Der er på grunden konstateret tjæreforurening og forurening med organiske kviksølvholdige forbindelser.

Tjæreforurening

Arealet bliver i dag bl.a. brugt til boligbyggeri.

Tjære er lavmobile stoffer, der sjældent giver anledning til grundvandsforurening udover lige ved forureningskilden, jf. tabel B2.2 i bilag 2. men da der er boligbyggeri på grunden, kan der være mulighed for, at der er legende børn, som spiser jorden. Der er ligeledes mulighed for eksponering af stofferne ved spising af afgrøder, som er dyrket på det forurenede areal.

Tjærestoffer er langsomt nedbrydelige, jf. tabel B2.1 i bilag 2.

Organiske kviksølvforbindelser

Organisk kviksølv er ekstremt giftigt selv i små koncentrationer (det sundhedsmæssigt acceptable niveau ligger på 0,3 mg/kg tørstof, jf. Amterne (1995)). Den mængde kviksølv, der forurener grunden, overstiger langt det acceptable niveau.

Kviksølv kan optages ved indånding af dampe eller ved indtagelse af kviksølvforbindelser gennem føden. Indånding af kviksølv kan give akutte bronchitis-lignende effekter. Kroniske effekter består i skader på centralnervesystemet med samme symptomer som efter indtagelse.

Organiske kviksølvforbindelser er højmobile, hvorfor de også kan give anledning til grundvandsforurening, jf. tabel B2.2 i bilag 2.

Kviksølv er ikke nedbrydeligt, og den eneste mulighed for helt at eliminere en kviksølvforurening vil derfor være at fjerne forureningen. Det kan dog være temmelig vanskeligt at afgrænse en forurening med kviksølv, da kviksølv ofte spredes diffust til omgivelserne.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at forureningen med kviksølv udgør en risiko både i forhold til grundvand og i forbindelse med arealanvendelsen.

Der udarbejdes på tilsvarende måde en risikovurdering for de øvrige syv depoter indenfor delområdet.

Trin A2

Efter at have gennemgået trin A1 for alle de behandlede forureninger, opstilles nu en række alternative, samlede strategier for delområdet, som det ønskes at prioritere imellem. Denne del af analysen svarer til eksemplet i

skema 4.3. Der er forud for hver strategi kort redegjort for, efter hvilke retningslinjer vi har udformet dem.

Indsats

a	Supplerende undersøgelser
b	Skitse- og detailprojektering
c	Afværgeindsats
d	Monitering
e	Anlægsfase
f	Driftsfase

Strategi 1:

Strategi 1 bygger på grundvandets vigtighed. Ved denne strategi er udgangspunktet, at der på alle depoter, hvor forureningen enten har nået grundvandet eller er en trussel mod grundvandet, skal være påbegyndt afværgeindsats inden udgangen af 1998.

Denne strategi har til hensigt at få elimineret alle potentielle forureningskilder (punktkilder), der truer grundvandsområdet, på en gang. Det er hermed ikke sagt, at området er totalt ryddet op, men de forureninger, der udgør en akut trussel mod grundvandet, er fjernet.

Monitering er kun medtaget i begrænset omfang i denne strategi, da der bliver sat ind over for alle depoter indenfor kort tid, i de fleste tilfælde ville det måske være en fordel at køre monitering for at kunne følge forureningens udbredelse. Opstillingen af denne og de øvrige strategier er blot eksempler på, hvorledes forskellige faktorer kan få indflydelse på resultatet af den valgte strategi.

Strategi 1

År	Depot nr.							
	1a	1b	2	3	4	5	6	7 ¹
0	d	d	a			c d e f		e f
1	b-detail c e f	d i* e f	b c d e f	b c e f	b c e f	d f	b c e f	f
2	f	d f	d f	f	f	d f	f	f
3	f	d f	d f	f	f	d f	f	f
4	f	d f	d f	f	f	d f	f	f
5	f	d f	d f	f	f		f	f
6	f	d f	d f	f				f
7	f	d f	d f	f				f
8	f	d f	d f	f				f
9	f	d f	d f	f				f
10	f	d f	d f	f				
15	f			f				
20	f							

* Arealet befæstes (asfaltering), jf. beskrivelse i bilag 4.

¹⁾ Der er i september 1995 blevet gravet 234 tons forurenede jord op og kørt til rensning hos Bioteknisk Jordrens i Kalundborg. Tilbage ligger en lille forurening (<5 mg/kg).

Strategi 2:

Denne strategi bygger også på grundvandets vigtighed, men i modsætning til den første strategi har vi her valgt at lade de forureninger, der har nået grundvandet blive prioriteret højest. Det gælder dog, at de forureninger, hvor der samtidig er akutte sundhedsmæssige konsekvenser forbundet med at opholde sig på arealet, vil skulle prioriteres på lige fod med de grunde, hvor forureningen har nået grundvandet. Dernæst prioriteres de forureninger, der truer grundvandet.

Udgangspunktet for denne strategi er, at der skal være påbegyndt afværgesindsats inden for en 5-årig periode. Hvis denne strategi følges, skal der være sat ind over for alle depoter inden udgangen af år 2001.

På de depoter, der har den laveste prioritet i strategi 2, vil der skulle foretages monitoring.

Strategi 2

År	Depot nr.							
	1a	1b	2	3	4	5	6	7 ¹
0						c d e f	d	
1	b-detail d	d	a d	b c e f		d f	d	e f
2	c d e f	d i* e f	b d	f	b d	d f	b d	f
3	f	d f	c d e f	f	c d e f	d f	d	f
4	f	d f	d f	f	f	d f	c d e f	f
5	f	d f	d f	f	f		d f	f
6	f	d f	d f	f	f		d f	f
7	f	d f	d f	f	f		d f	f
8	f	d f	d f	f			d f	f
9	f	d f	d f	f			d f	f
10	f	d f	d f	f			d f	f
15	f	d f	d f	f				
20	f							

* Arealet befæstes (asfaltering), jf. beskrivelse i bilag 4.

¹⁾ Der er i september 1995 blevet gravet 234 tons forurenede jord op og kørt til rensning hos Bioteknisk Jordrens i Kalundborg. Tilbage ligger en lille forurening (<5 mg/kg).

Strategi 3:

I strategi 3 prioriteres ligeledes de grunde højest, hvor forureningen har nået grundvandet. Denne strategi adskiller sig dog fra de to øvrige strategier ved,

at der pga. økonomien (som her skal ses som omkostninger pr. år) tages udgangspunkt i, at oprydningsindsatsen skal strække sig over en 7-årig periode. Det vil betyde, at oprydningsindsatsen på de forurenede grunde skal fordeles over de 7 år, og at der på alle depoter skal være påbegyndt afværgeindsats inden udgangen af år 2004. Under trin A5 diskuteres nærmere, hvordan økonomiske hensyn kan medtages i udformningen af strategier.

For at beskytte og redde grundvandet er man i denne strategi, hvor indsatsen generelt iværksættes senere end i strategi 1 og 2, nødt til at køre afværgeforanstaltninger i en længere årrække, da forureningen i nogle tilfælde kan have spredt sig.

Der skal dog også her tages højde for de akutte sundhedsmæssige konsekvenser, der er forbundet med forureningen, når rækkefølgen for oprydningsindsatsen prioriteres.

Som i strategi 2 vil det ligeledes her være vigtigt at følge forureningens udbredelse, da indsatsen strækker sig over tid. Dvs. at der også her skal medregnes udgifter til monitorering.

Strategi 3

År	Depot nr.							
	1a	1b	2	3	4	5	6	7 ¹
0	d	d	d			c d		
1	d	d i* e f	d			d e f		
2	b-detail d	d f	a d	b d	d	d f	d	e f
3	d	d f	b d	d	d	d f	d	f
4	c d e f	d f	d	c d e f	d	d f	b d	f
5	f	d f	d	f	b d	d f	d	f
6	f	d f	c d e f	f	d		c d e f	f
7	f	d f	d f	f	c d e f		d f	f
8	f	d f	d f	f	f		d f	f
9	f	d f	d f	f	f		d f	f
10	f	d f	d f	f	f		d f	f
15	f		d f	f	f		d f	f
20	f		d f	f				
25	f							

* Arealet befæstes (asfaltering), jf. beskrivelse i bilag 4.

¹⁾ Der er i september 1995 blevet gravet 234 tons forurenede jord op og kørt til rensning hos Bioteknisk Jordrens i Kalundborg. Tilbage ligger en lille forurening (<5 mg/kg).

Trin A3

På baggrund af trin A1 og A2 og de informationer, der ligger til grund for disse, gøres der nu antagelse om, hvor meget vand der omtrent oppumpes ved hvert depot. Der skal her tages hensyn til bl.a grundvandspejl og forureningens formodede udbredelse. Hvornår selve boringen skal etableres, hvor mange år der skal pumpes, og om der samtidig skal foretages monitorering, vil ligeledes variere depoterne imellem. Disse antagelser i den aktuelle case fremgår af strategierne under trin A2 som indsats d, e og f, jf. også beskrivelsen af fremgangsmåden for trin A3 i afsnit 4.3.

I det depot, der blev beskrevet herover (korn- og foderstofvirksomheden, depot nr. 6) er der som nævnt allerede bortgravet en del af forureningen, mens resten bortgraves som angivet i strategierne. Da der vurderes at være risiko for, at der vil udvaskes kviksølv, iværksættes der alligevel en afværgepumpning, som dog vurderes kun at skulle køre i fem år, såfremt der sættes ind overfor forureningen næste år (se strategi 1). Udskydes afværgepumpningen, som i både strategi 2 og 3, monitoreres der i stedet for at overvåge udvaskningen. Til gengæld vil der måske skulle pumpes i lidt længere tid, hvilket er antaget i begge strategierne. Der antages at blive oppumpet 5 m^3 i timen, dvs. 43.800 m^3 om året.

Trin A4

Der er nu gjort antagelser om både indsatsens art og tidspunktet for hvert led i indsatsen (afhængig af hvilken strategi der forfølges, jf. beskrivelserne i trin A2), samt om mængden af forurenede jord og afværgevand. Ved hjælp af priserne i bilag 1 beregnes nu omkostningerne for hvert depot i de tre strategier.

For depot nr. 6 indgår b, c, e og f i strategi 1, og disse kan beregnes som følger:

- b. (skitse- og detailprojekt): 170.000 kr.
- c. (bortgravning og transport): $120 \text{ kr./ton} \cdot 600 \text{ ton}$ 72.000 kr.
(anskaffelse af ny jord): $60 \text{ kr./ton} \cdot 600 \text{ ton}$ 36.000 kr.
(behandl.og deponering):
 - tjære: $1.440 \text{ kr./ton} \cdot 200 \text{ ton}$ 288.000 kr.
 - kviksølv: $1.200 \text{ kr./ton} \cdot 400 \text{ ton}$ 480.000 kr.I alt: 876.000 kr.
- e (etabl. af afværgeboring i sek. magasin): 60.000 kr.
(etabl. af vandbehandlingsanlæg): 240.000 kr.
I alt: 300.000 kr.
- f (afledning, analyser): 24.000 kr.

(afledningsafgift): 18 kr. · 43.800 m³ 788.400 kr.
 I alt: 812.400 kr.

Der laves tilsvarende beregninger for de øvrige syv depoter, hvorefter der kan opstilles omkostningsskemaer magen til skema 4.4 i afsnit 4.3. Ud fra ovenstående beregninger kan følgende skema således udformes:

Skema 6.2 *Omkostningsskema for strategi 1, depot nr. 6*

År	Omkostning (1.000 kr)
0	
1	170 + 876 + 300 + 812,4
2	812,4
3	812,4
4	812,4
5	812,4

Foruden en anden tidsfordeling indgår i strategi 2 og 3 desuden omkostningerne til monitorering på 36.000 kr. pr. år for det viste depot. Dette beløb lægges selvfølgelig til i de år, hvor der monitoreres.

Trin A5

For hver af de otte depoter foreligger der nu tre skemaer magen til skema 6.2 - ét for hver strategi. Disse er baseret på en række specifikke forhold/antagelser for hvert depot - fx om der kræves simpel eller avanceret rensning af afværgvand, om dette afledes til recipient eller kloak eller bruges som sekundavand, osv. - som der for overskuelighedens skyld ikke redegøres nærmere for her.

Der skal i dette trin beregnes en samlet nutidsværdi for hver strategi, og for at illustrere variationen mellem de enkelte depoter, er nedenfor vist nutidsværdien for hvert depot i hver af strategierne. Som vist under trin A5 i afsnit 4.3 benyttes beregningsudtrykkene i afsnit 4.5 til nutidsværdiberegningen.

Skema 6.3 *Nutidsværdi af omkostninger for hvert depot i hver strategi (1.000 kr.)*

Depot	1a	1b	2	3	4	5	6	7	I alt
Strat.1	3133	4999	10224	4962	3528	14777	5027	3341	49993
Strat.2	3145	5240	11341	4962	3553	14777	6180	3244	52443
Strat.3	3352	4999	12752	5261	5217	14636	7509	4061	57787

Ann.: Tallene er afrundet til nærmeste 1.000 kr., hvorfor der kan være uoverensstemmelse mellem summen af de angivne tal og "I alt" i sidste søjle.

Det fremgår bl.a af dette skema, at nutidsværdien af de omkostninger, der er vist i skema 6.2, er 5,027 mio. kr.

I afsnit 3.1 blev der argumenteret for, at en gevinstmaksimeringsanalyse - hvor udgangspunktet er, at alle strategier har lige store samlede omkostninger, og hvor prioriteringskriteriet så er at opnå den størst mulige effekt - ikke vil være den mest hensigtsmæssige metode i nærværende sammenhæng. Hensynet til at man i amterne råder over et bestemt beløb hvert år, vil dog stadig kunne indgå, sådan som metoden her er udformet. Fx ville dette kunne gøres ved at sætte som betingelse for alle de strategier, der opstilles, at de samlede årlige omkostninger ikke må overskride et bestemt beløb.

For at illustrere dette ses på de tre strategier, som blev opstillet under trin A2. Når der - under trin A4 - ganges priser på, så der kommer beløb i strategi-skemaerne, kan man blot lægge tallene sammen "på tværs" og hermed få de samlede omkostninger for hvert år. Skema 6.4 herunder viser resultatet af en sådan beregning for hver strategi i de første tre år.

Skema 6.4 Samlede årlige omkostninger i hver strategi (mio. kr.)

År	Strategi 1	Strategi 2	Strategi 3
0	9,5	8,4	6,3
1	18,5	4,4	6,7
2	4,6	9,8	3,6

Ved at beregne de årlige omkostninger er det samtidig lettere at inddrage hensynet til andre delområder i amtet. Det kan på baggrund af skema 6.4 vurderes, om indsatsen i dette delområde beslaglægger en for stor del af amtets samlede årlige budget. Et andet eksempel kunne som ovenfor nævnt være, at det årlige beløb, som amtet vil afsætte til det konkrete delområde, er fastlagt på forhånd. Antages dette beløb fx at være 7 mio. kr. om året, ville det kun være strategi 3, som ville kunne komme i betragtning. Det skal understreges, at beregningerne i skema 6.4 ikke er en del af trin A5, men blot er medtaget for at vise, hvordan budgethensyn kan inddrages i metoden.

Trin A6

Der vil ofte være en række betydelige fordele udover den reddede grundvandsressource ved at oprense et delområde. Der bør foretages en opregning af disse effekter for at give et samlet billede af virkningerne af indsatsen. Det, der dog især er interessant i forbindelse med prioriteringen mellem alternative strategier, er, om der mellem disse vil være betydelige *forskelle* på sideeffekterne. Dette vil i givet fald betyde, at man i amtet kan

argumentere for, at en strategi, som har højere samlede omkostninger end en anden, alligevel bør vælges på grund af, at de yderligere positive sideeffekter vurderes at være mere værd end meromkostningen i forhold til den billigste strategi.

I bilag 3 er der opstillet en liste med typiske sideeffekter i forbindelse med oprensning af punktkilder. For det område, som er analyseret i dette kapitel, kan specielt nævnes, at det udgør en vigtig del af vandforsyningen i Vestsjællands Amt, da der er grundvand i rigelige mængder og af høj kvalitet. Hermed er der væsentlige positive sideeffekter ved en samlet indsats for området, både hvad angår opretholdelse af forsyningssikkerhed og sikring af drikkevandskvaliteten, hvilket igen betyder nedsat risiko for sundhedsfare.

Støj- og forureningsgener i forbindelse med afværgeforanstaltningerne må formodes at være store for dette område, sammenlignet med mange andre områder, da størstedelen af de undersøgte depoter er placeret indenfor bymæssig bebyggelse.

Som illustration af sideeffekterne for delområdet kan specielt nævnes det ovenfor omtalte depot - korn- og foderstofvirksomheden, depot nr. 6. Da depotet ligger tæt på et eksisterende vandværk, vil en oprensning af depotet bidrage til at redde dette vandværk, hvilket igen betyder en økonomisk besparelse, samt at en eventuel overbelastning af andre vandværker undgås. Endelig er dette depot et eksempel på en eliminering af en arealanvendelsesrisiko som følge af bortgravning af den forurenede jord, idet arealet skal anvendes til boligbebyggelse og haver.

Hvad angår de positive sideeffekter, som vedrører sikring af grundvandsressourcen samt beskyttelse af nuværende vandværker, taler disse for en hurtig indsats. Dette taler for at vælge strategi 1 fremfor de øvrige strategier. Til gengæld vil støj- og forureningsgenerne være betydeligt større, når der sættes ind overfor samtlige depoter indenfor de næste to år som i strategi 1, sammenlignet med strategi 2 og især 3, hvor der er en større tidsspredning, hvorfor generne må formodes at virke mindre på de mennesker, der bor i området.

Trin A7

Det fremgår af skema 6.3 ovenfor, at den første strategi har de laveste samlede omkostninger målt i nutidsværdi (for strategi 2 er omkostningerne 5% højere, mens de for strategi 3 er cirka 16% højere). Opregningen af sideeffekter under trin A6 peger også på strategi 1 for en del af de positive effekter. De øgede negative sideeffekter ved strategi 1 vurderes ikke at "vende billedet", hvorfor denne vælges som den bedste af de opstillede strategier.

I praksis vil det være muligt at lade de sammenlignede strategier for et delområde være langt mere forskellige end i denne case, fx med større tidsmæssige forskelle og forskellige afværgemetoder. Dette kunne fx være bortgravning kontra udvaskning/oppumpning eller in-situ rensning. Hermed vil der være større forskelle mellem strategierne, både med hensyn til omkostninger og sideeffekter.

6.2 Prioritering mellem Haslev-området og andre delområder

Trin B1

Efter gennemgangen af trin A1 - A7 er der nu udpeget en strategi for Haslev-området. For at kunne sammenligne dette område med andre delområder, må den årlige bæredygtige vandindvinding opgøres, Q som her er lig med E . For Haslev-området vurderes denne at være cirka 5 mio. m³. Denne vandmængde skal medregnes for hvert af de år, omkostningerne kører over, og af skemaet for strategi 1 under trin A2 fremgår det, at denne periode er 20 år.

Trin B2

Nu kan cost-effectiveness ratio'en bestemmes, da denne beregnes som forholdet mellem de samlede omkostninger og den samlede mængde reddede vand. Ud fra skema 6.3 samt tallene i trin B1 fås:

$$C / E = \frac{49,993 \text{ mio.kr}}{20 \bullet 5 \text{ mio.m}^3} = 0,5 \text{ kr} / \text{m}^3$$

Den absolutte værdi af C/E-ratio'en er ikke væsentlig for analysen, da den blot skal ses relativt til ratio'er for andre områder. Det vil dog bemærkes, at 50 øre pr. m³ er en meget lav "enhedsomkostning". Dette skyldes, at de 5 mio. m³ hvert år i samtlige af de betragtede år, ikke er et reelt billede af hvor meget vand, der rent faktisk *reddes*. Den mængde vand, som i virkeligheden kan siges at blive reddet, er det som ville være blevet forurenset i den betragtede periode (her 20 år), såfremt der ikke var foregået nogen indsats overhovedet. Da der i Haslev-området allerede nu er en del grundvand både fra sekundære, men også fra primære magasiner, der er forurenset, ville der selvfølgelig være endnu mere forurenset grundvand om 20 år. Hvis det fx blev antaget, at 5% af den samlede grundvandsressource var forurenset om 20 år, så ville den reelle C/E-ratio være 10 kr./m³, hvilket umiddelbart virker som en mere realistisk enhedsomkostning. Det er imidlertid langt sværere og behæftet med langt større usikkerhed at forsøge at beregne den reelle mængde forurenset vand over en længere periode, hvorfor den bæredygtige årlige indvinding benyttes som mål for det reddede vand.

Trin B3

For at kunne prioritere mellem forskellige delområder kræves der præcis det, som er lavet ovenfor for Haslev-området. For alle de delområder, der analyseres i det enkelte amt, udpeges der ved gennemgang af trin A1 - A7 en strategi bl.a. ud fra den samlede omkostning. Ved desuden at vurdere hvor meget vand, der årligt kan indvindes - jf. trin B1 - kan C/E-ratio'en beregnes. C/E-ratio'erne for hvert delområde kan herefter blot

sammenlignes, da den laveste viser, hvilket delområde det kan betale sig at prioritere højest ud fra en økonomisk betragtning.

Som nævnt får antagelsen om, at det reddede vand udgøres af hele ressourcen allerede fra og med første år, ikke direkte indflydelse på resultatet, da antagelsen gælder for alle de sammenlignede delområder.

De sideeffekter, der i trin A6 opregnes for den valgte strategi i hvert delområde, bør også her inddrages, før der prioriteres mellem delområderne. Igen vil man kunne argumentere for valg af et andet delområde end det med lavest C/E-ratio, hvis der er betydelige, positive sideeffekter, som kan retfærdiggøre dette.

7 Case - arealanvendelse

For at illustrere hvorledes den i kapitel 5 beskrevne metode kan anvendes, foretages der i dette kapitel en gennemgang af metoden. I casen på arealanvendelsesområdet tages der udgangspunkt i det samme område, Haslevområdet i Vestsjællands Amt, som blev anvendt i kapitel 6 til at illustrere brugen af metoden på grundvandsområdet.

Som beskrevet i afsnit 5.2 er det ved brug af metoden en forudsætning, at scoresystemet er gennemgået for samtlige forurenede lokaliteter med en eksisterende arealanvendelseskonflikt i det enkelte amt. I dette kapitel gennemgås blot et enkelt depot pga. arbejdets tidsbegrænsning, og da dette vil være tilstrækkeligt til at illustrere metodens anvendelse. Det depot, der er valgt som eksempel, er depot nr. 4 fra Haslev-området, jf. beskrivelsen heraf i bilag 4. Når gennemgangen af dette depot er foretaget, vil det blot være at følge samme procedure for samtlige punktkilder med en eksisterende arealanvendelseskonflikt.

7.1 System til prioritering af punktkilder

Det projekt, der i dette afsnit henvises til, er "System til prioritering af punktkilder" fra Miljøstyreslen 1995, når intet andet er nævnt.

På ejendommen (depot nr. 4) har der siden 1967 været drevet renseri. Arealet anvendes i dag desuden til beboelse og kontor- og erhvervsformål. Der er på grunden fundet klorerede opløsningsmidler (hovedsageligt tetrachlorethylen og trichlorethylen), som kan forårsage en uacceptabel afdampning af sundhedsskadelige stoffer til indeklimaet i bebyggelsen.

I forbindelse med den vurdering, der foretages i henhold til system til prioritering af punktkilder, skelnes der mellem to typer af forurenede lokaliteter på arealanvendelsessiden:

- Industridepoter (industrier, gasværker, tankstationer osv.).
- Losse- og fyldpladser (arealer med risiko for lossepladsgas).

For de depoter, som både indeholder kemikalier og risiko for metahangas eksplosion, gennemføres vurderingen for begge typer.

Den forurenede lokalitet, som i denne rapport anvendes til at illustrere metodens anvendelse, hører under kategorien "industridepoter".

Som nævnt i projektet skal en vurdering heraf foretages på baggrund af:

- Forureningens eksponeringsveje (kontaktrisiko), herunder arealanvendelsens følsomhed.
- Forureningens flygtighed og giftighed (farlighed).
- Vurderingen af særlige forhold.

En nærmere definition af de anvendte begreber findes i Miljøstyrelsen (1995c).

Der skal udarbejdes et datablad for hver enkelt punktkilde. Det datablad, der skal benyttes i forbindelse med arealanvendelse, er datablad nr. 3 i projektets bilag 1. Den del, der skal anvendes for industridepoter er gengivet nedenfor:

Depot nr.:

INDUSTRIDEPOTER

Dybde til forureningen (forureningens overflade): _____m

Eksponeringsrisiko: Findes i beslutningsdiagram 4.3

Kemiske stoffer: (flygtighed, giftighed og farlighed) findes i afsnit 4.2 og bilag 3

Særlige forhold: Findes i beslutningsdiagram 4. 2

Nr.	Navn	Eksponerings- risiko Figur 4.3	Farlighed Bilag 3	Særlige forhold Figur 4.2	Samlet score

Max. score Industridepoter _____

Først og fremmest skal dybden til forureningen angives, dvs. antal meter fra overfladen og ned til forureningen. For depot nr. 4 er denne dybde cirka 2 meter.

Herefter foretages en sammenstilling af arealanvendelsestypen med de mulige eksponeringsveje for den konkrete forureningstype efter projektets figur 4.3, som er angivet i bilag 6b.

Først ses på forureningens flygtighed, her skelnes mellem *flygtige stoffer* og *ikke flygtige stoffer* (i projektets bilag 3, som er gengivet i bilag 6c, er opdelingen foretaget for en række af de hyppigt forekommende stoffer). For depot 4 er der tale om klorerede opløsningsmidler, hvorfor diagrammet følges i forhold til flygtige stoffer.

Når der er tale om flygtige stoffer, er der mulighed for eksponering af stofferne enten ved direkte kontakt med forurenede jord eller ved indånding af dampe både ude og inde. En mulig eksponering vil derfor afhænge af forureningens beliggenhed på arealet. Er forureningen fx væk fra bygninger, og er arealet befæstet eller ubefæstet eller forureningen under/opad bygninger, og hvad er den nuværende anvendelse af arealet osv. jf projektets figur 4.3, som er angivet i bilag 6b.

For depot 4 ligger forureningen under bygninger, som i dag anvendes til beboelse, kontor- og erhvervsformål, hvorfor en afdampning af forureningen vil kunne give anledning til indeklimaproblemer. I henhold hertil skal der ifølge figuren i bilag 6b herefter foretages en følsomhedsvurdering af arealanvendelsen, jf. Miljøstyrelsen (1995c). Depot 4 vil i henhold til figuren i bilag 6b betragtes som følsom.

Herefter vurderes eksponeringsvejene på samme måde som for ikke flygtige forureninger, jf. figuren i bilag 6b. Da forureningens beliggenhed (dybde til forureningen) er 2 meter, vil scoren herefter blive lav (2 p). Denne score anføres nu på databladet, som er angivet ovenfor.

De enkelte stoffers farlighed vurderes i forhold til eksponering af mennesker. Ved udfyldelse af databladet gives en score ved direkte kontakt (hudkontakt og jordspisning) eller en score ved indånding. Scoren er gengivet i bilag 6c.

For depot nr. 4 er der tale om klorerede opløsningsmidler (tetrachlorethylen og trichlorethylen), og i henhold til bilag 6c skal begge stoffer have en score 6 for farlighed ved indånding.

Under feltet "Særlige forhold" medtages de lokale, specifikke forhold, der har betydning for en risikovurdering af forureningen, men som ikke indgår i de andre delområder. Der skelnes her mellem tre grupper: Forværende forhold, neutrale forhold og begunstigende forhold. Fx kan forværende forhold være, at der er konstateret synlig forurening eller tegn på misvækst.

En sådan vurdering af depot 4 må skønnes at befinde sig i gruppen forværende forhold, da de værdier, der er målt under gulvet i kælderen, er meget høje. Da damptrykket for de klorerede opløsningsmidler er højt samt fordelingskoefficienten mellem jord og vand også er relativt lille, bevirker det, at de klorerede opløsningsmidler har let ved at gå fra jordfasen over i vandfasen og diffundere videre op i poreluften og dermed udgøre en risiko for indeklimaet. Den vil derfor, i henhold til projektets figur 4.2 som gengivet i bilag 6a, få scoren 2.

Den samlede score for hvert af de nævnte stoffer i databladet ovenfor vil derfor blive 10. Til sidst skal man tage det stof, der har den højeste samlede score. I dette tilfælde har begge de nævnte stoffer samme score, hvorfor max. score er 10.

På tilsvarende måde foretages en gennemgang af dette system for de øvrige punktkilder med en eksisterende arealanvendelseskonflikt, og de 10 punktkilder, der har højest score, udvælges så.

I henhold til metoden i denne rapport, som bygger videre på scoresystemet, bør der, i de tilfælde hvor det er muligt, angives størrelsen af overskridelsen af eksisterende kvalitetskriterieværdier efter tabellen i afsnit 5.2. For depot nr. 4 er der visse steder på grunden en overskridelse af kvalitetskriterieværdien med 200 til 300%, hvorfor depot nr. 4 vil blive placeret i den højeste kategori, der dækker intervallet >100.

I det tilfælde, hvor der falder flere grunde inden for den øverste kategori, udføres en vurdering af, hvor mange personer, der eksponeres for forureningen.

For den udsorterede gruppe af grunde foretages herefter en cost-effectiveness beregning, hvor nutidsværdien af den samlede oprensingspris divideres med antallet af eksponerede personer. De grunde, der har den laveste oprensingspris pr. eksponeret person, oprenses først.

Den forurenede grund, der indgår i casen, hører efter opstillingen af standardforudsætninger, jf. afsnit 5.2, ind under **bebyggede arealer, flygtige stoffer**. Typen af afværgeforanstaltningerne vil her afhænge af de bygningsmæssige og geologiske forhold.

Da der som tidligere nævnt er placeret bygninger oven på forureningen, er en traditionel afgravning af det forurenede område vanskelig. Skal der foretages en traditionel afgravning, vil det sandsynligvis forudsætte, at bygningerne rives ned. Vi går derfor her ud fra, at der foretages in-situ oprensning. Det antages, at de i bilag 1 angivne gennemsnitspriser for in-

situ afværgen kan benyttes i dette tilfælde, hvorfor omkostningerne for depot 4 vil være:

Skitse- og detailprojekt.....	170.000 kr.
Etablering af in-situ afværgen.....	1.200.000 kr.
Drift af in-situ afværgen.....	480.000 kr.

In-situ afværgen vil skulle køre i to år, og antages at blive igangsat i år, hvorfor kun driftsomkostningerne for det andet år skal tilbagediskonteres.

Hermed fås følgende samlede omkostning, C_{total} , for depotet:

$$C_{total} = 170.000 + 1.200.000 + 480.000 + \frac{480.000}{(1+0,03)^1} = 2.316.019 \text{ kr}$$

Det er herefter op til amtet, på baggrund af kendskab til arealets nuværende anvendelse, at opgøre hvor mange personer, der må formodes at være eksponeret for forureningen. I det skitserede eksempel antages det, at der i forbindelse med driften af rensriet opholder sig to personer på arealet, mens boligerne på arealet huser 10 personer.

Som det fremgår af afsnit 5.2 udgør disse 12 personer effektmålet for det pågældende depot, og C/E-ratio'en kan hermed beregnes:

$$C/E = \frac{C_{total}}{E_{total}} = \frac{2.316.019 \text{ kr}}{12 \text{ personer}} = 193.002 \text{ kr} / \text{person}$$

Ved at foretage nøjagtig samme beregning for de øvrige, udpegede punktkilder, som der skal prioriteres imellem, vil det være muligt at se, hvor man får "mest miljø for pengene" i form af reduceret sundhedsrisiko.

8 Det videre arbejde

Det har i forbindelse med udarbejdelsen af nærværende rapport været nødvendigt at foretage en del afgrænsninger på grund af projektets økonomiske og tidsmæssige rammer. Nogle af de steder, hvor det i projektet har været nødvendigt at skære, vil der være oplagte emner/områder at arbejde videre med på et senere tidspunkt. Hertil kommer emner, som er beslægtet med problemstillingen i denne rapport, men ligger udenfor rapportens formål, jf. kapitel 1.

Følgende er en gennemgang af de emner, det vil være oplagt at gå videre med eller uddybe.

Opstilling af en metode/et redskab til brug ved formulering af strategier

Ved brug af metoden på grundvandsområdet skal der opstilles alternative strategier til brug for beregning af, dels hvilken indsats, der bør prioriteres indenfor det enkelte delområde, dels hvilket delområde der bør prioriteres højest. Valg af strategier er i den nuværende fremstilling baseret på brugerens subjektive beslutningstagen i de enkelte tilfælde (under forudsætning af, at strategien er miljømæssigt forsvarlig). Det er således muligt for den enkelte bruger af metoden at få indarbejdet de hensyn og interesser, han/hun mener, er de mest hensigtsmæssige.

Hvis de strategier, som opstilles, i stedet ønskes at følge nogle helt ensartede retningslinier, vil en mulighed være at udarbejde et redskab for en miljømæssig prioritering, som konkretiserer vægtningen i forskellige situationer. Et sådan redskab bør funderes i de elementer, som er inddraget i afsnit 4.3.

Ved valg af strategi bør der således regnes på det, der ser mest lovende ud. Der er reelt to hensyn at gå ud fra, at grundvandet ikke må forurenes og økonomien. Dvs. hvert delområde skal reddes billigst muligt - det er altså den optimale strategi for hvert delområde, man er ude efter. Herefter prioriterer man mellem delområder ud fra omkostningseffektiviteterne, hvis ikke ligefrem nogle magasiner er vigtigere end andre. Fx hvis alternativ vandforsyning til nogle af dem er meget dyr.

Udarbejdelse af regneark

Ved udarbejdelse af metoden på især grundvandsdelen har det været nødvendigt at inddrage en del beregningsformler. Dette kan godt komme til at virke lidt uoverskueligt, men da de indgår som vigtige elementer i den samlede beregning, vil det ikke være muligt at undvære disse. Det skal dog

bemærkes, at det er simplificeret så meget som overhovedet muligt. For at lette dette beregningsarbejde for brugeren af metoden, ville det være en fordel, at der blev udarbejdet en regnearksmodel, således at arbejdet stort set kun kommer til at bestå i en indtastning af de nødvendige data.

Da beregningsdelen af metoden for arealanvendelseskonflikter ligesom grundvandsmetoden bygger på cost-effectiveness analyse, vil det være oplagt at inkludere begge metoderne i en sådan regnearksmodel. For at gøre regnearksmodellen komplet for begge metoder, ville scoresystemet ligeledes skulle medtages. Ved at udarbejde en regnearksmodel vil der yderligere være den fordel, at forfininger af metoderne samt ændring af forudsætninger, bl.a. for priserne i metoderne, vil være lette at implementere, således at alle brugere hele tiden arbejder på det samme grundlag.

Indsamling af erfaring og viden på området

Som det er fremgået af denne rapport, er der en række vanskeligheder knyttet til prioritering af forureninger, som giver anledning til arealanvendelseskonflikter. For at få samlet op på dette område - som også er et problem i mange andre lande (hvor der prioriteres på vidt forskellige måder) - er der behov for en selvstændig rapport, som først og fremmest tjener til at danne det bedst mulige fundament for en udarbejdelse af en endelig metode. Derfor skulle en sådan rapport indeholde en opsamling af den viden og erfaring, der er på området, det vil sige dels et studie af, hvor langt man er nået i andre lande, som beskæftiger sig med prioritering på arealanvendelsesområdet (fx Holland, USA, England, Tyskland og Sverige), dels et tilbundsgående studie af den relevante litteratur og teori.

Hvad angår priser til afværgeforanstaltninger kunne det være relevant med en indsamling af priser fra de enkelte amter. Der kunne eventuelt laves en eksempelsamling over omkostningerne ved forskellige typer af afværgeforanstaltninger

Appendiks 1

Rentabilitet

I dette appendiks gennemgås fremgangsmåden ved en analyse af den økonomiske rentabilitet, som ligger i forlængelse af den i afsnit 4.2 - 4.4 beskrevne metode til prioritering på grundvandsområdet. Analysen tjener til at vurdere, om hver enkelt af de valgte strategier er samfundsøkonomisk rentable. Som beskrevet i afsnit 4.1 kan dette vurderes ud fra forholdet mellem strategiens omkostninger og benefits. Denne vurdering er indeholdt i skema I herunder.

Skema I Rentabilitet

Trin C		Benyt information fra
1	Beregn nutidsværdi af samlede benefits (kr.)	Trin B1 Bilag 1
2	Undersøg om strategien er rentabel	Trin A5 Trin A6 Trin C1
3	Beregn evt. "nødvendig tidsperiode" for at strategien er rentabel (år)	Trin A5 Trin B1 Bilag 1

Trin C1

Om det giver "samfundsøkonomisk overskud" at gennemføre den enkelte strategi, må kunne besvares ved at sammenligne strategiens omkostninger med "indtægterne". Sidstnævnte er dels udtrykt i en primær effekt, som er det reddede vand, dels en række sideeffekter. At betragte de forskellige effekter som indtægter kræver, at de udtrykkes i kroner og ører. Som nævnt i afsnit 3.1 kræver dette, at der for de fleste sideeffekter anvendes særlige værdisætningsmetoder, da der ikke findes eksisterende priser på disse, hvilket ikke anses for en realistisk mulighed i denne sammenhæng.

Den primære effekt kan udtrykkes i kroner og ører ved hjælp af en vandpris, som i afsnit 2.2 blev anbefalet at være forbrugsprisen. Denne er angivet i bilag 1. For at få bestemt strategiens primære benefit, dvs. "værdien af effekten", bør der ses på nutidsværdien af det reddede vand i hvert år i projektperioden. Det årlige benefit (B) beregnes som den bæredygtige vandindvinding pr. år, Q , gange prisen på vand, p_v . Da denne gevinst indtræffer hvert år, kan beregningsudtrykket (4) i afsnit 4.5 benyttes til at beregne nutidsværdien af det samlede benefit.

I eksemplet i kapitel 4, hvor Q antages at være 50.000 m³ pr. år, kan B beregnes, når vandprisen er 12 kr. pr. m³: $B = 50.000 \cdot 12 = 600.000$ kr. Går tidsperioden frem til "år fem" og er diskonteringsfaktoren 3%, kan

nutidsværdien af det reddede vand i hele perioden ved hjælp af (2) beregnes på følgende måde:

$$B_{total} = \frac{600.000 \cdot [1 \cdot (1 + 0,03)^5]}{0,03} + 600.000 = 3.347.824 \text{ kr}$$

Trin C2

Fra trin A5 og C1 foreligger der nu beløb i kroner og ører for henholdsvis omkostninger og benefits ved den enkelte strategi. Hvis benefits er større end (eller lig med) omkostningerne, vil strategien fra et rent økonomisk synspunkt være rentabel, hvilket vil sige, at *rentabilitetskravet* er:

$$B_{total} \bullet C_{total} \geq 0 \quad (1a)$$

Det ses at være opfyldt i det skitserede eksempel, hvor de samlede benefits (B_{total}) herover blev udregnet til cirka 3,3 mio. kr., mens de samlede omkostninger (C_{total}) i afsnit 4.3 blev udregnet til cirka 1,5 mio. kr. Da der kan være betydelige positive sideeffekter, bør det - såfremt $C_{total} > B_{total}$ i (1a) - vurderes, om værdien af disse effekter opvejer "underskuddet". I så fald vil det stadig være en god forretning at iværksætte strategien.

Trin C3

Beregningen under dette trin er ikke en del af den egentlige analyse, men når det alligevel medtages, er det for at imødegå et væsentligt problem ved analyser af denne type, nemlig fastlæggelsen af projektperiodens længde.

Omkostningerne forbundet med en strategi (som fx i skema 4.4 i afsnit 4.3) falder som regel over en kortere årrække end benefit (det reddede vand), som i princippet vil optræde hvert eneste år. Derfor er det oplagt, at jo længere en periode der regnes over, jo større bliver nutidsværdien af benefits. Det betyder, at kravet i (1a) under trin C2 vil have større chance for at være opfyldt, jo længere perioden er. På den anden side medfører diskonteringen, at jo længere fremme i tiden en økonomisk gevinst ligger, jo mindre er den værd målt i nutidsværdi.

Det, som kan beregnes i nedenstående beregningsudtryk (1b), er, i hvor mange år benefit skal inddrages (i form af værdien i kroner og ører af den årlige bæredygtige vandindvinding), før den samlede nutidsværdi, B_{total} , er ligeså stor som nutidsværdien af omkostningerne, C_{total} . Ved at benytte sidstnævnte, som jo kendes fra trin A5, samt det årlige benefit, B (som blev beregnet som $Q \cdot p_v$, jf. trin C1) og diskonteringsfaktoren, kan antallet af år, n , bestemmes:

$$n = \frac{\bullet \ln \left(1 \bullet \frac{r \bullet (C_{total} - B)}{B} \right)}{\ln(1+r)} \quad (1b)$$

Ønskes denne beregning foretaget i eksemplet fra kapitel 4, indsættes de tidligere beregnede værdier:

$$n = \frac{\bullet \ln \left(1 \bullet \frac{0,03 \bullet (1.541.008 - 600.000)}{600.000} \right)}{\ln(1+0,03)} = \frac{\bullet \ln 0,953}{\ln 1,03} = 1,63$$

Det betyder, at der går godt 1½ år, før omkostningen ved strategi 1 i skema 4.4 er tjent ind, i form af nutidsværdien af det reddede grundvand.

Beregningen vil først og fremmest være interessant i de tilfælde, hvor strategien under trin C2 viser sig ikke at være rentabel. Her fortæller beregningen, hvor lang en periode man rent faktisk skulle have regnet med, for at strategien var rentabel. Selvom en strategi under trin C2 viser sig at være rentabel, kan beregningen alligevel være interessant, da det under alle omstændigheder giver information om, hvor lang tid det tager, før en given indsats overfor forureningen samfundsøkonomisk har tjent sig selv ind.

Det skal, som en sidebemærkning til (1b), nævnes, at det ikke i alle tilfælde er muligt at opnå, at strategien tjener sig ind. Det er således et beregningsmæssigt krav til (1b), at B er større end $r \cdot (C_{total} - B)$. Det vil sige, at hvis enten r eller C_{total} er meget høje, og/eller B er meget lille, vil strategien ikke kunne tjene sig selv ind selv over en periode på flere hundrede år! Forklaringen kan altså være, at omkostningerne er meget høje i forhold til gevinsten, eller at man er meget kortsynet, dvs. tillægger gevinster, der ligger langt ude i fremtiden meget lille betydning i forhold til kortsigtede gevinster.

Appendiks 2

Antal udvaskninger før rensning

Under trin A3 i afsnit 4.3 blev det angivet, hvorledes det var muligt at beregne, hvor mange år det tager, før en given forurening er udvasket i jorden. I dette appendiks redegøres der kort for antagelserne bag den skitserede måde at foretage beregningen på.

Når oprensningen af den vandmættede zone udelukkende foregår ved udvaskning af det forurenende stof, vil udvaskning med en vandmængde svarende til 1 gang porevolumenet ikke være nok af flere grunde. Dels vil stoffet have en vis dispersion i grundvandet, dels vil en del af stoffet blive tilbageholdt i jorden ved hver gennemskylning.

Retardationskoefficienten R for de enkelte stoffer (jf. tabel B2.1 i bilag 2) angiver, hvor meget stoffet tilbageholdes i forhold til et konservativt stof, som ikke absorberes til jorden. Det konservative stof vil følge vandhastigheden, mens det sorberende stof først vil bryde igennem R porevolumener senere.

Man kan få et hurtigt estimat af det nødvendige antal porevolumener ud fra følgende formel, idet dispersionsfaktoren negligeres (jf. Apello og Postma (1993, s. 449ff)):

$$\text{antal porevolumener} = 1 + dq/dC \quad (2a)$$

hvor dq/dC er hældningen på sorptionsisotermen ved den ønskede slutkoncentration. I nærværende tilfælde regner vi med en lineær adsorptionsisoterm, og vi får således:

$$dq/dC = K_d \cdot \text{densitet/porøsitet} \quad (2b)$$

idet der skal korrigeres for jordens vægtfylde og porøsitet. Af (2a) og (2b) følger, at

$$\text{antal porevolumener} = 1 + K_d \cdot \text{densitet/porøsitet} = R \quad (2c)$$

Retardationskoefficienten R kan således benyttes som et groft mål for det antal porevolumener, der skal gennemskylles, før en given forurening er udvasket.

Ovenstående forudsætter dog, at forureningskoncentrationen er lavere end opløseligheden for det pågældende stof. Endvidere er der som før nævnt set

bort fra dispersionsfaktoren. Endelig er der forudsat en lineær adsorptionsisoterm, hvilket kun er tilfældet for nogle stoffer.

Eksempel

Som eksempel ses der på en benzinformaling. Antag, at selve forureningskilden er fjernet, og jordforureningen er bortgravet til 2 meters dybde. Jordforureningen har medført en forurening med monoaromater i det primære grundvandsmagasin, som er overlejret af 4 m moræneler og 2 m fyld øverst. Vandspejlet er beliggende 2 meter under terræn. Der er ikke fundet fri fase forurening.

Selvom jordforureningen er bortgravet, er der en forurening i den mættede zone i moræneleren. Denne forurening vil udvaskes naturligt med det nedsivende grundvand. Med en nettonedbør på 100 mm/år og en porøsitet i moræneleren på 0,1 fås en nedsivningshastighed på 1 m/år, jf. (1) under trin A1 i afsnit 4.3. Det vil således tage 4 år at få gennemskyllet moræneleren én gang.

En udvaskning af al forureningen i moræneleren vil kræve nedsivning af et antal porevolumener svarende til retardationskoefficienten R for monoaromater. Af tabel B2.1 i bilag 2 fremgår, at R ligger mellem 1,1 og 2,5, så der kræves minimum 2,5 porevolumener til udvaskning af forureningen, dvs. $2,5 \cdot 4 = 10$ års naturlig nedsivning.

Bilag 1

Priser

Dette bilag indeholder to tabeller med gennemsnitlige priser på de forskellige aktiviteter i forbindelse med afværgeforanstaltninger, som indgår i rapporten. Tabel B1.1 dækker de aktiviteter, som ligger før afværgeindsatsen samt på indsatsstedet. Tabel B1.2 indeholder priser på behandling af den forurenede jord, inddelt efter stoftype og behandlingsmetode.

Da omkostningerne i forbindelse med de forskellige aktiviteter i praksis varierer meget, angives priserne i tabel B1.1 dels ved et interval, som gerne skulle spænde over, hvor lave/høje priser man vil kunne komme ud for, dels ved en gennemsnitspris, som ikke er et simpelt gennemsnit af laveste og højeste pris, men som angiver, hvor prisen hyppigst ligger. Der er i forbindelse med alle de angivne priser påført den relevante enhed (henholdsvis kr., kr./t, kr./år, kr./m³ og kr./m). Alle priser er opgjort ekskl. moms, men - som det blev begrundet i afsnit 2.2 i forbindelse med diskussionen af priser i samfundsøkonomiske analyser - hævet med en netto-afgiftsfaktor på 1,2. Som omtalt i samme afsnit opgøres vandprisen dog ud fra forbrugerprisen dvs. inkl. moms.

Tabel B1.1

Aktivitet	Prisinterval	Bemærkninger
Undersøgelser: - supplerende - skitse- og detailprojekt	60.000-600.000 kr. gns. 210.000 kr. 96.000-325.000 kr. gns. 170.000 kr.	Afhænger af grundens/ forureningens størrelse, antal forureningskomponenter og om der udføres dybe borer
Bortgravning og transport af jord	36-180 kr./t gns. 120 kr./t	Afhænger af forholdene på grunden og transportafstan- den
Behandling og deponering af forurenet jord	Se tabel B1.2	
Anskaffelse af ny jord	36-180 kr./t gns. 60 kr./t	Afhænger af jordtype og transportafstand
Etablering af afværgeboring	60.000-240.000 kr. gns. 120.000 kr.	Afhænger af boreddybde og boremetode. I sekundært ma- gasin: gns. 60.000 kr
Etablering af vandbe- handlingsanlæg	Simpel behandling (jernfjer- nelse): 240.000 kr. Avanceret behandling (jern- fjernelse og aktiv kul filtre- ring): 720.000 kr.	
Ledning til afledning af vand	600-1.200 kr./m, alt efter forholdene (befæstelse o.lign.)	
Drift af afværgeboring inkl. vandbehandling ^a	24.000-600.000 kr./år gns. 360.000 kr./år	I sekundært magasin: gns. 24.000 kr./år
Afledning af det oppumpede grundvand til recipient, eller anvendelse som sekunda- vand	6.000-60.000 kr./år gns. 24.000 kr./år	Gælder også vand fra sekun- dært magasin. Den lave del af intervallet gælder for situa- tioner, hvor der ikke kræves analyser (kun el mm.)
Afledning af det oppumpede vand til kloak	Afledningsafgift (ca. 18 kr./m ³)+ analyser (gns. 24.000).	I sekundært magasin: samme enhedspriser for aflednings- afgift+analyser.
Monitering	24.000-240.000 kr./år gns. 120.000 kr./år	I sekundært magasin: gns. 36.000 kr./år
Etablering af in-situ afværge	120.000-2.400.000 kr. gns. 1.200.000 kr.	Fx airsparging kombineret med jordventilation
Drift af in-situ afværge	120.000-1.200.000 kr./år gns. 480.000 kr./år	Typisk drifttid for kombineret grundvands-og jordoprens- ning: 3 år
Pris pr. m ³ drikkevand	8-16 kr./m ³ gns. 12 kr./m ³	Prisen er inkl. moms og ekskl. afledningsafgift samt momsbidraget fra denne ^b
Asfaltering	Slidlag: 50 kr./m ² Slid- og bærelag: 350 kr./m ² tungtrafikbærende: 480 kr./m ²	

^a I tilfælde af to borer lægges 50% på prisen.

^b Kilde: Danske Vandværkers Forening (1996): Vandforsyningsstatistik 1995. Prisen er korregeret til 1997-niveau, hvor VOMS'en (grøn afgift) er steget med i alt 3 kr/m³.

Table B1.2

Forureningskomponent	Omtrentlig behandlingspris (kr./ton)	Bemærkninger
Lette olieprodukter (benzin, petroleum, dieselolie m.m.), BTEX, vandblandbare opløsningsmidler, (fenoler)	360	Biologisk behandling
Tunge olieprodukter (tung fyringsolie m.m.)	720	Biologisk behandling
Tjære	1.440	Termisk behandling
Deponering	120 - 1.200	Prisen varierer meget, alt efter forureningsgrad og -type, og alt efter om der skal erlægges affaldsavgift
Metaller	1.200	Deponering med henblik på en senere rensning
Klorerede opløsningsmidler	480	Gennemblæsning, opsamling af forureningskomponenter
Særlige komponenter (fx pesticider)	4.800	Afbrænding hos Kommune-Kemi

Bilag 2

Beregning af tid før grundvand forurenes

Vandhastigheden i den vandmættede del af jorden kan beregnes ud fra Darcys lov:

$$\text{vandhastighed} = k \cdot I / \text{porøsitet}$$

hvor k er jordlagets permeabilitet og I er trykgradienten, dvs. trykforskellen divideret med lagtykkelsen.

I praksis viser det sig imidlertid ofte vanskeligt at benytte Darcys lov til bestemmelse af nedrivningshastigheden, idet jorden som regel vil være sammensat af flere lag, fx silt og sand. Permeabilitet, gradient og porøsitet skal være bestemt særskilt for hvert lag, hvilket sjældent er tilfældet.

I stedet for Darcys lov kan man benytte en mere generel formel, som baserer sig på den såkaldte nettonedbør. Nettonedbøren er den del af et områdes samlede nedbør, som siver ned til grundvandet. Resten af nedbøren fordamper, optages i vegetationen eller afstrømmer på overfladen til kloakker eller vandløb. I Danmark har man tal på nettonedbøren i de forskellige egne af landet. Nettonedbøren på Sjælland er eksempelvis ca. 100-200 mm/år.

Denne nettonedbør gælder for det øverste af et eller flere grundvandsmagasiner. Mange steder er der to grundvandsmagasiner, og det øverste vil da oftest være et sekundært magasin, som ikke udnyttes til vandindvinding, mens det nederste vil være et primært magasin, som udnyttes til vandindvinding. Det primære magasin vil kun få tilført en del af nettonedbøren, idet der vil ske en horisontal afstrømning til vandløb og søer fra det sekundære magasin. Typisk vil det primære magasin få tilført ca. 25-75 mm/år.

På baggrund af nettonedbøren kan vandets transporthastighed i den mættede zone overslagsmæssigt beregnes som:

$$\text{vandhastighed} = \text{nettonedbør} / \text{effektiv porøsitet}$$

Den effektive porøsitet afhænger af jordtype og andre forhold. Den skønnes ofte til 0,1 for ler og 0,3 for sand.

I ovenstående beregninger er strømningen i den umættede zone ikke medtaget, idet hastigheden af denne strømning er mere kompliceret at

beregne. Mange steder ligger det øverste grundvandsspejl kun et par meter under terræn, og hastigheden i den umættede zone vil i så tilfælde være af mindre betydning.

Eksempel

Vi ønsker at beregne transporttiden for benzen til det primære grundvandsmagasin. Den geologiske lagfølge består af: øverst 1 m muld, herefter 1,5 m ler, efterfulgt af et 3 m tykt sandlag, som udgør det sekundære magasin. Herefter følger 5 m moræneler, som underlejres af kalk. Kalken udgør det primære magasin. Det sekundære grundvandsspejl står i ca. 1 meters dybde.

Idet vi som før nævnt ser bort fra strømmingen i den umættede zone, beregner vi først den lodrette transporthastighed fra det sekundære grundvandsspejl til det sekundære magasin gennem et 1,5 m tykt lerlag. Nettonedbøren er angivet til 100 mm/år. Porøsiteten skønnes til 0,1. Vi får:

$$\text{vandhastighed}_{\text{ler}} = 0,1/0,1 = 1 \text{ m/år}$$

Det vil således tage gennemsnitligt ca. 1½ år for en vandpartikel at nå igennem lerlaget til det sekundære magasin. Herefter beregnes vandhastigheden gennem sandlaget, hvor nettonedbøren skønnes til 100 mm/år, porøsiteten skønnes til 0,3:

$$\text{vandhastighed}_{\text{sand}} = 0,1/0,3 = 0,33 \text{ m/år}$$

Det vil således tage gennemsnitligt ca. 9 år for en vandpartikel at nå igennem sandlaget. Endelig beregnes transporttiden gennem moræneleren, hvor nettonedbøren nu skønnes til 25 mm/år pga. horisontal afstrømning i det sekundære magasin, porøsiteten skønnes til 0,1:

$$\text{vandhastighed}_{\text{moræneler}} = 0,025/0,1 = 0,25 \text{ m/år}$$

Det vil således tage gennemsnitligt ca. 20 år for en vandpartikel at nå igennem morænenlerlaget.

Sammenlagt fås en transporttid for det nedsivende grundvand til det primære magasin på: $1,5 + 9 + 20 = 30,5$ år.

Med en retardationskoefficient på 1,1 vil en benzenforurening således være gennemsnitligt $1,1 \cdot 30,5 = 33,6$ år om at nå til det primære magasin.

Gruppering af stoffer

I ROKA-databasen er de fleste af de mest almindelige kemiske stoffer og stofgrupper angivet i kodeliste (18). Denne kodeliste indeholder dog så mange stoffer, at det på projektets nuværende stade vil være for krævende at

vurdere nedslivning mv. af hvert stof for sig. I stedet foreslår vi, at der laves en gruppering af stofferne. Grupperingen bør foretages, så stoffer, der ligner hinanden med hensyn til udvaskning og nedbrydning, kommer i samme gruppe.

I tabel B2.1 er angivet et forslag til en sådan gruppering. For hver gruppe er angivet hovedtyperne af stoffer i gruppen og de tilhørende hovednumre i kodeliste (18). Den angivne gruppering svarer delvis til den, der er anvendt i: "System til prioritering af punktkilder", Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 19, 1995. Ikke alle stofgrupper er medtaget, men vi vurderer, at de i tabel B2.1 angivne stofgrupper er de vigtigste, når det gælder punktkilder og grundvandsforurening.

Det er endvidere for hver forureningstype skønnet hvilke af samtlige forureningsårsager i ROKA-databasens kodeliste (17), der kan give anledning til den pågældende forureningsgruppe. Kodeliste (17) indeholder de fleste virksomhedstyper, der kan give anledning til forurening.

I Miljøstyrelsen (1995c) er der ud fra empiriske erfaringer valgt en inddeling af stoffernes mobilitet efter deres $\log K_{ow}$ -værdi. Disse værdier er medtaget i tabel B2.1, og herudfra er der i tabel B2.2 vist den nævnte mobilitetsinddeling. Som eksempel indgår i tabellen desuden en række udvalgte stoffer.

Tabel B2.1

Stofgruppe	Eksempler	Stofkode (Kodeliste (18))	Forureningsårsag (kodeliste (17))	Vandopløselighed mg/l	log K _{ow} eller K _d *	Retardationskoefficient** R	Nedbrydelighed***
Tungmetaller	Arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel, thalium, zink	14.00-14.16	1, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 14, 15, 16, 17, 18, 21, 22, 29, 30, 31, 32, 33, 34	-	Arsen 4 Bly 99 Cadmium Kobber 22 Krom 37 Kviksølv 1 Nikkel Zink 16	22 530 37 120 6,7 200 6,3 1700 86 320	-
Monoaromater	BTEX, naftalener	2.00-2.12	3, 4, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 18, 20, 21, 22, 25, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34	1760 550 170 160-200 31	Benzen Toluen Ethylbenz. Xylener Nafthalen	1,1 1,5 2,11 2,5 2,69 3,4 3,15 3,15 3,36	Mellem Høj Høj Høj
Alifatiske kulbrinter	Olie, benzin (indeholder dog også monoaromater og PAH'er)	1.00-1.08	3, 4, 7, 13, 14, 16, 18, 19, 21, 22, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34	12,8 3,10 0,72 0,15 0,038 0,0051 3,6-10-6 2,1-10-6 55 30 7,9	n-Hexan n-Heptan n-Oktan n-Nonan - n-decan - n-Dodecan - n-Hexade. - n-Octade. - Cyclohex. Cyclohep. Cyclookt.	16 55 4,11 190 - 4,66 - 5,18 - - 3,9 10 35 3,44 3,91 4,47	Mellem
Vandblandbare opløsningsmidler	Acetone, alkoholer, diethylether, acetater	5.00-5.36	4, 5, 8, 10, 14, 15, 16, 18, 20, 21, 23, 24, 25, 28, 32, 34	Blandbar	Acetone: -0,24	1,0	Mellem
Klorede alifater	PCE, TCE, TCA, CCl ₄ , TCM, DCE, VC	8.00-8.14	4, 6, 8, 10, 11, 14, 15, 16, 18, 20, 21, 22, 23, 25, 27, 28, 30, 31, 32, 34	240 1400 780 8700 1250 3500 13200 2763	PCE TCE PCM TCM TCA DCE DCM VC 1,38	1,8 1,3 2,88 1,4 1,1 2,53 1,3 1,1 2,64 1,0 1,0 1,97 2,49 1,86 1,25	Lav
PAH'er	tjære, benz-	6.00-6.13,	3, 7, 12,	3,93	Acen.thyl.	15	Lav

	(a)pyren, heterocycliske forbindelser, andre aromatiske forbindelser	7.00-7.18, 4.00-4.25	16, 18, 21, 30, 33	3,42 1,98 1,2 0,041 0,21 0,14 0,014 0,0020 0,0015 0,0008 0,0038 0,062 0,0005 0,0002-6	Acen.then Fluoren Phenanth. Anthracen Fluoranth. Pyren Be.(a)ant. Chrysen Be.(b)fl. Be.(k)fl. Be.(a)py. In.(123)p. Dibe.(ah)a.-6,50 Be.(ghi)p.	10 4,1 18 45 3,92 42 210 4,13 190 530 4,57 1100 5300 4,54 10000 4400 5,22 71000 4400 5,13 12000 5,61 5,91 6,57 6,84 6,50 7,66 6,50 6,90	
Fenoler	fenol, cresoler, xylenoler, klorfenoler	3.00-3.11, 9.00-9.09	3, 5, 12, 16, 18, 21, 26, 33	Fenoler: 4.200-84.000 Klorfenoler: 14-28.500	1,5-2 2,4-5,1	1,1-1,5 1,3-3,3	Høj Mellem
Overfladeaktive stoffer	Detergenter, plastblødgørere	17.00-17.04	4, 6, 8, 15, 17, 18, 20, 21, 24, 25, 26, 27, 28, 32, 34				Mellem
Pesticider	phenoxysyrer, triaziner, andre	13.00-13.33	5, 9, 18, 19, 25, 32, 33	734 734 350 311 33 6,2 130 -	MCPA MCP Dichlorp. 2,4-D Atrazin Simazin DNOC Dinosep	1,0 1,0 0,45 1,0 1,0 0,1 2,0 1,4 1,77 1,0 1,0 2,53 2,5 2,1 2,12 3,59	Mellem Mellem Mellem Lav Lav Mellem Mellem Mellem Mellem
Andre	perkolat, cyanid, andre stoffer	16.00-16.04, 18.00, 20.00, 99	12, 21, 34,				Mellem

Kilder: Miljøstyrelsens projekt om jord og grundvand nr. 19, 1995, og nr. 20, 1996. Desuden ROKA-databasen.

* For metaller er angivet K_d -værdier fra Miljøstyrelsesprojekt nr. 19. K_d -værdierne for metaller afhænger meget af pH, og de angivne værdier skal derfor tages med forbehold.

** Der er beregnet en gennemsnitlig retardationskoefficient ud fra de angivne $\log K_{ow}$ -værdier og en jordtype med vægtfylde 1,6 kg/l, porøsitet 0,3 og et organisk kulstofindhold på 0,1%. pH

er sat til 7,0. Formler for beregning er angivet i Miljøstyrelsens projekt om jord og grundvand nr. 20, 1996.

*** Biologisk og abiotisk nedbrydelighed i grundvandszonen. Hvis nedbrydeligheden er høj, vurderer vi, at forurening med den pågældende stofgruppe kun vil kunne true vandindvindinger indenfor en afstand af 500 m. Hvis nedbrydeligheden er mellem eller lav vil der også være risiko for vandindvindinger i større afstande end 500 m.

Tabel B2.2 *Graduering af stoffernes mobilitet*

Mobilitet	Høj	Mellem	Lav
log K_{ow} ^a	under 3	3 - 4	over 4
Eksempler	Kviksølv, benzen, toluen, acetone, klorerede opløsningsmidler, fenoler, de fleste pesticider	Arsen, ethylbenzen, xylene, naphthalen, cyclohexan, cycloheptan, acenafthen, dinosep	Bly, cadmium, kobber, krom, nikkel, zink, de fleste alifatiske kulbrinter og PAH-forbindelser

^a For metaller benyttes K_d -værdien. Under specielle forhold kan metallerne dog være mere mobile end her angivet.

Bilag 3

Sideeffekter

Nedenfor er anført en "bruttoliste" over sideeffekter. Sideeffekter udgør i denne rapport de positive og negative effekter som følge af en given indsats, og som ikke er inkluderet i enten cost eller effekter. Sideeffekterne skal ikke opfattes som bieffekter, da de kan få samme indflydelse på resultatet af en analyse som cost og effekt. Der vil ofte optræde særlige, lokale fordele eller ulemper, som i så fald kan inddrages som en sideeffekt.

Grundvand

Effekter ud over det grundvand, som reddes ved en indsats:

- Der undgås en spredning af forureningen til overfladerecipienter.
- Beskyttelse af rekreative områder.
- Eliminering af arealanvendelsesrisiko på grund af bortgravning af forurenede jord.
- Eliminering af arealanvendelsesrisiko som følge af bortpumpning/rensning af terrænnært grundvand, som via afdampning til bygninger udgør et indeklimaproblem.
- Opretholdelse af forsyningssikkerhed.
- Sikring af rent - ikke rensede - vand til drikkevandsbrug, hvilket både betyder højere kvalitet, men også nedsat risiko for sundhedsfare.
- Redning af vandværk(er) hvilket medfører, at der spares penge på rørføring til andre vandværker eller etablering af nyt vandværk.
- Belastning af andre vandværker undgås. Herved undgås store indvindingstryk, som kan resultere i udtørring af vandløb og forringelse af vandkvalitet (sulfat og klorid).
- Avanceret rensning på vandværk undgås. Hermed fjernes desuden risiko for brugerne som følge af tekniske fejl.
- Der kan være støj- og forureningsgener forbundet med anlæg og drift af afværgeforanstaltninger samt transport af forurenede jord

Arealanvendelse

Effekter ud over reduktion af sundhedsmæssig påvirkning:

- Mindsket skadevirkninger på omgivelserne, herunder rekreative områder.
- Øget værdi af rensede/befæstede grunde samt tilhørende bebyggelse.
- Mulighed for at anvende ellers ubrugelige grunde.
- Øget tryghed hos brugerne af rensede/befæstede grunde.
- Byggeprojekter og anden udvikling fremmes, da dette ikke fordyres/forsinkes på grund af forurening.

- Støj- og forureningsgener fra anlæg og drift af afværgeforanstaltninger samt transport af forurenede jord.
- Nedsat risiko for grundvandsforurening.

Bilag 4

Beskrivelse af Haslev-området og de enkelte depoter

I det meste af Vestsjællands Amt er udnyttelsen af grundvandet tæt oppe mod det acceptable loft. Der er i nogle områder konstateret en løbende sænkning af grundvandsspejlet, og i nogle tilfælde sker der som følge af en voldsom indvinding en forringelse af grundvandskvaliteten.

I 1994 antog man i Vestsjællands Amt, jf. Sejerø Hansen (1994 s.12), at det vil tage omkring 100 år, før den mest akutte amtslige opgave er løst. Det er derfor helt nødvendigt at foretage en prioritering af oprydningsindsatsen på forurenede lokaliteter. Der er to forhold der gør sig gældende i amtets prioritering:

- de naturgivne forhold der gør, at der ikke hidtil har været store grundvandsforureninger og
- et politisk ønske om at prioritere grundvandsbeskyttelse uden dog at negligere andre problemer.

Som nævnt i indledningen til kapitel 6 er Vestsjællands Amt inddelt i 32 selvstændige grundvandsområder. I det område, der dækker Haslev og den sydlige del af Ringsted Kommune, er en af amtets største reserver af godt grundvand placeret. Der er rigeligt, og det er let at indvinde, men samtidig er grundvandet relativt dårligt beskyttet på grund af et begrænset lerdække. Så for også at kunne bevare den gode grundvandsressource i fremtiden har amtet i forbindelse med oprydningsindsatsen på affaldsdepotområdet valgt i dette område at prioritere de forureninger, der truer grundvandet.

Ikke kun for lokalområdet er grundvandet en vigtig ressource, men også for drikkevandsplanlægningen på hele Sjælland.

Depot nr. 1

a *Lakerings- og forniklingsvirksomhed.*

b *Støbesands- og slaggedeponi.*

a:

På ejendommen har der ligget en lakeringsvirksomhed, der i dag er nedlagt. Den nye ejer driver fortsat lakering- og forniklingsvirksomhed på ejendommen.

Grunden blev i juli 1993 registreret som affaldsdepot i henhold til affaldsdepotloven.

En del af depotet er i dag bebygget, og andre dele af depotet anvendes til køreveje samt til oplag.

Forureningen på ejendommen vurderes at give anledning til forurening af jord og grundvand.

Der er fundet følgende stoffer i både jord og grundvand:

- Tungmetaller.
- Klorerede opløsningsmidler.
- Xylen.
- Toluen.
- Benzen.

b:

På ejendommen har der fra 1951 og frem til 1. februar 1990 været deponeret støbesand og slagger. Fra 18. juli har amtet dog med godkendelsesskrivelse kun godkendt deponering på vilkår om "Slaggedeponi mv. må ikke give anledning til forringelse af det primære grundvandsreservoir i området". Ejeren skulle endvidere asfaltere den del af ejendommen, hvor der er deponeret støbesand mm.

Grunden blev i maj 1993 registreret som affaldsdepot i henhold til affaldsdepotloven.

Depotets areal udgør ca. 16.000 m² og den deponerede mængde er beregnet til at udgøre omkring 35.000 - 45.000 m³.

På støbesandsdepotet er der fundet organiske opløsningsmidler og klorerede alifater. I de lokale grundvandsforekomster under depotet er der konstateret alkylbenzener, fenol, klorerede alifater og bindemidler samt zink.

Støbesandsdepotet kan give anledning til forurening af det grundvandsmagasin, som det nærliggende vandværk og virksomheden indvinder fra.

Depot nr. 2

Ejendommen bliver i dag anvendt til erhvervsformål (halmfyret varmecentral, lager, værksteder og kontorer).

Der findes fire kilder til forurening på ejendommen:

I 1912-1950 har der på ejendommen været kuloplag, som har forårsaget forurening med zink og nikkel samt tjærekomponenter (bl.a. højt niveau af BTX'er). Forureningen vurderes ikke at udgøre nogen risiko for arealets nuværende anvendelse, og der er ikke nogen akut trussel mod grundvandet. Der er her tale om en mindsket nedsvivning, hvor der ikke er direkte kontakt med det sekundære grundvandsmagasin.

På grunden har der i mange år været oplag af træmaster, som har medført forurening med metallerne arsen og kobber samt tjærekomponenter. Der er tillige anvendt fyld ved anlægsarbejder på grunden, hvor der har været iblandet bl.a. slagger og forurenede jord i varierende mængder. Dette har givet anledning til stedvis kraftig forurening med tjærekomponenter og forhøjet indhold af zink. Forureningen kan ikke umiddelbart afgrænses, men det vurderes at kunne udgøre et problem de steder, hvor der er bygget ovenpå arealer for tidligere træmasteoplag. Risikoen for grundvandsforurening afhænger af, om arealerne er befæstede eller ej.

I 1948 blev der gravet to fyringsolietanke ned på henholdsvis 20.000 l og 30.000 l til gasolie, som blev brugt til opvarmning af den tidligere elværksbygning, hvor der er værksteder og kontorer. I 1973 blev tankene sandfyldte. Dette har givet anledning til forurening med dieselolie. Forureningen vurderes at være i kontakt med det sekundære grundvand, og der er risiko for, at forureningen kan sprede sig til det primære grundvandsmagasin.

Til betjening af elværkets mange biler har der i 1933-1940 været etableret en benzinstation med to nedgravede tanke á 4.000 l. I 1959 blev benzinstationen afviklet og tankene sandfyldte, og et nyt og større anlæg blev etableret. I 1971 blev det nye anlæg suppleret med en dieseltank, så det nu består af tre nedgravede tanke á 30.000 l, hvoraf én er sløjftet. Dette har givet anledning til en kraftig forurening med olie- og benzinkomponenter. Forureningen vurderes at være i kontakt med det sekundære grundvand, og der er derfor risiko for, at forureningen vil sprede sig til det primære grundvandsmagasin.

Ejendommen er i oktober 1996 registreret som affaldsdepot.

Depot nr. 3

Benzin- og servicestationer.

Ejendommen drives i dag som servicestation med detailsalg af benzin og med vaskehal. Det vides ikke med sikkerhed, hvor længe der har været drevet servicestation på ejendommen, men ihvertfald siden 1936.

Servicestationens nuværende areal er mindre end det oprindelige areal.

Der findes i dag syv nedgravede tanke på ejendommen:

- 3 tanke med benzin (1 tank med 10.000 l og 2 tanke med 30.000 l)
- 1 tank med dieselolie på 20.000 l
- 1 tank med spildolie på 2.500 l
- 1 tank med fyringsolie på 2.500 l.

I august 1992 påviser I. Kruger kraftig forurening med oliekomponenter, samt spor af klorerede opløsningsmidler. På baggrund heraf påbydes Kuwait Petroleum at undersøge forureningen.

Der er fundet benzin i både jord og grundvand. Der er endvidere konstateret forekomst af klorerede opløsningsmidler i poreluften.

Ejendommen er i december 1992 registreret som affaldsdepot. Oprydningen på ejendommen foretages i henhold til ADL's § 5, stk. 2 om frivillig oprydning. Det er således Kuwait Petroleum, der skal iværksætte og bekoste undersøgelser, afværgeforanstaltninger og drift af afværgeforanstaltninger.

Depot nr. 4

Renseri, kontor og erhverv.

På ejendommen har der siden 1967 været drevet renseri. Arealet anvendes i dag desuden til kontor- og erhvervsformål.

Stofferne vinylchlorid, trichlorethylen, tetrachlorethylen, dichlorethylen og klorerede opløsningsmidler er fundet både i jord og grundvand. Forureningen skyldes formentlig utætte kloakrør/brønde og/eller lækage fra væskespildbrønd i kælder.

Det vurderes, at den fundne jord- og grundvandsforurening kan bevirke en uacceptabel afdampning af sundhedsskadelige stoffer til indeklimaet i beboelsen.

Det vurderes, at den konstaterede grundvandsforurening er en alvorlig trussel mod det primære grundvandsmagasin, såfremt der ikke etableres foranstaltninger til afværgning af den konstaterede jord- og grundvandsforurening.

Det anbefales derfor, at der afværges fra det primære grundvandsmagasin, hvis dette er forurenet. Endvidere anbefales det, at forureningen afværges in-situ pga. bygninger samt forureningens dybde.

Ejendommen er registreret som affaldsdepot i december 1995.

Kildestyrke: Der er beregnet en nedadrettet transporthastighed på ca. 30-40 cm. Dette indebærer, at forureningen i løbet af 20-30 år (driftperioden for renseriet) skulle være trængt 6-12 m ned.

Depot nr. 5

Gasværker (tidligere gasforsyning).

På ejendommen, hvor den kommunale vandforsyning i dag har vandværk med tilhørende indvindingsboringer, har der i årene 1899-1965 ligget et gasværk. Produktionen af gas har medført en kraftig forurening, specielt i områderne omkring gasværksbygningen, og der hvor gasbeholderne oprindeligt stod. Der er på disse to steder sivet forurening ned til grundvandet. Der er i nogle af boringerne siden 1987 konstateret stigende indhold af stoffer, som stammer fra forureningen på gasværksgrunden. Fx er forureningen med det kræftfremkaldende stof benzen målt til 13 gange grænseværdien og har været jævnt stigende. I takt med at problemerne er blevet opdaget, er boringerne blevet lukket, og indvindingen af drikkevand fra gasværksgrunden er blevet helt indstillet i 1994. Indvindingen af drikkevand foregår nu fra to helt rene boringer i den vestlige del af Haslev By. Det forventes af amtet, at der i løbet af en kort årrække efter oprensningen igen vil kunne indvindes drikkevand på grunden.

Oprensningen, der kommer til at koste ca. 7. mill. kr., vil redde en samfundsressource, som amtet vurderer står mål med den store "engangsudgift", der er forbundet med oprensningen.

Ejendommen er i juli 1983 registreret som affaldsdepot.

Der er fundet følgende stoffer i både jord og grundvand:

- Kviksølv
- Klorerede opløsningsmidler
- Tjære
- Phenol
- Benzen.

Der vil skulle graves ca. 5 meter jord af under den gamle gasværksbygning, og hvor de to gasbeholdere oprindeligt stod. Der skal i alt graves ca. 8.000 tons jord væk. Alt efter jordens forureningsgrad skal jorden enten transporteres til Kommune Kemi i Nyborg eller til jordrensning andetsteds.

Depot nr. 6

Trælast-, korn- og foderstofvirksomhed.

På ejendommen har der i perioden fra 1900 og frem til 1987 ligget trælast-, korn- og foderstofvirksomhed.

Der er konstateret tjæreforurening, som formentlig stammer fra oplagring af tjæretønder og spild ved håndtering af disse. En del af denne forurening er blevet gravet bort i forbindelse med frigivelse af grunden til boligbyggeri.

Korn- og foderstofvirksomheden har herudover bl.a. bejdset korn og opbevaret pesticider og olie mv. Hele området hvor den tidligere korn- og foderstofvirksomhed lå er blevet undersøgt, og der er her fundet forurening med kviksølv. Indholdet af kviksølv svarer til en overskridelse på ca. 10-15 gange det sundhedsmæssigt acceptable niveau på 0,3 mg/kg tørstof, som er anført i amternes udkast til vejledning om håndtering af forurenede jord. Det vurderes, at indholdet af kviksølv stammer fra bejdsning af sædekorn, som har foregået på virksomheden frem til ca. 1960. Bejdsemidlerne har bestået af kviksølvholdige forbindelser, ofte methylkviksølv eller andre alifatiske og aromatiske kviksølvforbindelser. Da organiske kviksølvforbindelser generelt er mere mobile end uorganiske, kan der forventes en vis udvaskning fra jord til grundvand.

Ejendommen blev i februar 1989 registreret som affaldsdepot.

Depot nr. 7

Renseri.

På ejendommen har der i perioden fra 1946-70 ligget et renseri. Den nuværende anvendelse af arealet er kontor- og erhvervsformål. I forbindelse med et gravearbejde på grunden i 1970 blev der konstateret stærk lugt af renssevæske. Ved poreluftanalyser på ejendommen i 1992 blev den formodede forurening på ejendommen bekræftet. Der er yderligere foretaget en undersøgelse for at kunne vurdere risikoen for uacceptabel forurening af grundvand og eventuelle risici i forbindelse med den nuværende og fremtidige arealanvendelse. Undersøgelserne har vist, at forureningen udspreddes vertikalt. Der er risiko for, at det primære grundvand allerede forurenes af nedsivende PCE-forurenede grundvand. Der er også risiko for eksponering med uacceptable koncentrationer af PCE ved færdsel på arealet, men dette vurderes at være af mindre betydning ved den nuværende arealanvendelse. Der er endvidere mulighed for, at PCE kan diffundere ind i huset og give et uacceptabelt bidrag til indeklimaet.

Ejendommen er i august 1993 registreret som affaldsdepot.

Stofferne trichlorethylen og tetrachlorethylen er fundet i både jord og grundvand.

Den fundne forurening stammer åbenlyst fra den rensning, der er foregået på ejendommen, idet det er klorerede opløsningsmidler, der er fundet. Selve kilden til forureningen er dog ikke klarlagt, men det skyldes næppe oplagring af renssevæske eller udsivning fra kloaksystemet.

Bilag 5

Anvendte begreber og forkortelser

I dette bilag forklares kort en række begreber og forkortelser, som indgår i rapporten. De fleste af disse er også forklaret første gang de optræder i selve rapporten, men nævnes alligevel her, da de indgår flere steder.

<i>ACA</i>	Avoided Cost Analyse (se afsnit 2.1.3).
<i>B</i>	Benefit. En indsats' positive effekter opgjort i kroner og ører.
<i>B/C-ratio</i>	Benefit-cost ratio. Et mål for benefits andel af omkostningerne.
<i>B_{total}</i>	En indsats' samlede benefits over den valgte periode.
<i>C</i>	Costs. En indsats' negative effekter opgjort i kroner og ører.
<i>CBA</i>	Cost-benefit Analyse (se afsnit 2.1.1).
<i>CEA</i>	Cost-effectiveness Analyse (se afsnit 2.1.2).
<i>C/E-ratio</i>	Cost-effectiveness ratio. Et mål for omkostning pr. enhed opnået effekt.
<i>Delområde</i>	Et område afgrænset af fx grundvandsskel, hvor den samlede grundvandsressource er mulig at opgøre.
<i>E</i>	Effekt. En indsats' hovedeffekt, opgjort i fysisk enhed.
<i>E/C-ratio</i>	Mål for den opnåede effekt pr. "investerede kroner" ved en given indsats.
<i>E_{total}</i>	Den samlede effekt af en indsats over den valgte periode.
<i>K_d</i>	Mobilitetsmål for uorganiske stoffer. Fordelingskoefficienten vand-jord.

K_{ow}	Mobilitetsmål for organiske stoffer. Vand/oktanol-forholdet.
<i>MCDM</i>	Multiple Criteria Decision Making (se afsnit 2.1.4).
N	Nettonedbør. Den del af nedbøren, som siver ned til grundvandet (dvs. som ikke fordamper, afstrømmer på overfladen eller optages i vegetation).
<i>Nulløsning</i>	De effekter (økonomiske og ikke-økonomiske) som følger af ikke at gennemføre en indsats.
C_{total}	En indsats' samlede omkostninger over den valgte periode.
r	Diskonteringsfaktoren. Den rente en effekt, som måles i kroner og ører, diskonteres med pr. år (se afsnit 2.2).
R	Retardationskoefficienten. Angiver, hvor meget et stof tilbageholdes i forhold til et konservativt stof, som ikke absorberes til jorden.
<i>Rentabilitet</i>	Vurdering af om en indsats er rentabel, opgjort som $B_{total} \geq C_{total}$.
<i>Samfundsøkonomisk</i>	Dækker over, at der ses på effekterne for samfundet af en given indsats. Anvendes i denne rapport som et "snævert" samfundsmæssigt mål, dvs. kun med inddragelse af en række direkte effekter, hvorfor indirekte effekter som fx beskæftigelses- og betalingsbalanceeffekter ikke indgår.
<i>Sideeffekter</i>	Udgør i denne rapport de positive og negative effekter, som følger af en given indsats, og som ikke er inkluderet i enten C eller E . Sideeffekterne skal ikke opfattes som bieffekter, da de kan få samme indflydelse på resultatet af en analyse som C og E .
<i>Strategi</i>	En samlet indsats, fordelt over tid, overfor alle punktkilder i et delområde.
Q	I kapitel 4 og 6 er Q et udtryk for den årlige bæredygtige vandindvinding i et givet delområde. Q er

således lig med hovedeffekten, når det drejer sig om grundvandsforureninger.

Q_{total}

Den samlede mængde reddet vand.

Bilag 6

Input fra “System til prioritering af punktkilder”

Den metode, som i kapitel 5 opstilles for arealanvendelseskonflikter, bygger som nævnt på projektet “System til prioritering af punktkilder” fra Miljøstyrelsen. De figurer og datablade fra dette projekt, som er anvendt i kapitel 7 i forbindelse med illustration af anvendelsen af metoden, er gengivet i dette bilag. Der er tale om følgende:

Bilag 6a: Figur 4.2 (Arealanvendelsesscore)
Kilde: Miljøstyrelsen (1995c, s. 32)

Bilag 6b: Figur 4.3 (Eksponeringsrisiko)
Kilde: Miljøstyrelsen (1995c, s. 34)

Bilag 6c: Bilag 3
Kilde: Miljøstyrelsen (1995c, s. 54)

Til metoden skal desuden benyttes bilag 1 fra Miljøstyrelsen (1995c). Dette er dog gengivet i afsnit 7.1.

Referencer

- Amterne på Sjælland og Lolland/Falster, Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (1995): Vejledning i håndtering og bortskaffelse af forurenede jord på Sjælland og Lolland/Falster.
Høringsudkast, november 1995.
- Apello, C.A.J. og D. Postma (1993): *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema.
- Finansministeriet (1990): Vejledning i samfundsøkonomisk projektvurdering.
Budgetdepartementet, marts 1990.
- Frederiksborg Amt (1996): Forslag til Regionplan 1997.
Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø, december 1996.
- Københavns Amt (1995): Kvalitetsmanual for depotoprydning.
- Københavns Amt (1996a): Industrivejkskvarteret, Brøndby. Fase 4, skitseprojekt. Supplerende afværgeforanstaltninger.
Nellemann, Nielsen og Rauschenberger A/S, juni 1996.
- Københavns Amt (1996b): Teknisk baggrundsrapport for udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser i Regionplan 1997.
Miljø-serie, nr. 65, maj 1996.
- Lindeneg, Klavs (1993): *Prioritering og styring*.
Akademisk Forlag.
- Miljø- og Energiministeriet (1996): Betænkning om forurenede jord. Afgivet af Miljø- og Energiministeriets udvalg om nye regler for jordforureninger, den 1. marts 1996.
- Miljøstyrelsen (1992a): Generel branchevejledning for forurenede grunde.
Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 3 1992.
- Miljøstyrelsen (1992b): Prioritering af affaldsdepoter.
Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 7 1992.
- Miljøstyrelsen (1994): Danmarks grundvand og drikkevand.
Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 4 1994.

- Miljøstyrelsen (1995a): Dokumentationsrapport vedr. vurdering af økonomiske konsekvenser af nye regler for jordforureninger.
Miljøstyrelsen, december 1995.
- Miljøstyrelsen (1995b): Klassifikation af grundvandsressourcen.
Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 6 1995.
- Miljøstyrelsen (1995c): System til prioritering af punktkilder.
Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 19 1995.
- Miljøstyrelsen (1995d): Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser.
Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 4 1995.
- Miljøstyrelsen (1995e): "Vejledning" til brug ved amterne og Københavns og Frederiksberg Kommuner indberetning af data til Miljøstyrelsen vedrørende affaldsdepoter.
Miljøstyrelsen, 2. februar 1995.
- Miljøstyrelsen (1995f): Værdimåler for grundvandsressourcen.
Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 15 1995.
- Miljøstyrelsen (1995g): Økonomi på affaldsdepotområdet på basis af ROKA.
Internt notat, 21. september 1995.
- Møller, Flemming (1996): Værdisætning af miljøgoder.
Jurist- og Økonomforbundets Forlag.
- Sejerø Hansen, Jesper (1994): Vestsjællands Amt leder efter nålen i høstakken.
Artikel i NOAH-bladet, marts 1994.
- Udsen, Sanne (1987): Pengene eller miljøet! Om økonomiske konsekvensberegninger på miljøområdet.
Nordisk Ministerråd. Samfundslitteratur.
- Vestsjællands Amt (1997a): Affaldsdepoter, Indberetning 1996/1997.
- Vestsjællands Amt (1997b): Forslag til Regionplan 1997-2008.
Vestsjællands Amt, februar 1997.

Registreringsblad

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen
Strandgade 29, 1401 København K
telefon 32660100 telefax 32660479 <http://www.mst.dk>

Serietitel, nr.: Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 3/1999

Udgivelsesår: 1999

Titel:
Samfundsøkonomisk vurdering af afværgeforanstaltninger på forurenede lokaliteter

Undertitel:

Forfatter(e):
Nielsen, Pernille Bach; Nielsen, Jørgen Rahbæk

Udførende institution(er):
Center for Alternativ Samfundsanalyse

Resumé:

Emneord:
affaldsdepoter; økonomi; samfund; oprydning; prioritering;
økonomiske konsekvensberegninger; metodik;
beslutningsstøttesystemer

Andre oplysninger:

Md./år for redaktionens afslutning: januar 1999

Sideantal:

ISBN: 87-7909-582-8

ISSN: 0908-9195