



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder

Miljøprojekt nr. 1439, 2012

Teknologiprogrammet for jord- og
grundvandsforurening

Titel:

Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder

Redaktion:

Niels Døssing Overheu, Nina Tuxen, Orbicon
John Flyvbjerg, Region Hovedstaden
Philip J. Binning og Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2012

ISBN nr.

978-87-92903-40-2

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indholdsfortegnelse

FORORD	6
SAMMENFATNING	7
BAGGRUND OG FORMÅL.....	7
HÅNDBOGENS OPBYGNING.....	7
HÅNDBOGENS METODER.....	8
SUMMARY	9
BACKGROUND AND PURPOSE.....	9
STRUCTURE OF THE HANDBOOK.....	9
METHODS DESCRIBED IN THE HANDBOOK.....	10
1 INDLEDNING	11
1.1 BAGGRUND.....	11
1.2 FORMÅL.....	12
1.2.1 Risikobaseret prioritering kontra risikovurdering.....	12
1.3 OPBYGNING OG METODE.....	12
1.4 TJEKLISTE FOR UNDERSØGELSER OG PRIORITERING.....	14
2 PRIORITERINGENS FORMÅL OG PRINCIPPER	15
2.1 BAGGRUND – DEN OFFENTLIGE GRUNDVANDSBESKYTTENDE INDSATS.....	15
2.2 PRIORITERINGENS FORMÅL.....	16
2.2.1 Prioritering på regionalt niveau.....	16
2.2.2 Prioritering inden for et grundvandsopland.....	17
2.3 SAMMENHÆNG MELLEM DE TO TILGANGE.....	17
2.3.1 Interaktion mellem oplandsprioritering og regional prioritering.....	18
2.4 PRIORITERINGSPRINCIPPER.....	18
2.4.1 Forureningskoncentration og forureningsflux som centrale begreber.....	19
2.4.2 Håndtering af usikkerheder.....	21
2.5 INTRODUKTION TIL PRIORITERING MELLEM OMRÅDER.....	22
3 PRIORITERING PÅ REGIONALT NIVEAU	24
3.1 OVERORDNEDE TILGANGE TIL REGIONAL PRIORITERING.....	24
3.2 GEOGRAFISK OMRÅDE FOR PRIORITERING.....	25
3.3 PRIORITERINGSMETODE.....	26
3.3.1 Praktisk anvendelse af prioriteringsmetoden.....	26
3.3.2 Forureningsflux som prioriteringsparameter.....	27
3.3.3 Vurdering af parameterantal og usikkerheder.....	27
3.4 PRIORITERING PÅ FORSKELLIGE VIDENSNIVEAUER.....	27
3.4.1 Prioritering af lokaliteter til historisk gennemgang.....	27
3.4.2 Prioritering af V1-kortlagte lokaliteter til indledende undersøgelse.....	28
3.4.3 Prioritering af V2-kortlagte lokaliteter til videregående undersøgelse.....	30
3.4.4 Prioritering af V2-lokaliteter med videregående undersøgelse til afværge... 32	
3.5 FORMIDLING OG ANVENDELSE AF PRIORITERINGSRESULTAT.....	32
4 PRIORITERING INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPLAND	33
4.1 PRIORITERINGENS FOKUS.....	34
4.2 DEFINITION AF GRUNDVANDSOPLANDET.....	34
4.2.1 Fokus på grundvandsressourcen.....	34
4.2.2 Fokus på en konkret indvinding.....	34
4.3 STATUS FOR GRUNDVANDSOPLANDET.....	35
4.4 BRUTTOLISTE FOR OPLANDSANALYSE.....	39
4.5 UDVÆLGELSESKRITERIER.....	39
4.6 YDERLIGERE SCREENING AF LOKALITETSANTAL.....	40
4.6.1 Screening ud fra risikoscorer.....	40
4.6.2 Manuel screening.....	41

4.7	VALG AF FLUXBEREGNINGSMETODE.....	42
4.7.1	<i>Nettofluxvurderinger for lokaliteter med aktiv afværge.....</i>	44
4.8	HÅNDTERING AF USIKKERHEDER.....	44
4.8.1	<i>Lokalskala usikkerhed.....</i>	44
4.8.2	<i>Oplandsskala usikkerhed.....</i>	44
4.9	KONSEKVENSVURDERING.....	45
4.9.1	<i>Konsekvensvurdering i forhold til grundvandsressourcen.....</i>	45
4.9.2	<i>Konsekvensvurdering i forhold til en konkret vandindvinding.....</i>	45
4.10	PRIORITERINGSMETODE.....	50
4.10.1	<i>Prioritering ved stationære beregninger.....</i>	50
4.10.2	<i>Prioritering ved dynamisk fluxberegningss metode.....</i>	53
4.11	DATA, DATAKILDER OG DATAKVALITET.....	53
4.12	ILLUSTRATION VIA CASES.....	56
4.12.1	<i>Case 1: Grundvandsområdet Børkop-Kongsted-Follerup.....</i>	56
4.12.2	<i>Case 2: Kortlægningsområde 2bc (Mølleå og Bagsværd).....</i>	57
5	VISUALISERING OG ANVENDELSE.....	59
5.1	VISUALISERING OG ANVENDELSE AF REGIONAL PRIORITERING.....	59
5.2	VISUALISERING AF PRIORITERING INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPPLAND.....	60
5.2.1	<i>Grundvandsopland og status.....</i>	60
5.2.2	<i>Udvælgelseskræterier og eventuel yderligere screening.....</i>	60
5.2.3	<i>Flux- og koncentrationsberegninger og lokalskala usikkerhed.....</i>	61
5.2.4	<i>Oplandsskala usikkerhed.....</i>	64
5.2.5	<i>Konsekvensberegning og prioritering.....</i>	64
5.2.6	<i>Anvendelse af prioritering inden for et grundvandsopland.....</i>	65
5.3	INTERAKTION MELLEM OPLANDSPRIORITERING OG REGIONAL PRIORITERING.....	65
6	AFRUNDING.....	66
7	REFERENCELISTE.....	67
	APPENDIKS A. BRANCHE- OG STOFRELATEREDE RISICI.....	70
	APPENDIKS B. DATAKILDER.....	72
	APPENDIKS C. TJEKLISTE VED UNDERSØGELSER OG PRIORITERING.....	75
	APPENDIKS D. METODER TIL FLUXBEREGNING.....	78
	D.1 STATIONÆR FLUXBEREGNING.....	78
	D.1.1 <i>Særlige tilfælde.....</i>	78
	D.1.2 <i>Normalisering af fluxbidrag.....</i>	79
	D.2 DYNAMISK FLUXBEREGNING.....	79
	APPENDIKS E. CASES.....	81
	E.1 RISIKOVURDERING AF PUNKTKILDER I GRUNDVANDSOMRÅDET BØRKOP-KONGSTED-FOLLERUP.....	81
	E.1.1 <i>Formål og fokus.....</i>	81
	E.1.2 <i>Definition af grundvandsoplandet.....</i>	81
	E.1.3 <i>Status og bruttoliste af lokaliteter.....</i>	82
	E.1.4 <i>Udvælgelseskræterier.....</i>	84
	E.1.5 <i>Yderligere screening af lokalitetsantal.....</i>	85
	E.1.6 <i>Fluxberegninger.....</i>	85
	E.1.7 <i>Håndtering af usikkerheder.....</i>	86
	E.1.8 <i>Konsekvensvurdering.....</i>	86
	E.1.9 <i>Risikovurdering og prioritering.....</i>	88
	E.2 OPLANDSSKALA RISIKOVURDERING AF PUNKTKILDER I OMRÅDE 2BC.....	89
	E.2.1 <i>Formål og fokus.....</i>	89
	E.2.2 <i>Definition af grundvandsoplandet.....</i>	89
	E.2.3 <i>Status og bruttoliste af lokaliteter.....</i>	90
	E.2.4 <i>Udvælgelseskræterier og yderligere screening.....</i>	91
	E.2.5 <i>Fluxberegninger.....</i>	92
	E.2.6 <i>Håndtering af usikkerheder.....</i>	92
	E.2.7 <i>Konsekvensvurdering.....</i>	93
	E.2.8 <i>Risikovurdering og prioritering.....</i>	95

Forord

Denne håndbog er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologi-program for jord- og grundvandsforurening. Region Hovedstaden er bygherre for projektet, som er finansieret af Miljøstyrelsen.

Motivationen for arbejdet er, at der i et udredningsprojekt vedrørende risikovurderings- og prioriteringsværktøjer for grundvandstruende forureninger blev identificeret et behov for en håndbog for, hvordan risikobaseret prioritering af punktkilder inden for et større geografisk område gribes an (Miljøstyrelsen, 2011b).

Håndbogen og dens retningslinjer er målrettet regionerne og deres behov for prioritering af den grundvandsrettede indsats, men de beskrevne metoder kan også være til gavn for andre aktører på grundvandsområdet, herunder i Naturstyrelsens kortlægningsarbejde samt i kommuner og vandselskabers indsatsplanarbejde.

Projektet er udført med Orbicon som bygherrerådgiver, og DTU Miljø (Philip J. Binning og Poul L. Bjerg) har foretaget teknisk faglig kvalitetssikring. Hanne Møller Jensen fra Region Sjælland har bidraget til en introduktion til prioritering mellem områder i afsnit 2.5, mens Jørn K. Pedersen og Ida H. Olesen fra Region Syddanmark har bidraget til en gennemgang af ikke-kortlagte potentielle punktkilder i boks 4.1.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Jens Aabling, Miljøstyrelsen, Jord og Affald
- John Flyvbjerg, Region Hovedstaden
- Poul L. Bjerg og Philip J. Binning, DTU Miljø
- Nina Tuxen og Niels Døssing Overheu, Orbicon

For at sikre, at projektet fører til en håndbog, som er nyttig og praktisk anvendelig i prioriteringsarbejdet, blev der i juni 2011 afholdt en workshop med deltagelse af styregruppen og følgende bredt sammensatte faglige følgegrupper:

- Carsten Bagge Jensen og Henrik Østergaard, Region Hovedstaden
- Karsten M. Andersen, Region Midtjylland
- Henrik Nordtorp, Region Nordjylland
- Hanne Møller Jensen, Region Sjælland
- Ida Holm Olesen, Region Syddanmark
- Christian Andersen, Videncenter for Jordforurening
- Jens Asger Andersen, Naturstyrelsen Roskilde

Formålet med workshoppen var at sikre, at det efterfølgende arbejde med håndbogen tog udgangspunkt i regionernes og Naturstyrelsens praksis for prioritering af grundvandstruende punktkilder samt regionernes og Naturstyrelsens konkrete ønsker til indholdet af håndbogen.

I denne håndbog henvises ofte til en række centrale begreber (markeret i teksten med Arial skrift). I appendiks F er forklaret hvad begreberne dækker.

Sammenfatning

BAGGRUND OG FORMÅL

Det er regionernes opgave at opspore og fjerne de forureninger som:

1. Udgør en risiko overfor det grundvand, der bruges eller kan bruges til drikkevand, og/eller
2. Udgør en risiko for menneskers sundhed – enten fordi forureningen påvirker indeklimaet i f.eks. en bolig eller udgør en risiko ved kontakt med den forurenede jord

På grund af det store antal lokaliteter med jordforurening må regionerne prioritere indsatsen, således at de økonomiske ressourcer, som er til rådighed til opgaven, hele tiden målrettes mod de lokaliteter, som vurderes at udgøre den største risiko. Den overordnede strategi er således at tage de værste forurenninger først.

Ved prioritering af grundvandstruende lokaliteter gør det specielle forhold sig gældende, at der som oftest er mange lokaliteter (punktkilder), som udgør en risiko for den samme grundvandsressource – f.eks. inden for det samme grundvandsopland. Det er således afgørende, at der i forbindelse med prioriteringen ikke alene skabes et overblik over, hvilke lokaliteter, som udgør den største risiko, men også hvordan de lokaliteter, der udgør en mindre risiko, kan påvirke kvaliteten af den samlede grundvandsressource. Hvis der ikke i videst muligt omfang etableres dette vigtige overblik over det samlede risikobillede for grundvandsressourcen, risikerer man, at investeringerne i dyre oprensningsprojekter ikke har den ønskede effekt.

Formålet med denne håndbog er at guide brugeren igennem de trin, der måtte optræde i en risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder, hvad enten prioriteringen udføres på regionalt niveau eller inden for nærmere definerede grundvandsoplande.

Håndbogen kan hjælpe brugeren til at skræddersy en prioriteringsmodel, der passer til den aktuelle problematik og datamængde.

HÅNDBOGENS OPBYGNING

Målsætningen har været at formulere en relativt kort og konkret prioriteringshåndbog, der kan fungere som inspirationskatalog. Det vil sige, at brugeren af håndbogen kan slå op på de afsnit, som er relevante for den aktuelle prioriteringsproblemstilling og finde retningslinjer til løsning af problemstillingen.

Håndbogen introducerer to overordnede tilgange til risikobaseret prioritering:

- Prioritering på regionalt niveau, hvor formålet er at prioritere lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område (f.eks. en hel region) på tværs af vandoplande, dvs. uden hensyntagen til det enkelte grundvandsopland.
- Prioritering inden for et grundvandsopland, hvor behovet er at skabe overblik og prioritere indsatser i relation til nuværende eller fremtidige

trusler overfor en grundvandsressource eller en eller flere specifikke indvindinger.

De to tilgange er gennemgået i hver sit kapitel, som udgør hovedparten af håndbogens tekst. I et afsluttende kapitel samles op med anbefalinger til visualiseringer og anvendelse af resultaterne.

Håndbogen er understøttet af en række appendikser med baggrundoplysninger, case-eksempler og en liste med forklaring af centrale ord og termer.

HÅNDBOGENS METODER

De anbefalede prioriteringsmetoder følger generelt principperne i prioriteringssystemet GISP, som tidligere er udviklet af regionerne (Danske Regioner, 2007). GISP bygger på principperne i den amerikanske kategoriseringsmetode DRASTIC (US EPA, 1987). Der er tale om en simpel pointbaseret prioriteringsmetode, som er bygget op omkring vægtning af en række tilpassede parametre.

For at en prioritering af lokaliteter kan være baseret på risiko, må systematiske vurderinger af de potentielle risici fra hver lokalitet indgå som en del af prioriteringskriterierne. Dette kræver en sammenligning af potentielle forureningsbidrag fra enkeltkilderne, og i denne henseende er både forurenings*koncentrationer* og forurenings*fluxe* fra hver punktkilde nyttige størrelser.

Vurdering af forureningsfluxe er således et centralt emne i håndbogen, og der introduceres to overordnede fluxberegningemetoder; en simpel og en mere detaljeret metode. Den simple metode bygger på en enkel, stationær udvaskningsberegning baseret på forureningskildens areal og koncentration samt nettonedbøren. I den detaljerede metode regnes en tidsvarierende udvaskning ud fra bl.a. massebalance for forureningen i kildeområdet.

Ud over de forskellige fluxberegningemetoder er det i hele taget tilstræbt, at der i beregninger og øvrig dataanvendelse er mulighed for at vælge mellem forskellige detaljeringsgrader, således at prioriteringen ikke ”strander” som følge af datamangel eller for højt kompleksitetsniveau. Således spænder værktøjskassen fra simple vurderinger til komplekse beregninger på store datasæt, som kan tages i anvendelse i det omfang den pågældende prioritering fordrer det.

Summary

BACKGROUND AND PURPOSE

The Danish Regions are responsible for locating and remediating contaminated sites which:

1. Pose a risk towards groundwater resources suitable for use as drinking water and/or
2. Pose a human health hazard - either because of an impact on indoor climate or through contact with contaminated soil.

There is a large number of contaminated sites and the regions must prioritise their efforts so that the available economic resources are targeted toward those sites which have been assessed to pose the largest risk. The overall strategy is to prioritise the most contaminated sites first.

When prioritising contaminated sites, it is often the case that many sites pose a risk towards the same ground water resource. When prioritising it is therefore crucial to obtain an overview of not only the most hazardous sites, but also how the less hazardous sites contribute to the overall impact on the quality of the ground water resource. If such a comprehensive overview is not obtained, then there is a risk that investments in expensive remediation projects will not produce the desired results.

The purpose of this handbook is to guide the user through the steps in a risk-based prioritisation of point sources threatening groundwater. It provides guidance on prioritisation both in an administratively defined area such as one of the Danish Regions, and prioritisation within the bounds of a specified groundwater catchment.

The handbook describes a flexible prioritisation procedure which can be tailored to suit a given problem and the available data.

STRUCTURE OF THE HANDBOOK

This handbook is aimed to be a short and specialised guide. It is organised so that the reader can pick the type of prioritisation problem and then find guidelines for its solution.

The handbook introduces two general approaches to risk-based prioritisation:

- Prioritisation at regional scale, where the purpose is to prioritise a group of sites (e.g. classified by the same knowledge level) within a large geographical area that is not based on groundwater catchment boundaries (such as an entire Danish Region).
- Prioritisation within a groundwater catchment, where the purpose is to gain overview and prioritise actions to address present or future threats to a groundwater resource or one or more groundwater wells.

The two approaches are treated in separate chapters, which together comprise the main body of the handbook. The final chapter provides recommendations on the graphical presentation and use of the results.

The handbook includes a number of appendices providing background information, case-examples and a list of terms and definitions.

METHODS DESCRIBED IN THE HANDBOOK

The recommended prioritisation methods are based on the Danish Region's GISP prioritisation system (Danske Regioner, 2007), which is similar to the DRASTIC categorisation system of the US EPA (US EPA, 1987). It is a simple score-based system employing a weighted set of customised parameters.

In order for a prioritisation to be based on risk, the prioritisation criteria must be based on a systematic assessment of the potential risk of each site. This requires comparison of potential contaminant loads from each site. To describe these loads it is useful to determine both contaminant *concentrations* and the *mass discharges* leaching from each site.

Two mass discharge calculation methods of different levels of complexity are described in the handbook. The simple method calculates a steady state mass discharge based on the area, mean concentration of the contaminant source and the net infiltration. The more complex method calculates a time-dependent mass discharge based on a mass balance for the contaminant source zone.

A general aim of the handbook is to allow for different levels of detail in both calculations and required data in order to prevent the prioritisation from foundering because of lack of data or too high complexity. Thus, the handbook "tool box" contains a range of methods from simple assessments to complex calculations on large data sets. The handbook provides guidance on how to select the appropriate prioritisation methods.

1 Indledning

1.1 BAGGRUND

På landsplan er der kortlagt ca. 27.000 lokaliteter, hvor der enten er konstateret jordforurening (ca. 14.000 lokaliteter), eller hvor der er begrundet mistanke om jordforurening på baggrund af de historiske oplysninger (ca. 13.000 lokaliteter) (Miljøstyrelsen, 2011a). Der kortlægges løbende flere lokaliteter i forbindelse med regionernes systematiske opsporing og undersøgelse af jordforureninger og når der eksempelvis træffes forurening i forbindelse med bygge- og anlægsarbejder. Regionerne vurderer, at ca. 60 % af de kortlagte lokaliteter er omfattet af den offentligt finansierede indsats vedr. undersøgelse og oprydning af jordforureninger.

Det er regionernes opgave at opspore og fjerne de forureninger som:

1. Udgør en risiko overfor det grundvand, der bruges eller kan bruges til drikkevand, og/eller
2. Udgør en risiko for menneskers sundhed – enten fordi forureningen påvirker indeklimaet i f.eks. en bolig eller udgør en risiko ved kontakt med den forurenede jord

På grund af det store antal lokaliteter med jordforurening må regionerne prioritere indsatsen, således at de økonomiske ressourcer, som er til rådighed til opgaven, hele tiden målrettes mod de lokaliteter, som vurderes at udgøre den største risiko. Den overordnede strategi er således at tage de værste forurenninger først.

Denne håndbog omhandler prioritering af lokaliteter, som udgør en risiko overfor grundvandet. Prioritering af lokaliteter, som udgør en risiko for menneskers sundhed (pkt. 2 ovenfor) er ikke omfattet af håndbogen (for prioritering af sådanne lokaliteter henvises til en udredning fra Videncenter for Jordforurening (2010)).

Ved prioritering af grundvandstruende lokaliteter, gør det specielle forhold sig gældende, at der som oftest er mange lokaliteter (punktkilder), som udgør en risiko for den samme grundvandsressource – f.eks. inden for det samme grundvandsopland. Det er således afgørende, at der i forbindelse med prioriteringen ikke alene skabes et overblik over, hvilke lokaliteter, som udgør den største risiko, men også hvordan de lokaliteter, der udgør en mindre risiko, kan påvirke kvaliteten af den samlede grundvandsressource. Hvis der ikke i videst muligt omfang etableres dette vigtige overblik over det samlede risikobillede for grundvandsressourcen, risikerer man, at investeringerne i dyre oprensningsprojekter ikke har den ønskede effekt.

Danske miljømyndigheder (regionerne og Naturstyrelsen) samt enkelte vandselskaber har gennem de senere år afprøvet forskellige metoder til risikobaseret prioritering, som kan fungere som beslutningsstøtte for prioritering af den videre indsats. Erfaringerne fra disse er opsamlet i et Teknologiuudviklingsprojekt under Miljøstyrelsen i løbet af 2010 (Miljøstyrelsen, 2011b).

1.2 FORMÅL

Det mest grundlæggende behov i forhold til det videre arbejde blev i Miljøstyrelsen (2011b) identificeret til, at der blev udarbejdet en håndbog for, hvorledes en risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder udføres.

Formålet med denne håndbog er således at guide brugeren igennem de trin, der måtte optræde i en risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder, hvad enten prioriteringen udføres på regionalt niveau eller inden for nærmere definerede grundvandsoplande.

Håndbogen kan hjælpe brugeren til at skræddersy en prioriteringsmodel, der passer til den aktuelle problematik og datamængde. Håndbogen giver derfor valgmuligheder og til- og fravalg, samtidigt med at den systematiske tilgang bibeholdes.

Prioriteringshåndbogen har ikke status af en officiel vejledning, som skal følges i forbindelse med regionernes prioritering. Der er tale om et inspirationskatalog med forslag til en struktureret fremgangsmåde for prioriteringen af grundvandstruende forureninger, som samtidig kan anvendes til en systematisk dokumentation af prioriteringsarbejdet.

1.2.1 Risikobaseret prioritering kontra risikovurdering

Regionernes prioritering gennemføres normalt udelukkende for lokaliteter som er vurderet at kunne udgøre en risiko på basis af de oplysninger, som er tilgængelige på de enkelte vidensniveauer. Prioriteringen skal således afgøre i hvilken rækkefølge lokaliteter, som udgør en risiko, skal undersøges videre eller afværages, således at de lokaliteter, som udgør den største risiko, tages først.

Ved risikobaseret prioritering anvendes risikoberegninger og usikkerhedsvurderinger til at skabe overblik over risikobilledet i et område og fungerer dermed som beslutningsstøtte for prioritering af den videre indsats.

Det primære formål med risikobaseret prioritering er således ikke at udføre konkrete risikovurderinger for hver lokalitet. Hertil er lokalskala-risikovurderingsværktøjer tilpasset den enkelte lokalitet og dens vidensniveau (herunder JAGG) bedre egnet. Det er dog langt hen ad vejen den samme konceptuelle beskrivelse og dataindsamling for den enkelte lokalitet, der er nødvendig i lokalskala-risikovurderingen og i den risikobaserede prioritering.

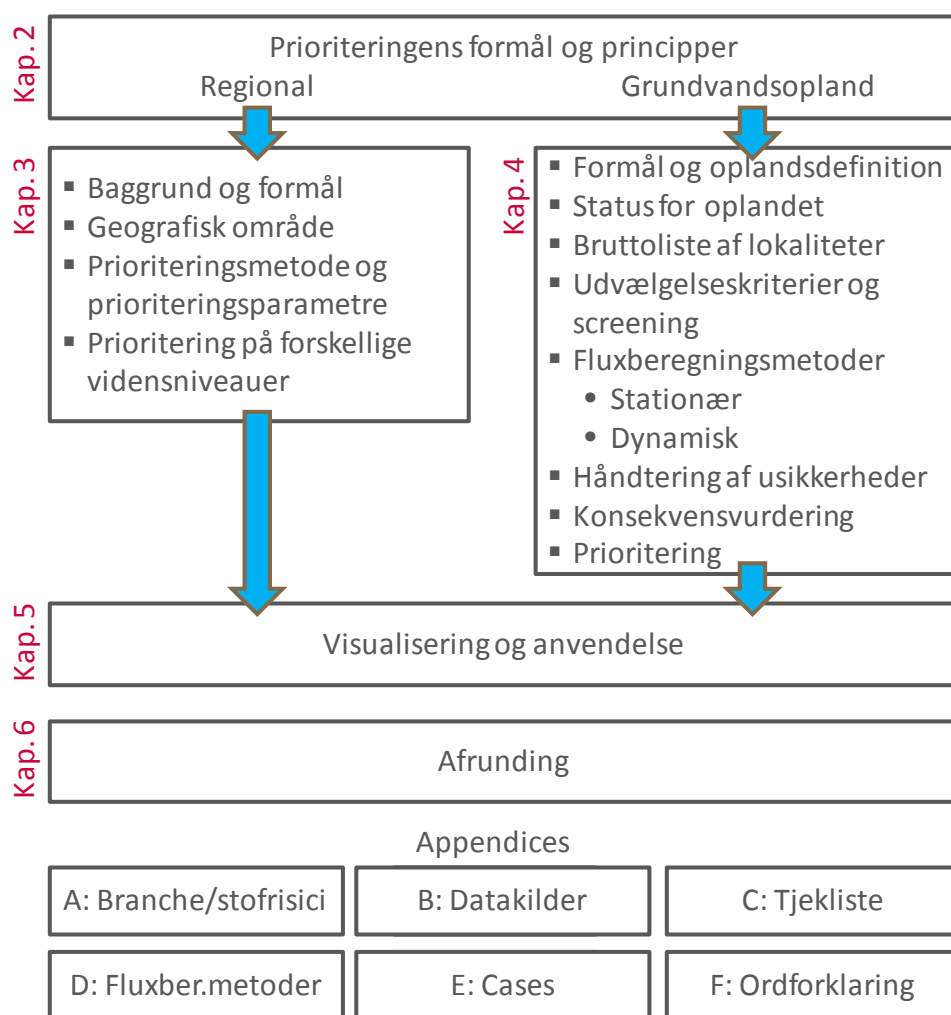
1.3 OPBYGNING OG METODE

Målsætningen har været at formulere en relativt kort og konkret prioriteringshåndbog, der kan fungere som inspirationskatalog. Det vil sige, at brugeren af håndbogen skal kunne slå op på de afsnit, som er relevante for den aktuelle prioriteringsproblemstilling og finde retningslinjer til løsning af problemstillingen.

Det forholdsvist korte format gør, at håndbogen ikke går i dybden med baggrundsinformationer, men i stedet henviser til den bagvedliggende dokumentation. For en nærmere gennemgang af behov og erfaringer med de risikobaserede prioriteringsmetoder henvises generelt til Miljøstyrelsens udredningsprojekt om dette emne (Miljøstyrelsen, 2011b).

Den overordnede opbygning af håndbogen er vist i Figur 1.1. Kapitel 2 indeholder en kort introduktion til to overordnede tilgange til prioritering og gennemgår nogle overordnede principper for den risikobaserede prioritering. De to tilgange er gennemgået i hver sit kapitel, som udgør hovedparten af håndbogens tekst (hhv. kapitel 3 og 4). I kapitel 5 samles op med anbefalinger til visualiseringer og anvendelse af resultaterne, og i kapitel 6 rundes arbejdet af.

Håndbogen er understøttet af en række appendikser med baggrundsoplysninger og case-eksempler. Endvidere findes et appendiks (F), der definerer centrale ord og termer. Disse er i håndbogens tekst markeret med Arial skrift.



FIGUR 1.1 FLOWDIAGRAM FOR ANVENDELSE AF HÅNDBOGEN.

De anbefalede prioriteringsmetoder følger generelt principperne i prioriteringssystemet GISP, som tidligere er udviklet af regionerne (Danske Regioner, 2007). GISP bygger på principperne i den amerikanske kategoriseringsmetode DRASTIC (US EPA, 1987). Der er tale om en simpel pointbaseret prioriteringsmetode, som er bygget op omkring vægning af en række tilpassede parametre, som hver især giver et mål for risikoen på den aktuelle lokalitet. Variationsbredden for hver parameter inddeles i fagligt begrundede intervaller, der hver især tildeles point i forhold til at udtrykke risikoen ved den pågældende parameter. Hver parameter er desuden tildelt en vægt, således at parametrene kan vægtes mod hinanden. En fordel ved metoden er, at det er muligt at skræddersy en prioritering i forhold til nogle givne rammer og problemstillinger. En ulempe er, at det med mange variable kan være svært at overskue, hvad der betyder noget for resultatet. Derfor er det vigtigt dels lø-

bende at dokumentere parametervalg og -vægte samt at holde sig for øje, at inddragelse af flere parametre potentielt øger usikkerheden på det samlede resultat. De enkelte parametre bør således kun tages med i prioriteringen, hvis man har pålidelige data om dem.

I beregninger og øvrig dataanvendelse er der mulighed for at vælge mellem forskellige detaljeringsgrader, således at prioriteringen ikke ”strander” som følge af datamangel eller for højt kompleksitetsniveau. Således spænder værktøjskassen fra simple vurderinger til komplekse beregninger på store datasæt, som kan tages i anvendelse i det omfang den pågældende indsats fordrer det.

I prioriteringsarbejdet fungerer et regneark eller en database som gennemgående ”resultatopsamler”, som dels anvendes til dokumentation af processen og som hjælp til overbliksskabelse via tabeller og visualiseringer. Der er tale om en dynamisk liste, som kan opdateres når en prioritering skal gentages – f.eks. når der er indkommet nye oplysninger om nogle lokaliteter eller om nogle overordnede temaer og når næste års arbejdsplan skal laves.

Det skal bemærkes, at den risikobaserede prioritering og risikoanalyser på større skala er et aktivt forskningsområde, og der findes endnu ikke en europæisk konsensus for, hvorledes dette bør udføres. De beskrevne metoder i denne håndbog er blevet afprøvet i varierende grad i pilotprojekter og repræsenterer de mest afprøvede prioriteringsmetoder i dansk administrativ sammenhæng, men har endnu ikke været implementeret systematisk. Håndbogens metoder skal derfor tages som et sæt af retningslinjer samt en status for (og et bidrag til) den aktuelle udvikling på området.

1.4 TJEKLISTE FOR UNDERSØGELSER OG PRIORITERING

En af hensigterne med håndbogen er at kunne udnytte eksisterende data på nye måder, og ikke at skabe unødigt merarbejde i forhold det der hidtidigt er gjort. Der vil oftest være et stort overlap ift. dataindsamling og konceptuel beskrivelse for den enkelte lokalitet, som i forvejen skal laves i den lokalskala-risikovurdering, som skal udføres for hver lokalitet ifm. forureningsundersøgelser.

Vi lægger i håndbogen op til, at denne dataindsamling systematiseres, således at det sikres, at dataene er tilgængelige for lokalskala risikovurdering og prioritering inden for et større område. Derfor er der sammen med håndbogen udarbejdet en kort regnearksbaseret tjekliste med de nødvendige informationer, der bør udfyldes (og vedligeholdes) for hver lokalitet. I appendiks C findes en papirkopi af tjeklisten.

2 Prioriteringens formål og principper

2.1 BAGGRUND – DEN OFFENTLIGE GRUNDVANDSBESKYTTENDE INDSATS

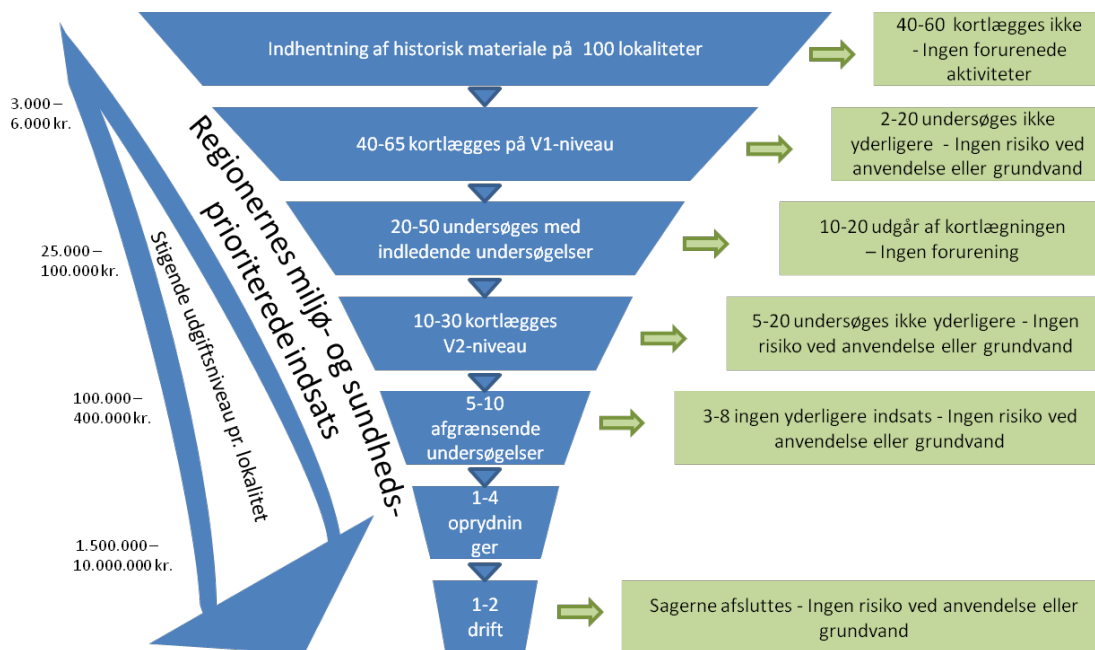
Regionerne udfører den offentligt finansierede indsats på forurenede grunde i henhold til jordforureningsloven i form af kortlægning, undersøgelser og oprensninger på forurenede grunde. I relation til den grundvandsbeskyttende indsats skal regionerne prioritere indsatsen på de arealer, hvor der er jordforurening, der kan have skadelig virkning på:

- Grundvandet inden for områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD)
- Grundvandet i indvindingsoplande for almene vandforsyningsanlæg uden for OSD

Faserne i den offentlige indsats

Regionernes indsats i forhold til at opspore og oprense forureninger indeholder typisk følgende faser (se også Figur 2.1):

- Først indsamles historiske oplysninger om aktiviteter, som kan være årsag til jordforurening. Er der på dette grundlag mistanke om forurening på lokaliteten, bliver den kortlagt på vidensniveau 1 (V1).
- Derefter gennemføres en indledende forureningsundersøgelse på lokaliteten for at be- eller afkræfte, om der rent faktisk er forurennet. Hvis der påvises forurening, bliver lokaliteten kortlagt på vidensniveau 2 (V2).
- Den næste fase kan være videregående forureningsundersøgelser med det formål at beskrive og afgrænse forureningen i et omfang, så der kan gennemføres en detaljeret risikovurdering.
- Derefter vil der blive gennemført oprensninger på de lokaliteter, som udgør en risiko, startende med de lokaliteter, som udgør den største risiko. En oprensning kan indebære, at der installeres et afværgeanlæg (f.eks. en afværgepumpning), der fremadrettet skal sikre, at en eventuel restforurening efter oprensningen ikke udgør en risiko.



FIGUR 2.1: FASERNE I REGIONERNES INDSATS FOR AT OPSPORE, UNDERSØGE OG OPRENSE FORURENEDE LOKALITETER. I FIGUREN ER MED UDGANGSPUNKT I 100 LOKALITETER ANGI- VET ERFARINGSTAL FOR, HVOR MANGE LOKALITETER, SOM TYPISK GÅR VIDERE TIL NÆSTE FASE. I HVER FASE ER BESLUTNINGERNE OM, HVILKE LOKALITETER, SOM SKAL GÅ VIDERE TIL NÆSTE FASE, BASERET PÅ RISIKOVURDERINGER. I FORBINDELSE MED AFVIKLINGEN AF UNDERSØGELSER M.V. I HVER FASE GENNEMFØRES DER EN PRIORITERING. TALLENE BYG- GER PÅ REGIONERNES INDBERETNING TIL DEPOTRÅDET (MILJØSTYRELSEN, 2010B)

Som det fremgår af Figur 2.1, er det erfaringsmæssigt kun en lille andel af de kortlagte lokaliteter, hvor der er behov for en oprensning. På de fleste lokalite- ter er der ingen risiko eller risikoen så lille, at det ikke er nødvendigt at rense forureningen op. Det kan dog være nødvendigt at overvåge forureningen for at være sikker på, at den ikke spredt sig – og for at kunne gribe ind i tide, hvis det mod forventning skulle ske.

Inden for hver af de beskrevne faser er det nødvendigt med en prioritering af lokaliteterne. Den konkrete vurdering af risikoen fra en forurening er afgøren- de for, hvor hurtigt regionerne prioriterer forureningen videre til den næste fase. Der kan således gå mange år fra en forurennet lokalitet bliver kortlagt, til den bliver undersøgt nærmere og eventuelt renses op.

2.2 PRIORITERINGENS FORMÅL

Første trin i prioriteringen af en mængde grundvandstruende lokaliteter består i tydeligt at gøre sig klart, hvad det overordnede formål med prioriteringen er, da dette valg har stor betydning for, hvilke dele af prioriterings-værktøjs- kassen, der er relevante. Regionernes behov og strategi for prioritering er for- skellige, og derfor beskriver håndbogen to overordnede tilgange til risikobaseret prioritering. De to tilgange introduceres i det følgende, hvorefter de behandles grundigere i de to følgende kapitler.

2.2.1 Prioritering på regionalt niveau

Regionerne har behov for løbende at kunne foretage en risikobaseret prioritering af alle kortlagte lokaliteter inden for regionen. Denne prioritering foretages typisk samlet for lokaliteter på samme vidensniveau – bl.a. for at understøtte

afviklingen af indsatsen inden for de forskellige faser. Der skal således foretages:

- Prioritering af V1-kortlagte lokaliteter til indledende undersøgelse
- Prioritering af V2-kortlagte lokaliteter, som har været igennem den indledende undersøgelse, til videregående undersøgelser
- Prioritering af velundersøgte lokaliteter, der udgør en risiko, til afværge

Der er således behov for at prioritere lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område (f.eks. en hel region) på tværs af grundvandsoplande.

Prioritering på regionalt niveau skal således kunne svare på spørgsmålet:

”Hvordan skal vi – ud fra en overordnet risikomæssig betragtning – prioritere den videre indsats på denne mængde lokaliteter på dette vidensniveau?”

Prioritering på regionalt niveau behandles i kapitel 3.

2.2.2 Prioritering inden for et grundvandsopland

Regionerne har også behov for at kunne prioritere inden for mindre geografiske områder end hele regionen. Formålet med denne fremgangsmåde for prioritering er typisk at skabe et overblik over den samlede risiko inden for grundvandsoplandet og hvordan de enkelte punktkilder inden for oplandet bidrager til denne.

Termen ”grundvandsopland” kan dække bredt afhængigt af det aktuelle formål, men vil typisk være en hydrologisk eller administrativt afgrænset enhed, såsom et indvindingsopland, et OSD-område eller et grundvandskortlægningsområde.

Prioritering inden for et grundvandsopland skal således svare på spørgsmålet:

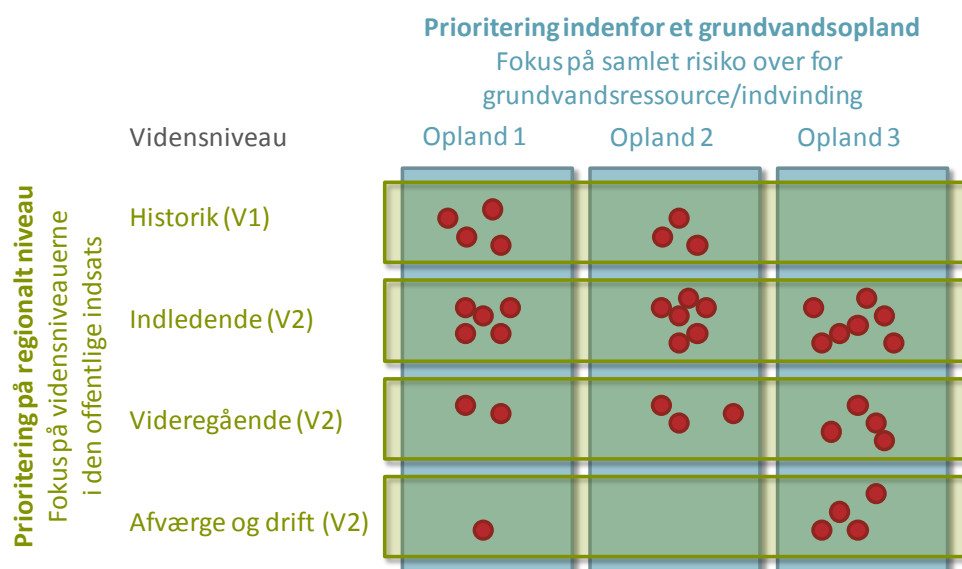
”I hvilken rækkefølge bør der på baggrund af det samlede risikobillede for grundvandsoplandet sættes ind over for én eller flere forureningskilder, hvis grundvandskvaliteten skal bevares nu og i fremtiden?”

Prioritering inden for et grundvandsopland behandles i kapitel 4.

2.3 SAMMENHÆNG MELLEM DE TO TILGANGE

I Figur 2.2 er skitseret den overordnede sammenhæng mellem de to tilgange til prioritering.

Valget af prioriteringstilgang (eller eventuel kombination heraf) foretages af regionen ud fra de aktuelle behov og udfordringer den måtte have i forhold til prioritering.



FIGUR 2.2 SKITSE AF DEN OVERORDNEDE SMMENHÆNG MELLEM PRIORITERING AF GRUNDVANDSTRUENDE FORURENINGER HHV. PÅ REGIONALT NIVEAU OG INDEN FOR KONKRETE GRUNDVANDSOPLANDE. DE RØDE CIRKLER INDIKERER FORURENEDE LOKALITETER. DISSE KAN ENTEN PRIORITERES I FORHOLD ANDRE LOKALITETER PÅ SAMME VIDENS-NIVEAU PÅ REGIONALT NIVEAU (DE GRØNNE RÆKKER) ELLER I FORHOLD TIL DE ØVRIGE LOKALITETER INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPLAND (DE BLÅ SØJLER).

2.3.1 Interaktion mellem oplandsprioritering og regional prioritering

Hvis en regionen arbejder med prioritering både på regionalt niveau og oplandsniveau bør det sikres, at de resultater, der opnås i det ene prioriteringsniveau så vidt muligt bruges i det andet, således at dobbeltarbejde undgås.

Dette kræver, at data/oplysninger kan håndteres samlet (evt. i et GIS-miljø) og at dette gennemføres i alle relevante oplande og på et samlet regionalt niveau.

Såfremt regionernes overordnede prioriteringsværktøj GISP implementeres på det regionale niveau, er det teknisk muligt at overføre oplysninger fra regionalt niveau til grundvandsoplandsniveau og vice versa. F.eks. kan basisdata overføres fra det regionale niveau til grundvandsoplandsniveau, mens resultater af detaljerede fluxberegninger i et grundvandsopland kan føres tilbage til den regionale GISP-database. For de fleste regioners vedkommende skal der imidlertid gennemføres en datavask af bl.a. de data i regionernes jordforureningsdatabaser, som indgår som prioriteringsparametre i GISP.

2.4 PRIORITERINGSPRINCIPPER

Traditionelt anvendes en række forskellige parametre til at systematisere prioriteringen, hvoraf en række er oplistet i Tabel 2.1.

TABEL 2.1 OVERORDNEDE PRIORITERINGSPARAMETRE.

Parameter	Relevans i forhold til prioritering
Beliggenhed ift. administrative områder	Lokaliteter i OSD-områder og indvindingsopland til almen vandindvinding prioriteres højest
Forureningsstof	Forskellige stoffer udgør erfaringsmæssigt forskellige grader af trusler mod grundvandet
Forureningskoncentration i kildeområde eller i grundvandszonen	Information om påvirkningen af grundvandsressourcen
Forureningsflux fra kildeområde	Information om forureningsbelastning af grundvandsressourcen eller almene vandindvindinger
Usikkerhed på forureningsniveau	Lokaliteter med høj tilknyttet usikkerhed kan prioriteres højt eller lavt, alt efter behov. Nogle regioner prioriterer de usikre lokaliteter højt, for at skaffe det bedst mulige undersøgelsesgrundlag inden beslutning om afværge. Andre prioriterer velundersøgte lokaliteter højt for hurtigt at kunne føre disse videre til evt. afværgeprojekt.
Afstand fra drikkevandsboringer	Generelt lavere risiko og længere handlings-tidsramme for lokaliteter langt fra eksisterende indvinding, og dermed lavere prioritet
Tykkelse af lerdæklag	Generelt lavere risiko og længere handlings-tidsramme i områder med tykke, horisontalt udbredte lerlag, og dermed lavere prioritet

Regionerne har afhængigt af individuelle behov og udfordringer anvendt forskellige kombinationer og vægtninger af kriterierne i Tabel 2.1. Et af formålene med denne håndbog er at systematisere og dokumentere, hvordan prioriteringen udføres.

Begreberne forureningskoncentration og -flux samt usikkerhedsvurdering introduceres nærmere i de følgende afsnit, da anvendelse af disse er centrale for en prioritering baseret på risiko.

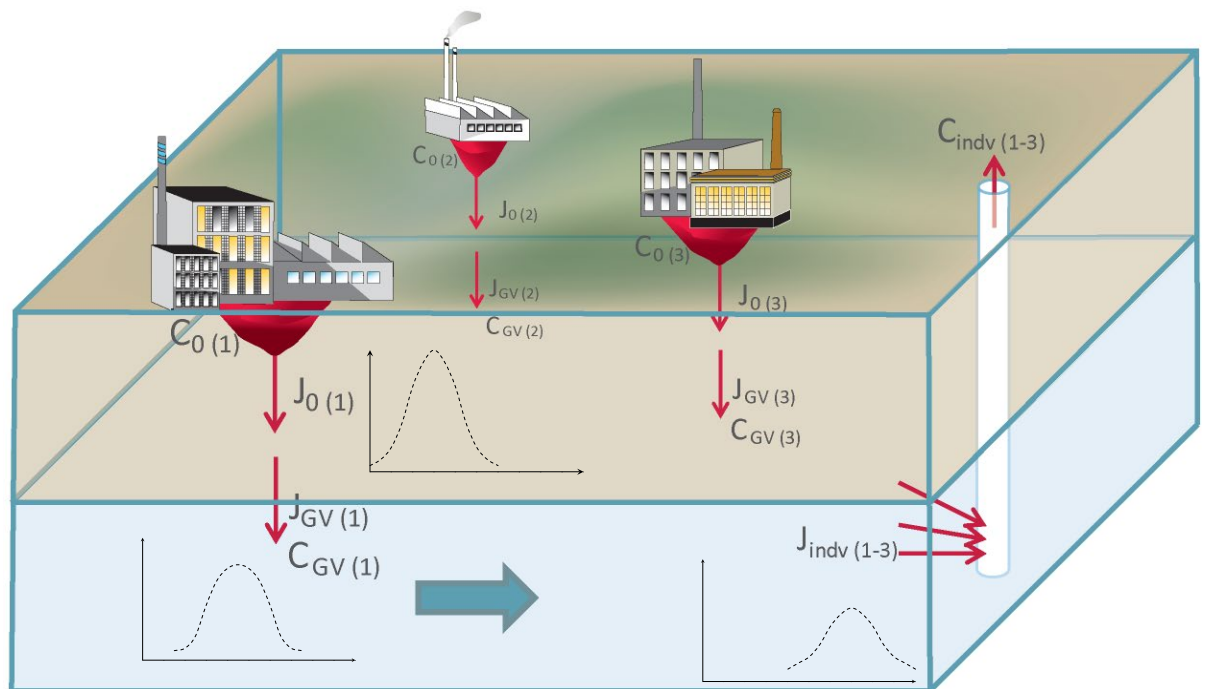
2.4.1 Forureningskoncentration og forureningsflux som centrale begreber

For at en prioritering af lokaliteter kan være baseret på risiko, må systematiske vurderinger af de potentielle risici fra hver lokalitet indgå som en del af prioriteringskriterierne. Dette kræver en sammenligning af potentielle forureningsbidrag fra enkeltkilderne, og i denne henseende er både *forureningskoncentrationer* og *forureningsfluxe* fra hver punktkilde nyttige størrelser.

Forureningskoncentrationen er det administrative grundlag

Udgangspunktet for regionernes forvaltning er, at grundvandsressourcen skal beskyttes. Dette betyder, at Miljøstyrelsens grænseværdier for **koncentrationer** af de aktuelle forureningskomponenter skal kunne overholdes i en afstand nedstrøms den forurenede lokalitet, som svarer til 1 års transport af grundvand (dog maks. 100 m) (Miljøstyrelsen, 1998). I forhold til beskyttelsen af grundvandsressourcen er koncentrationer over grænseværdien således som udgangspunkt ikke acceptable, uanset størrelsen på forureningsfluxen og uanset hvor lille en mængde grundvand der er forurenede.

Figur 2.1 viser hvordan individuelle bidrag fra punktkilder i et opland resulterer i forureningsbelastninger i grundvandet med koncentrationen C_{GV} .



FIGUR 2.3 PRINCIPSKITSE AF GRUNDVANDSOPLAND MED TRE BETYDENDE PUNKTKILDER. FRA ET KILDEOMRÅDE MED EN GENNEMSNITSKONCENTRATION C_0 KAN BEREGNES INDIVIDUELLE FLUXBIDRAG FRA HVER BETYDENDE PUNKTKILDE (J_0), INDIVIDUELLE PÅVIRKNINGER AF GRUNDVANDSRESSOURCEN SOM KONCENTRATIONER (C_{GV}) OG FLUX (J_{GV}) OG SAMLET PÅVIRKNING AF INDVINDING (J_{INDV}). KONCENTRATIONEN I DET INDVUNDNE VAND, C_{INDV} KAN BESTEMMES VED AT DIVIDERE DEN SAMLEDE PÅVIRKNING AF INDVINDINGEN MED INDVINDINGSMÆNGDEN Q ; $C_{INDV} = \sum J_{INDV} / Q$.

MED EN STATIONÆR MODEL BEREGNES ÉT TAL FOR HVER FLUX, MENS DER MED EN DYNAMISK MODEL BEREGNES TIDSVARIERENDE BIDRAG, ILLUSTRERET VED DE TRE KURVER FOR J_0 , J_{GV} OG J_{INDV} . FORSKELLEN I DE TRE FLUXKURVER SKYLDES DELS TIDSFORSKYDNING, EVT. NEDBRYDNING SAMT UDJÆVNING SOM FØLGE AF DIFFUSION/DISPERSION.

Forureningsflux kan anvendes ved prioritering af indsats

I forbindelse med større forureninger og/eller i områder med mange forureningskilder kan det være teknisk meget vanskeligt eller indebære meget store omkostninger at opfylde ovennævnte målsætning om overholdelse af kvalitetskriterierne for hele grundvandsressourcen. Det er derfor i mange situationer relevant at opstille en alternativ målsætning, der går på sikring af eksisterende eller fremtidig vandindvinding.

I denne henseende er der behov for at kunne prioritere indsatsen i forhold til, hvor stor en forureningsbelastning hver lokalitet bidrager med, og her er forureningsfluxen en anvendelig størrelse.

Forureningsfluxen defineres i denne kontekst som den forureningsmasse der udvaskes fra en punktkilde pr. tidsenhed (f.eks. g/år). Massebetragtningen gør, at forureningsfluxen bedre udtrykker den reelle forureningsbelastning fra en given lokalitet end oplysninger om koncentrationer af forureningskomponenterne alene, og fluxbidrag fra forskellige lokaliteter er således direkte sammenlignelige. En større flux påvirker et magasin mere end en mindre flux, hvilket ikke nødvendigvis gælder koncentrationer.

Figur 2.3 viser hvordan individuelle bidrag fra punktkilder i et opland kan sammenstilles. Prioriteringen kan foretages ud fra enten de beregnede fluxe til grundvandsmagasinet (J_{GV}) eller de beregnede fluxe til en indvindingsboring (J_{indv}), jf. Figur 2.1.

En udfordring ved forureningsfluxen er, at beregningen af den kræver overvejelser om f.eks. forureningskildens areal og nettoinfiltrationen gennem arealet. Det betyder, at forureningsfluxen kan være svær at estimere på lokaliteter med lave vidensniveauer, og her vil det ofte kun være muligt at bedømme risikoen ud fra koncentrationsmål.

Forureningsfluxene fra enkeltkilderne kan beregnes på adskillige kompleksitetsniveauer, som gennemgået i Miljøstyrelsen (2011b), appendiks A. I denne håndbog arbejdes med to overordnede fluxberegningemetoder; en simpel og en mere kompleks metode. Den simple metode bygger på en enkel, stationær udvaskningsberegning baseret på forureningskildens areal og koncentration samt nettonedbøren. I den detaljerede metode regnes en tidsvarierende udvaskning ud fra bl.a. massebalance for forureningen i kildeområdet. Beregningsmetoderne er nærmere beskrevet i appendiks D. Via den regnearksbaserede tjekliste (appendiks C) er det endvidere muligt at udføre en fluxberegning med den simple, stationære metode.

Metoderne har hver deres force, som er gennemgået i forbindelse med prioritering inden for et grundvandsopland (afsnit 4.7), da det særligt er i den type prioritering, at den dynamiske metode har sin berettigelse.

2.4.2 Håndtering af usikkerheder

Usikkerhedsvurderinger kan anvendes i prioriteringsopgaver for at synliggøre de ofte store forskelle i vidensniveau, og hvor man evt. bør sætte ind med flere undersøgelser for at mindske usikkerheden.

Lokaliteter med høj tilknyttet usikkerhed kan prioriteres højt eller lavt, alt efter behov. Nogle regioner prioriterer de usikre lokaliteter højt, for at skaffe det bedst mulige undersøgelsesgrundlag inden beslutning om afværge. Andre prioriterer velundersøgte lokaliteter højt for hurtigt at kunne føre disse videre til evt. afværgeprojekt. Vægtningen i denne kategori afhænger således af den enkelte regions tilgang til den overordnede ”fødekæde”, som beskrevet i afsnit 2.1.

Denne håndbog sonder mellem to typer af usikkerhedsestimater; dels *lokalskala usikkerhed* som er relateret til undersøgelsesgrundlaget på den enkelte lokalitet, samt *oplandsskala usikkerhed*, som udtrykker hvor sikkert det er, om en lokalitet ligger inden for opland til en given indvindingsboring. Oplandskala usikkerhed er kun relevant ved prioritering inden for et grundvandsopland, og behandles derfor i kapitlet vedr. dette (afsnit 4.8).

Lokalskala usikkerhed

Evaluering af lokal skala usikkerhed er relevant ved prioritering både på regionalt niveau og inden for et grundvandsopland.

Der er ofte stor forskel på mængden og kvaliteten af data mellem de medtagne potentielle punktkilder – også blandt lokaliteter med samme vidensniveau. For at synliggøre dette kan det være nyttigt at vurdere lokalskala usikkerheden, som er en samleparameter, der dækker konceptuel usikkerhed (lokal hydrogeologisk beskrivelse, forekomst af fri fase og transportforhold) samt usikkerhed som følge af datamangel og parameterusikkerhed. Af disse er den konceptuelle usikkerhed den mest betydende for resultatet – især vedr. tilstedeværelsen af fri fase, som kan give anledning til både høje årlige fluxbidrag og lang varighed.

Evaluering af usikkerheden kan anvendes til dels at nuancere prioriteringen og dels at identificere behov for yderligere undersøgelser.

Som bl.a. gennemgået i Miljøstyrelsen (2011b) findes flere avancerede metoder til usikkerhedsvurdering, som kan tages i anvendelse. For at holde vurderingen operationel, er det muligt med mere simple metoder at tildele hver lokalitet en usikkerhed i én af tre kategorier; lav, middel eller høj.

En simpel usikkerhedsvurdering kan enten foretages ud fra en overordnet kvalitativ vurdering af undersøgelsesgrundlaget, eller via en semi-kvantitativ metode, som giver en relativ usikkerhedsscore mellem 0 og 1, hvor 0 repræsenterer den højeste usikkerhed og 1 den laveste usikkerhed. I tjeklisten i appendiks C er det muligt at evaluere usikkerheden på de indtastede oplysninger, som samlet giver en relativ usikkerhedsscore. I flere tidligere projekter er en relativ usikkerhedsscore udregnet via en række spørgeskemaer med kvalitative vurderinger af de informationer, der ligger til grund for beregningerne (bl.a. Naturstyrelsen, 2012).

I nedenstående tabel er vist anbefalede vurderingsgrundlag og relative usikkerhedsscorer for de tre usikkerhedsintervaller.

TABEL 2.2 KATEGORIER FOR LOKALSKALA USIKKERHED PÅ FLUXESTIMAT. FOR HVER LOKALITET KAN USIKKERHEDSNIVEAUET ENTEN VURDERES KVALITATIVT ELLER BEREGNES VED EN SEMI-KVANTITATIV METODE. DE ANGIVNE SCOREINTERVALLER FOR DE SEMI-KVANTITATIVE METODER SKAL SES SOM ET UDGANGSPUNKT, SOM KAN JUSTERES EFTER BEHOV.

Kategori	Vurdering	Relativ usikkerhedsscore anvendt i Naturstyrelsen (2012)
Høj usikkerhed	Grundlaget for bestemmelse af forureningsstyrken er meget mangelfuldt eller fraværende (bygger på erfaringstal).	0,0 - 0,33
Middel usikkerhed	Nogenlunde grundlag for bestemmelse af forureningsstyrke, men der er enkelte afgørende mangler/usikkerheder	0,34 - 0,66
Lav usikkerhed	Forureningsstyrke i kildeområde er bestemt ud fra tilstrækkelige og pålidelige data	0,67 - 1,0

2.5 INTRODUKTION TIL PRIORITERING MELLEMLØS OMRÅDER

Denne håndbog beskriver nogle tilgange til at prioritere en række kortlagte lokaliteter inden for et nærmere defineret område. Der kan imidlertid også være behov for prioritering af, i hvilken rækkefølge der skal arbejdes med individuelle områder inden for en region.

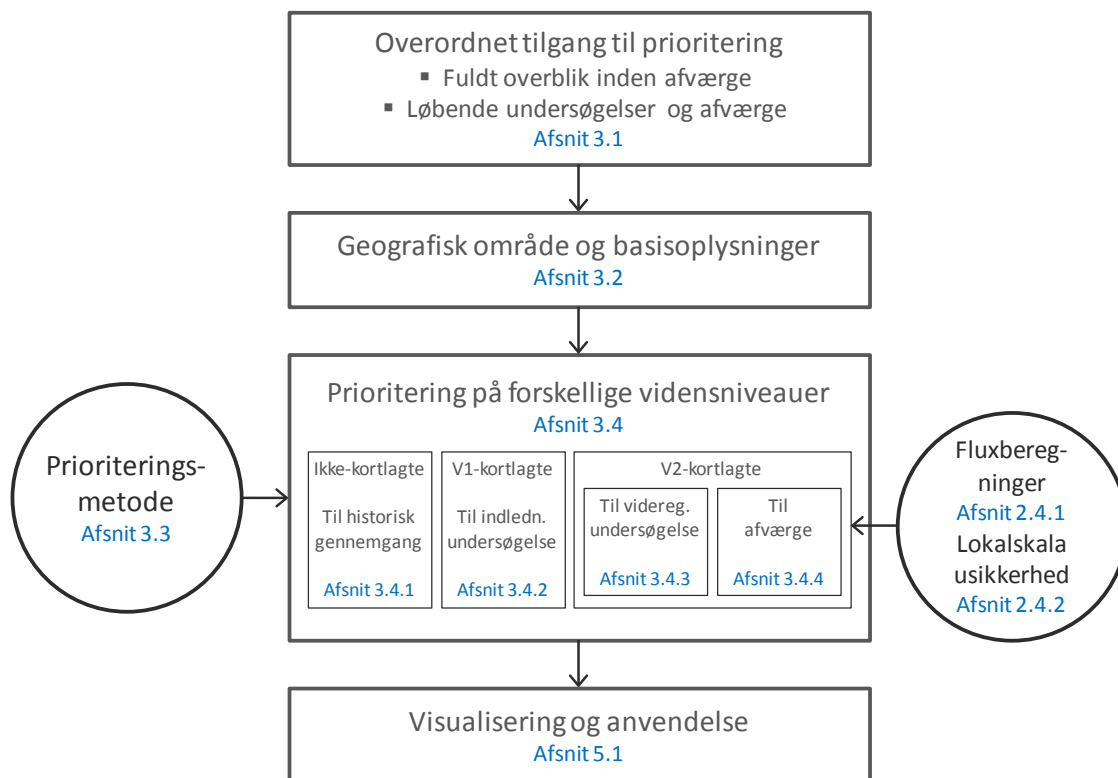
En sådan prioritering *mellem områder* ligger uden for denne håndbogs rammer. En typisk fremgangsmåde er at følge Naturstyrelsens rækkefølge for grundvandskortlægningen (Naturstyrelsen, 2011), eventuelt suppleret af risikomæssige og/eller miljøøkonomiske overvejelser for de enkelte områder.

For mere viden og erfaringer om emnet kan f.eks. søges inspiration i Region Sjællands strategiske handlingsplan for grundvandsindsatsen, som giver nogle retningslinjer for, hvordan forskellige områder/oplande kan prioriteres i for-

hold til hinanden fra miljøøkonomiske og risikomæssige overvejelser (Region Sjælland, 2012).

3 Prioritering på regionalt niveau

Prioritering af lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område følger overordnet strukturen vist i nedenstående flowdiagram, hvor de enkelte elementer behandles i de angivne afsnit.



FIGUR 3.1 FLOWDIAGRAM FOR PRIORITERING PÅ REGIONALT NIVEAU. FIRKANTERNE ANGI-
VER ARBEJDSPROCESSER OG CIRKLERNE DET METODISKE GRUNDLAG.

3.1 OVERORDNEDE TILGANGE TIL REGIONAL PRIORITERING

Formålet med prioriteringen i forbindelse med den offentlige grundvandsrettede indsats er at fastlægge i hvilken rækkefølge de lokaliteter, som udgør en risiko for grundvandsressourcen, skal undersøges og evt. afværges. Hvis regionen ønsker det fulde overblik, inden der tages beslutning om afværge, kræver det i princippet, at alle kortlagte lokaliteter, som udgør en mulig risiko, føres frem til, at videregående undersøgelser er gennemført.

I forbindelse med prioriteringen er det derfor nødvendigt, at man forholder sig til det fundamentale spørgsmål, om man ønsker:

- fuldt overblik over alle lokaliteter, som udgør en risiko for grundvandet, inden beslutning om afværge (mere sikkerhed for den rigtige prioriteringsrækkefølge, men der går længere tid inden den ”første” afværge igangsættes)
- en afvikling af undersøgelser og afværge, hvor der afværges på de lokaliteter, som udgør en stor risiko, sideløbende med, at der også undersøges på andre, mindre velundersøgte lokaliteter.

Et eksempel på disse overvejelser er givet i Boks 3.1.

Boks 3.1. Afvikling af undersøgelser og afværgelse

Som eksempel på de forskellige mulige tilgange til afvikling af regionernes fødekæde kan man forestille sig et område med ti V2-kortlagte grunde, hvoraf fem er undersøgt på indledende niveau og de andre fem på videregående niveau. De videregående undersøgelser viser, at der bør udføres afværgelse på to af de fem lokaliteter.

Det skal derfor besluttes, om der skal sættes ind og afværges på én eller to lokaliteter; om nogle af de sparsomt undersøgte grunde skal undersøges yderligere – eller en kombination heraf. Den risikobaserede prioritering kan hjælpe med at pege på, i hvilken rækkefølge grunde inden for hvert vidensniveau bør prioriteres til hhv. afværgelse eller yderligere undersøgelser.

Den første strategi følges i vid udstrækning i Region Nordjylland og Midtjylland, hvor der så vidt muligt kortlægges færdigt inden for et grundvandsopland, inden der tages beslutning om, hvilke lokaliteter, der evt. skal oprensnes.

I områder, hvor der allerede er fundet mange forureninger, som måske udgør en stor grundvandsrisiko, og hvor der er begrænsede grundvandsressourcer, er det imidlertid uhensigtsmæssigt at vente med en indsats til alle potentielle forureningskilder er kortlagt. I sådanne tilfælde må regionerne balancere deres indsats mellem den løbende opsporing og kortlægning af jordforureninger og en prioriteret indsats i form af videregående undersøgelser og eventuel oprensning af de jordforureninger, der er kendt. Denne tilgang har i en vis udstrækning været anvendt i bl.a. Region Hovedstaden, hvor der er mange punktkilder i de områder, hvor grundvandsressourcen udnyttes til drikkevandsforsyning.

Når den enkelte regions overordnede strategi for afvikling af undersøgelser og afværgelse er fastlagt, er der på de enkelte trin i processen behov for:

- Prioritering af V1-kortlagte lokaliteter til indledende undersøgelse.
- Prioritering af V2-kortlagte lokaliteter, som har været igennem den indledende undersøgelse, til videregående undersøgelser
- Prioritering af de velundersøgte lokaliteter, der udgør en risiko, til afværgelse.

Formålet med retningslinjerne i dette kapitel er at anviser en metode, der kan anvendes til at prioritere lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område (f.eks. en hel region) på tværs af vandoplande, dvs. uden hensyntagen til det enkelte grundvandsopland.

3.2 GEOGRAFISK OMRÅDE FOR PRIORITERING

Metoden i den overordnede regionale prioritering af punktkilderne er kun i mindre grad knyttet til en specifik geografisk ramme, og der kan derfor ikke gives nærmere retningslinjer for, hvorledes området bør defineres.

Det er således kun nødvendigt at give en overordnet beskrivelse af hvilket område af regionen den pågældende prioritering vedrører. Dette indebærer:

- Illustration af områdets udbredelse

- Oplysninger om fordeling af kortlagte ejendomme inden for de relevante vidensniveauer i området, og såfremt der er tale om V2-lokaliteter, bør det specificeres, om disse har været igennem indledende og videregående undersøgelser samt afværge, drift og monitoring. Oplysninger om X/Y-koordinater og kortlægningsstatus kan hentes fra regionernes grundvandsdatabase (JAR-databasen, hos Region Sjælland GeoEnviron databasen) og sorteres og illustreres i et GIS-miljø.

3.3 PRIORITERINGSMETODE

I det følgende er beskrevet en simpel pointbaseret prioriteringsmetode. Der er i princippet tale om den samme metode, som anvendes i prioriteringsværktøjet GISP (Danske Regioner, 2007).

Som i GISP er metoden bygget op omkring en række tilpassede parametre, som hver især giver et mål for risikoen på den aktuelle lokalitet (f.eks. målt koncentration af foureningsstof i terrænnært grundvand, infiltrationens størrelse etc). Variationsbredden for hver parameter inddeles i fagligt begrundede intervaller, der hver især tildeles point i forhold til at udtrykke risikoen ved den pågældende parameter. Hver parameter er desuden tildelt en vægt, således at parametrene kan vægtes mod hinanden. Den samlede score for hver lokalitet er en summering af point x vægt for hver parameter:

$$\text{Samlet score} = (\text{Point}_{\text{Param 1}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 1}}) + (\text{Point}_{\text{Param 2}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 2}}) + (\text{Point}_{\text{Param 3}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 3}}) + \dots + (\text{Point}_{\text{Param N}} \times \text{Vægt}_{\text{Param N}}) \quad (3.1)$$

hvor:

$\text{Point}_{\text{Param x}}$: Fordeling af point fra eks. 1 til 10 over parameterens variation, og hvor den højeste værdi repræsenterer den største risiko.

$\text{Vægt}_{\text{Param x}}$: Vægt af parameterens betydning i forhold til de øvrige parametre.

N: Antallet af medtagne parametre

Der er i tildelingen af vægt og point frie muligheder for at variere parametrene i prioriteringen (hvor mange parametre der medtages, samt deres vægt og point) i forhold til deres individuelle betydning. Afvigelser fra standardværdierne i Tabel 3.1 og Tabel 3.3 bør argumenteres og dokumenteres. Resultaterne bør samles i en tabel, der viser pointtildeling og vægtning for samtlige anvendte parametre, således at de samlede scorer for hver lokalitet ikke står alene. Lokalteterne med de største samlede scorer prioriteres højest.

3.3.1 Praktisk anvendelse af prioriteringsmetoden

Prioriteringsberegningerne kan gennemføres vha. GISP programmet (Danske Regioner, 2007). En forudsætning for at anvende GISP er dog, at programmet kan hente oplysninger om de relevante prioriteringsparametre i regionernes jordforureningsdatabaser og andre relevante databaser. Som tidligere nævnt, skal der, for de fleste regioners vedkommende, imidlertid gennemføres en datavask af bl.a. de data i regionernes jordforureningsdatabaser, som indgår som prioriteringsparametre i GISP, før dette prioriteringsværktøj kan anvendes i praksis.

Alternativt kan beregningerne relativt simpelt udføres i et regneark. Dette indebærer dog i en vis udstrækning manuel indtastning af de relevante prioriteringsparametre, hvilket vil være tidskrævende, hvis der er tale om prioritering af et større antal lokaliteter.

3.3.2 Forureningsflux som prioriteringsparameter

Den vigtigste forskel fra basisversionen af GISP er, at denne håndbog introducerer forureningsfluxen fra kildeområdet (J_0 , jf. afsnit 2.4.1) som prioriteringsparameter i forbindelse med prioritering af lokaliteter for de højere vidensniveauer (fra indledende forureningsundersøgelse og videre).

Såfremt fluxen anvendes som prioriteringsparameter, foretages for hver lokalitet en simpel stationær beregning af fluxen fra kildezonen, som beskrevet i afsnit D.1 i appendiks D. Via den regnearksbaserede tjekliste (appendiks C) er det muligt at foretage en sådan fluxberegning.

Hvis prioriteringen omfatter flere forskellige forureningstyper, kan fluxen fra disse sammenlignes efter at de beregnede fluxe normaliseres i forhold til grundvandskvalitetskriterierne for det enkelte stof. Dette sker ved at dividere den beregnede flux med grundvandskvalitetskriteriet, hvilken giver den sammenlignelige størrelse ”Mængde af potentielt forurennet grundvand op til kvalitetskriteriet pr. år ($m^3/år$), M_0 ”, jf. ligning D.3 i appendiks D.

Såfremt der i prioriteringen kun sammenlignes stofgrupper med samme grundvandskvalitetskriterium er det ikke nødvendigt at normalisere fluxene, som derfor kan anvendes direkte i prioriteringen. Dette gælder f.eks. chlorerede opløsningsmidler (ekskl. vinylchlorid, som har særskilt kriterium) eller pesticider.

3.3.3 Vurdering af parameterantal og usikkerheder

En prioritering bliver ikke nødvendigvis mere ”rigtig”, hvis der anvendes mange prioriteringsparametre, idet introduktion af flere parametre potentielt øger usikkerheden på det samlede resultat. De enkelte parametre bør således kun tages med i prioriteringen, hvis man har pålidelige data om dem.

3.4 PRIORITERING PÅ FORSKELLIGE VIDENSNIVEAUER

Der er stor forskel på de tilgængelige oplysninger til en risikobaseret prioritering, afhængigt af hvilket vidensniveau lokaliteterne befinder sig på. Derfor er de anbefalede prioriteringsparametre på hvert vidensniveau også forskellige, om end metoderne følger de samme grundlæggende principper.

For at sikre sammenligneligheden bør en prioritering kun udføres for delmængder af lokaliteter på samme vidensniveau og undersøgelsesniveau. Der er f.eks. ikke grundlag for at sammenligne V1-kortlagte med V2-kortlagte lokaliteter eller V2-kortlagte lokaliteter på indledende undersøgelsesniveau med V2-kortlagte lokaliteter, som har været igennem videregående undersøgelser. En sådan sammenligning ville kræve en gennemgang og sammenligning af datagrundlag og usikkerheder, som ikke er håndtérbar (og heller ikke formålet) på det regionale niveau, men som kan være relevant inden for et grundvandsopland (kapitel 4).

3.4.1 Prioritering af lokaliteter til historisk gennemgang

Første fase i regionernes opsporing af forurenede lokaliteter består i at udvælge de lokaliteter, som skal underkastes en historisk undersøgelse. Denne udvælgelse sker med udgangspunkt i erfaringer for, hvilke brancher, der typisk giver anledning til forurening. I denne indledende prioritering skelnes der normalt ikke mellem risiko for forurening af grundvand og indeklima samt

risikoen for direkte kontakt med forurennet jord. Prioriteringen foregår i høj grad ud fra administrative valg, herunder prioritering af lokaliteter i OSD og indvindingsopland til almen vandforsyning samt ønsker om færdiggørelse af V1-kortlægning i udvalgte områder, f.eks. kommuner.

Den eneste ledetråd i forhold til mulig grundvandsrisiko på dette vidensniveau er den sandsynlige branche/aktivitet. Typisk udvælges alle lokaliteter inden for de erfaringsmæssige risikobrancher. Såfremt der ønskes en yderligere risikobaseret prioritering af brancherne, kan tages udgangspunkt i det såkaldte forureningsindex (FI), som er beregnet ud fra den erfaringsmæssige risiko for forurening fra branchens virksomheder samt farligheden af det erfaringsmæssigt mest kritiske stof for branchen.

I Appendiks A er givet en liste over brancher/aktiviteter, rangordnet efter de beregnede forureningsindex.

Listen i Appendiks A er at betragte som et udgangspunkt for en prioriteringsliste for brancher. Lokale forhold kan betinge, at der er behov for at op- eller nedprioritere udvalgte brancher, f.eks. hvis der er politisk fokus på udvalgte brancher.

3.4.2 Prioritering af V1-kortlagte lokaliteter til indledende undersøgelse

Ca. 40–60 % af de lokaliteter, som underkastes en historisk undersøgelse bliver kortlagt på V1-niveau, fordi gennemgangen af de historiske oplysninger har givet en begrundet mistanke om, at lokaliteten kan være forurennet (se også Figur 2.1).

I den videre prioritering af V1-lokaliteter til indledende forureningsundersøgelse kan tages udgangspunkt i forureningsindexet (FI), der, som nævnt ovenfor, er beregnet ud fra branchens erfaringsmæssige risiko for forurening samt farligheden af det erfaringsmæssigt mest kritiske stof for branchen. I Appendiks A er givet en liste over brancher/aktiviteter, rangordnet efter de beregnede forureningsindex.

I Tabel 3.1 er listet en række mulige yderligere prioriteringsparametre, som dels er administrative (placering ift. drikkevandsområder mv.) og dels sårbarhedsmæssige (dvs. relateret til den naturlige beskyttelse af grundvandsressourcen).

Pointtildelingen for hver lokalitet beregnes ved at summere de opnåede point ganget med vægten for hver parameter. Summen heraf giver den relative prioritering for hver lokalitet.

Ligesom valget af prioriteringsparametre er frit, er det muligt at justere på intervalgrænserne eller point/vægte i tabellen, hvis lokale behov betinger dette (f.eks. hvis der er ønske om at opprioritere lokaliteter i boringsnære områder). Ligeledes er det muligt at justere på antallet af intervaller for hver parameter.

TABEL 3.1 PARAMETRE TIL PRIORITERING AF V1-LOKALITETER TIL INDLEDENDE UNDERSØGELSE. PARAMETRE MED GRØNT ER VALGFRI PARAMETRE, SOM EFTER BEHOV KAN ANVENDES TIL NUCANCERING. INTERVALGRÆNSER, POINT OG VÆGTE SAMT ANTAL INTERVALLER KAN JUSTERES, HVIS LOKALE BEHOV BETINGER DET.

Parameter	Kategorier/ intervaller	Point	Vægt	Datagrundlag
Branchescorer				
Vægtet forureningsrisiko ud fra branche/aktivitet (FI)	Forureningsindex (FI)	FI	5	Appendiks A, evt. justeret efter lokale behov
Administrative scorer (drikkevandsinteresser mv.)				
Drikkevandsinteresser ^a	OSD	10	5	Temaer i Miljøportalen* Naturstyrelsens kortlægning Kommunale indsatsplaner
	IVO/IPO	8		
	OD	3		
Kildepladszone eller BNBO ^{aa}	Ja	2	3	Kommunerne (evt. kommunal GIS-portal) Lægges evt. på Miljøportalen med tiden
	Nej	0		
Grundvandsressourcens sårbarhed				
Afstand til indvinding i opland	0-100 m	10	5	GIS-miljø med lokaliteter, opland og indvindingsboringer. Opmåling på Miljøportalen* med aktivering af temaer for vandværksboringer Opmåling via Google Earth med GEUS-boringstema***
	100-250 m	8		
	250-500 m	6		
	500-1.000 m	4		
	>1.000 m	2		
Infiltration (mm/år)	>300	8	2	Infiltrationsdata fra DK-modellen**** JAGGs standarddata for infiltration
	>200-300	6		
	>100-200	4		
	0-100	2		
Effektiv befæstelsesgrad**	0-50%	8	2	Miljøportalens satellitkort*
	50-100%	4		
Lerlagstykkelse fra 5 m u.t.	0-5 m	10	3	Naturstyrelsens kortlægning Amternes kortlægning DK-modellen****
	5-10 m	8		
	10-30 m	5		
	>30 m	1		

* <http://kort.arealinfo.dk>

** Angiver hvilken faktor infiltrationen reduceres med når der tages højde for den aktuelle befæstelse over det forurenede område. Procentangivelsen skal angive den ækvivalente andel af arealet, der består af uigennemtrængelig belægning.

*** Google Earth: <http://www.google.com/earth/index.html>. GEUS boringstema til Google Earth: <http://geuskort.geus.dk/GeusMap/kml>

**** http://vandmodel.dk/vm/om_os/index.html

□ OSD: Område med særlige drikkevandsinteresser, IVO/IPO: Indvindingsopland/indsatsplan-

område for almen vandforsyning uden for OSD, OD: Område med drikkevandsinteresser

□□ Boringsnære beskyttelsesområder (Miljøstyrelsen, 2007)

I Tabel 3.1 er givet forslag til, hvor data for de forskellige parametre kan indhentes. Dataindsamling og håndtering af point og vægte kan håndteres via GISP eller alternativt i et regneark, jf. afsnit 3.3.1. Tabel 3.2 viser et eksempel på en opstilling i regneark. Heraf kan det f.eks. ses, at selvom lokaliteten Østergade 13-17 tilhører en højrisikobranche (og dermed har et højt forureningsindex), prioriteres den lavt fordi den ligger uden for OSD-område.

TABEL 3.2 EKSEMPEL PÅ PRIORITERINGSSKEMA FOR EN RÆKKE V1-LOKALITETER.

Adresse	Kortlægningskode	Forureningsindex (FI)		Drikkevandsinteresser		Infiltration		Samlet score			
		Kategori	Point	Vægt	Kategori	Point	Vægt		Værdi	Point	Vægt
Hovedgaden 23	V1	Renseri	9	4	OSD	10	5	120	4	2	94
Nørregade 11	V1	Autolakeri	9	4	OSD	10	5	120	4	2	94
Vestergade 2b	V1	Autorep.værksted	8	4	OSD	10	5	120	4	2	90
Søndergade 15	V1	Vognmands forr.	2	4	OSD	10	5	140	4	2	66
Østergade 13-17	V1	Maskeindustri	9	4	OD	3	5	120	4	2	59

3.4.3 Prioritering af V2-kortlagte lokaliteter til videregående undersøgelse

På baggrund af resultaterne af de indledende forureningsundersøgelser vil en del af de undersøgte lokaliteter blive kortlagt på V2-niveau, fordi der er konstateret forurening på lokaliteten. Prioriteringsopgaven i denne fase består i at rangordne de V2-kortlagte lokaliteter, så lokaliteterne, der vurderes at udgøre den største risiko for grundvandsressourcen, prioriteres højest.

Med undersøgelsesgrundlaget på de V2-kortlagte lokaliteter er der større grundlag for risikobaseret prioritering af lokaliteterne. Ud fra undersøgelsesresultaterne kan der prioriteres ud fra stofrisikoen og den potentielle udvaskning for det mest kritiske forureningsstof på hver lokalitet.

Stofrisikoen er en samleparameter, som indeholder en vægtning af risiko i forhold til mobilitet, nedbrydelighed og giftighed. Disse individuelle point og vægte for de tre ”underparametre” samt de anvendte modelstoffer for stofgrupperne fremgår af hhv. tabel A.2 og A.3 i Appendiks A

Den potentielle udvaskning kan vægtes ud fra enten den målte gennemsnitskoncentration i kildeområdet, C_0 , eller den beregnede forureningsflux fra kildeområdet, J_0 . Såfremt der sammenlignes stoffer med forskellige kvalitetskriterier, bør fluxen normaliseres med kvalitetskriteriet til størrelsen ”mængde af potentielt forurenende grundvand”, M_0 , jf. afsnit 3.3.2

I Tabel 3.3 er listet en række yderligere prioriteringsparametre, som dels er administrative (placering ift. drikkevandsområder mv.) og dels sårbarhedsmæssige (dvs. relateret til den naturlige beskyttelse af grundvandsressourcen).

Mens det anbefales at inkludere alle parametre med sort skrift, er parametrene markeret med grønt valgfri og kan anvendes efter behov til nuancering af resultatet.

Pointtildelingen for hver lokalitet beregnes ved at summere de opnåede point ganget med vægten for hver parameter. Summen heraf giver den relative prioritering for hver lokalitet.

Ligesom valget af prioriteringsparametre er frit, er det muligt at justere på intervalgrænserne, antallet af intervaller og/eller point/vægte i tabellen, hvis lokale behov betinger dette. Hvis f.eks. parameteren ”Målt gennemsnitskoncentration C_0 ift. GV-kriterium” anvendes, og hovedparten af koncentrationsmålingerne overstiger 100 x grundvandskvalitetskriteriet, kan det være relevant at ændre kategorigrænserne, så hovedparten af lokaliteterne ikke tildeles den højeste kategori. Ligeledes bemærkes det, at den anvendte beregningsmetode kun giver en lille spredning i pointgivningen vedr. stofrisiko for de mest kritiske stoffer i tabellen. Erfaringer om specifikke problemstoffer i et område kan berettige en ændring i pointgivningen eller evt. neddeling af stofgrupper i flere undergrupper (f.eks. flere typer pesticider).

TABEL 3.3 PARAMETRE TIL PRIORITERING AF V2-LOKALITETER TIL VIDERE UNDERSØGELSE ELLER AFVÆRGE. INTERVALGRÆNSER, POINT OG VÆGTE SAMT ANTAL INTERVALLER KAN JUSTERES, HVIS LOKALE BEHOV BETINGER DET. PARAMETRE MED GRØNT ER VALGFRI PARAMETRE, SOM EFTER BEHOV KAN ANVENDES TIL NUANCERING.

Parameter	Kategorier/ intervaller	Point	Vægt	Datagrundlag
Stofspecifikke scorer				
Stofrisiko	Chl. opl. midler	10	4	GISP-databasen. Anvendt vægtning af underparametre er angivet i Appendiks A
	Pesticider	10		
	BTEX/benzin	8,6		
	Phenoler	8,6		
	MTBE	7,4		
	Øvrige opl.midler	6,9		
	Cyanid	6,3		
	Olie	5,1		
PAH'er	4,3			
Tungmetaller	4,3			
Potentiel udvaskning (anvend én af de tre nedenstående parametre)				
Målt gennemsnitskoncentration C_0 ift. GV-kriterium	$>100 \times C_{krit}$	10	4	Undersøgelser (repræsentative målinger) Beregningsmetode i afsnit D.1 i appendiks D
	$10-100 \times C_{krit}$	4		
	[tomt felt]	3		
	$<10 \times C_{krit}$	0		
Flux fra kilde, J_0	≥ 100 g/år	10	4	
	<100 g/år	7		
	<10 g/år	5		
	<1 g/år	3		
	$<0,1$ g/år	1		
Flux fra kilde, normaliseret til m^3 forurennet vand pr. år, M_0	≥ 100.000 m^3 /år	10	4	
	<100.000 m^3 /år	7		
	<10.000 m^3 /år	5		
	<1.000 m^3 /år	3		
	<100 m^3 /år	1		
Lokalskala usikkerhed	Lav	9 / 3 #	3	Kvalitativ eller semi-quantitativ metode, jf. afsnit 0.
	Middel	6		
	Høj	3 / 9 #		
Administrative scorer (drikkevandsinteresser mv.)				
Drikkevandsinteresser ^a	OSD	10	5	Miljøportalen* Naturstyrelsens kortlægning
	IVO/IPO	8		
	OD	3		
Kildepladszone eller BNBO ^{aa}	Ja	2	3	Kommunerne (evt. kom. GIS-portal) Lægges evt. på Miljøportalen med tiden
	Nej	0		
Grundvandsressourcens sårbarhed				
Afstand til indvinding i opland	0-100 m	10	5	GIS-miljø med lokaliteter, opland og indvindingsboringer. Opmåling på Miljøportalen med aktivering af temaer for vandværksboringer* Opmåling via Google Earth med GEUS-boringstema***
	100-250 m	8		
	250-500 m	6		
	500-1.000 m	4		
	>1.000 m	2		
Infiltration (mm/år)	>300	8	2	Infiltrationsdata fra DK-modellen**** JAGGs standarddata for infiltration Lokale hydrogeologiske modeller fra Naturstyrelsens grundvandskortlægning
	$>200-300$	6		
	$>100-200$	4		
	0-100	2		
Effektiv befæstelsesgrad**	0-50%	8	2	Feltobservationer Miljøportalens satellitkort*
	50-100%	4		
Lerlagstykkel fra 5 m u.t.	0-5 m	10	3	Naturstyrelsens kortlægning Amternes kortlægning DK-modellen****
	5-10 m	8		
	10-30 m	5		
	>30 m	1		

Høj usikkerhed kan vægte enten højt eller lavt afhængigt af den enkelte regions behov, jf. afsnit 2.4.2.

* <http://kort.arealinfo.dk>

** Angiver hvilken faktor infiltrationen reduceres med når der tages højde for den aktuelle befæstelse over det forurenede område. Procentangivelsen skal angive den ækvivalente andel af arealet, der består af uigennemtrængelig belægning.

*** Google Earth: <http://www.google.com/earth/index.html>. GEUS boringstema til Google Earth: <http://geuskort.geus.dk/GeusMap/kml>

**** http://vandmodel.dk/vm/om_os/index.html

□ OSD: Område med særlige drikkevandsinteresser, IVO/IPO: Indvindingsopland/indsatsplan-område for almen vandforsyning uden for OSD, OD: Område med drikkevandsinteresser

I Tabel 3.3 er givet forslag til, hvor data for de forskellige parametre kan indhentes. Dataindsamling og håndtering af point og vægte kan håndteres via GISP eller alternativt i et regneark, jf. afsnit 3.3.1. Tabel 3.4 viser et eksempel på en opstilling i regneark. Heraf kan det f.eks. ses, at selvom lokaliteten Pilehaven 16 har en relativt lille normaliseret flux, prioriteres den relativt højt, primært pga. stofrisiko for chlorerede opløsningsmidler.

TABEL 3.4 UDSNIT AF EKSEMPEL PÅ PRIORITERINGSSKEMA FOR EN RÆKKE LOKALITETER PÅ VIDERE GÅENDE UNDERSØGelsesNIVEAU. IKKE ALLE PARAMETRE ER VIST.

Adresse	Kortlægnings	Stofrisiko			Normaliseret flux			Drikkevandsinteresser			Samlet score
		Kategori	Point	Vægt	Kategori	Point	Vægt	Kategori	Point	Vægt	
Industrivej 20-22	V2 videreg.	Chl. opl. midler	10	4	<10.000 m ³ /år	5	4	OSD	10	5	118
Pilehaven 16	V2 videreg.	Chl. opl. midler	10	4	<1.000 m ³ /år	3	4	OSD	10	5	110
Rønnebærvej 2a	V2 videreg.	MTBE	7,4	4	<10.000 m ³ /år	5	4	OSD	10	5	108
Østergade 9	V2 videreg.	Olie	5,1	4	<100.000 m ³ /år	7	4	OSD	10	5	106
Industrivej 17-19	V2 videreg.	BTEX/benzin	8,6	4	<10.000 m ³ /år	5	4	IVO	8	5	102

3.4.4 Prioritering af V2-lokaliteter med videregående undersøgelse til afværge

På baggrund af resultaterne af de videregående forureningsundersøgelser vil en del af undersøgte lokaliteter blive udvalgt til afværge eller monitoring, fordi den konstaterede forurening udgør en akut eller potentiel trussel mod grundvandet. Prioriteringsopgaven i denne fase består i at rangordne de velundersøgte lokaliteter, så lokaliteterne, der vurderes at udgøre den største risiko for grundvandsressourcen, prioriteres højest.

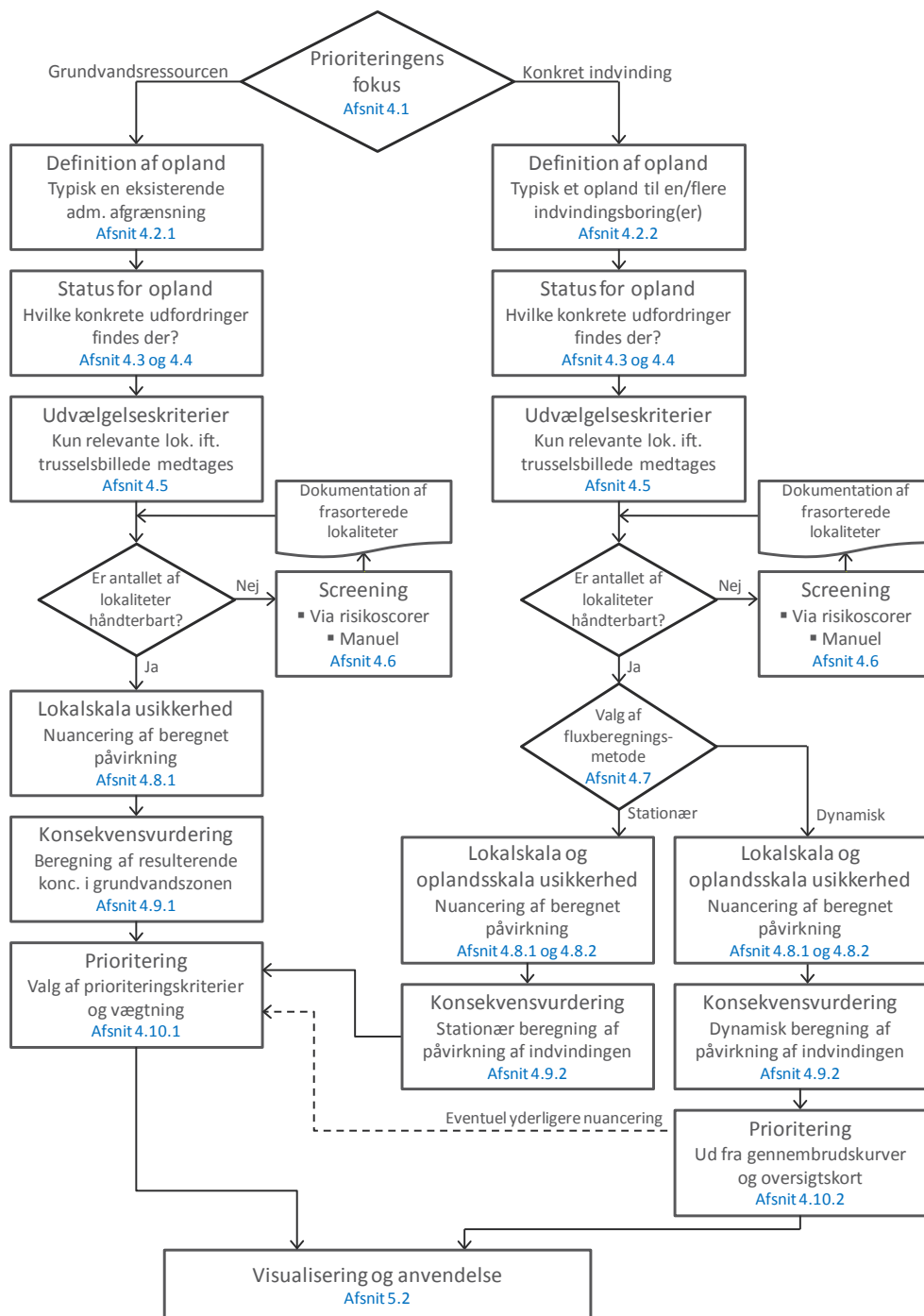
De anbefalede prioriteringsparametre på dette niveau er de samme som for de indledende undersøgelser, jf. afsnit 3.4.3, med den undtagelse, at forureningsfluxen på dette høje undersøgelsesniveau har særlig berettigelse som mål for den potentielle udvaskning frem for koncentrationsmål. Som udgangspunkt anvendes den stationære fluxberegning metode beskrevet i appendiks D.1, men såfremt antallet af lokaliteter er lille og datamængden er stor, kan man overveje at bruge en mere avanceret fluxberegning metode, som f.eks. beskrevet i appendiks D.2. Forskelle mellem de to fluxberegning metoder er opsummeret i Tabel 4.1.

3.5 FORMIDLING OG ANVENDELSE AF PRIORITERINGSRESULTAT

Efter beregning af risikoscorer bør resultaterne præsenteres på gennemsigtig vis. Forslag hertil er samlet i kapitel 5.

4 Prioritering inden for et grundvandsopland

I denne tilgang tages udgangspunkt i risikobilledet for et bestemt geografisk område kaldet grundvandsoplandet. Behovet her er typisk at skabe overblik og prioritere indsatser i relation til nuværende eller fremtidige trusler over for en grundvandsressource eller en eller flere specifikke indvindinger. Prioriteringen følger overordnet strukturen vist i nedenstående flowdiagram, hvor de enkelte elementer behandles i de angivne afsnit.



FIGUR 4.1 FLOWDIAGRAM FOR PRIORITERING INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPLAND.

4.1 PRIORITERINGENS FOKUS

Den nævnte skelnen, om prioriteringen af indsatser skal foretages af hensyn til grundvandsressourcen som helhed eller en eller flere specifikke indvindinger, er vigtig for det videre arbejde og skal dermed afklares tidligt i processen.

- Såfremt udgangspunktet i den grundvandsbeskyttende indsats er, at hele grundvandsressourcen inden for grundvandsoplandet skal kunne anvendes til drikkevandsformål, vil fokus i prioriteringsarbejdet være på grundvandsressourcen som helhed. Det grundlæggende princip er således at prioritere punktkilderne efter de forureningsbidrag, der tilgår grundvandsmagasinet umiddelbart under hver mulig punktkilde (J_{GV} , jf. Figur 2.3).
- Såfremt udgangspunktet er at skabe overblik over truslerne imod eksisterende (eller planlagt) vandforsyning og prioritere eventuelle indsatser for beskyttelsen af denne, vil fokus i prioriteringen være på en eller flere specifikke indvindinger (eller planlagte nye indvindinger). Det grundlæggende princip er her at prioritere punktkilderne efter de forureningsbidrag, de hver især forventes at belaste konkrete indvindinger med (J_{indv} , jf. Figur 2.3).

Som nævnt i afsnit 2.4 er udgangspunktet for den grundvandsbeskyttende indsats sikring af grundvandsressourcen som helhed. I områder, hvor der er mange grundvandstruende forureninger, eller hvor indvindingerne ligger meget tæt, kan denne målsætning imidlertid være vanskelig at opnå og indsatsen må derfor tage udgangspunkt i en mere pragmatisk tilgang, hvor prioriteringen skal sikre, at specifikke indvindinger beskyttes mod forurening.

4.2 DEFINITION AF GRUNDVANDSOPLANDET

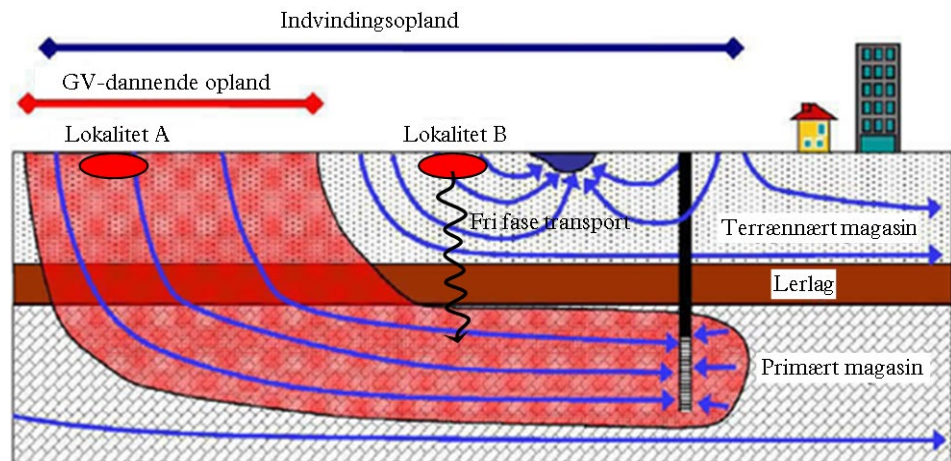
Resultaterne af prioriteringen er styret af, hvilket område den udføres inden for, og det er således vigtigt klart at få defineret områdegrensene og få formuleret, hvorfor de ligger netop dér. Definitionen af grundvandsoplandet er tæt bundet op på prioriteringens fokus

4.2.1 Fokus på grundvandsressourcen

Hvis fokus er på grundvandsressourcen, kan den geografiske ramme være et OSD-område, et indsatsplanområde, et muligt fremtidigt indvindingsområde eller en anden administrativ afgrænsning af et vigtigt grundvandsområde. Såfremt prioriteringen udføres som en del af regionernes grundvandsrettede indsats, vil afgrænsningen typisk følge eksisterende grænser herfor, dvs. OSD-områder eller indvindingsoplande for almene vandforsyningsanlæg.

4.2.2 Fokus på en konkret indvinding

Hvor fokus er på en konkret indvinding vil fokus være rettet mod oplandet til indvindingen. Dette fastsættes som udgangspunkt som foreningsmængden af indvindingsoplandet og det grundvandsdannende opland, som skitseret på Figur 4.2.



FIGUR 4.2 TVÆRSNIT AF KONCEPTUEL FORSTÅELSESMODEL, DER VISER DET GRUNDVANDSDANNENDE OPLAND PÅ TERRÆNOVERFLADEN OG INDVINDINGSOPLANDET I DET BETYDENDE MAGASIN TIL EN INDVINDINGSBORING (EFTER TROLDORGBORG ET AL., 2008). UD OVER PUNKTKILDER I DET GRUNDVANDSDANNENDE OPLAND (LOKALITET A) KAN DET VÆRE RELEVANT AT BETRAGTE DE PUNKTKILDER, SOM LIGGER I INDVINDINGSOPLAND UDENFOR GRUNDVANDSDANNENDE OPLAND (LOKALITET B), DA SPILD AF TUNGE, IKKE-VANDBLANDBARE FORURENINGSSTOFFER (KALDET DNAPL), F.EKS. CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER, KAN TRÆNGE DIREKTE IGennem DÆKLAGEne TIL ET UNDERLIGGENDE MAGASIN VIA FRI FASE TRANSPORT.

For at tage højde for usikkerheder i oplandsbestemmelsen, anbefales det som tommelfingerregel at tillægge en omkransende sikkerhedsbufferzone med en bredde svarende til 20 % af den maksimale bredde af foreningsmængden af indvindingsopland og grundvandsdannende opland¹.

Hvis risikovurderingen omfatter flere tilstødende oplande kan bufferzonen reduceres eller udelades. Lokalteter i eventuelle ”tanger” mellem oplandene tildeles det opland de mest sandsynligt vurderes at kunne påvirke. Er dette usikkert, medtages de i begge oplande. Et eksempel på sådanne ”tanger” kan ses på figur E.6 i appendiks E.

Såfremt indvindingen har ændret sig meget over tid (eller forventes at øges i fremtiden) fastlægges området som den størst mulige historiske/fremtidige oplandsudbredelse. Forskellige konceptuelle opfattelser af den geologiske opbygning kan også medføre forskellige bestemmelser af indvindingsoplande.

Når der tages højde for disse forhold sikres det, at alle de lokaliteter, der kan udgøre en risiko i forhold til indvindingen medtages.

4.3 STATUS FOR GRUNDVANDSOPLANDET

Efter områdeafgrænsningen foretages en analyse af områdets status med henblik på at beskrive de konkrete udfordringer i området, da disse er afgørende for flere af de følgende trin i oplandsanalysen. Denne analyse bygger på en gennemgang af området og de kortlægninger og undersøgelser der hidtil er lavet og hvilke konklusioner, der er gjort.

Grundlaget herfor er som minimum:

- Regionernes kortlægning af forurenede og muligt forurende grunde

¹ Forfattergruppens ekspertvurdering.

- Fund af miljøfremmede stoffer i grundvandsovervågningen (kan hentes på <http://geuskort.geus.dk/McPortal/>)

Formålet med prioriteringen er, at skabe det bedst mulige overblik over lokaliteter, der kan udgøre en risiko overfor grundvandsressourcen/indvindingen. Der kan være behov for supplerende opsporing af mulige punktkilder ud over de kortlagte ejendomme, f.eks. i landområder uden megen industri. Boks 4.1 beskriver nogle metoder til dette.

Afhængigt af det ønskede detaljeringniveau kan ovenstående suppleres med:

- Kommunale indsatsplaner og vandforsyningsplaner
- Geologisk og hydrogeologisk kortlægning udført af amterne (før 2007), statens miljøcentre (2007-2010) og Naturstyrelsen (siden 2011).
- Vandplaner

På baggrund af gennemgangen kan (alt efter behov) beskrives:

- Fordeling af kortlagte ejendomme inden for området, med V2-lokaliteter udspecificeret på indledende og videregående undersøgelser samt afværge, drift og monitorering
- Identificerede trusler fra punktkilder, herunder problemstoffer
- Konklusioner af kortlægningsarbejdet
- Grundvandets sårbarhed i området
- Overordnet vandbalance og vandbehov (til indvinding og recipienter)
- Alternativer til eksisterende indvinding
- Problemer med grundvandskvaliteten, som ikke skyldes punktkilder (f.eks. pesticider, chlorid, nitrat)

Boks 4.1. Potentielle punktkilder ud over kortlagte lokaliteter

Amterne og regionerne har gennem årene udført et stort arbejde med opsporing, undersøgelse og kortlægning af potentielt forurenede industri-, erhvervs- og boligejendomme.

Potentielle pesticidpunktkilder er ikke i samme grad blevet systematisk opsporet, og i landområder uden megen industri kan de udgøre en væsentlig andel af de potentielle trusler mod grundvandet. Gamle fyld- og lossepladser i landområder kan også udgøre en væsentlig trussel, og selvom der mange steder er udført grundig opsporing af disse, kan det ikke udelukkes, at nogle er blevet overset.

Den tilgængelige forureningsmæssige viden om de ikke-fundne lokaliteter er i sagens natur lille, men ved simple øvelser er det muligt at få et indtryk af omfanget af potentielle, ukendte kilder.

Pesticidpunktkilder

Pesticidpunktkilder, som kan være omfattet af jordforureningsloven, er en fællesbetegnelse for de vaskepladser, kemikalierum, blandings- og påfyldningspladser, oplagspladser mv., hvor pesticider har været håndteret i koncentreret form på f.eks. landbrug og gartnerier. Derimod er de arealer, hvor pesticiderne har været spredt til jordbrugsmæssige formål ikke omfattet af jordforureningsloven. Det må antages, at der i et vist omfang har været anvendt pesticider alle de steder, hvor der har været landbrug siden afslutningen af 2. Verdenskrig, hvor organiske midler som bl.a. MCPA, 2,4-D og DNOC blev introduceret til bekæmpelse af ukrudt i korn (Dansk Agrokemisk Forening, 1995).

Den gennemsnitlige bedriftsstørrelse omkring år 1950 var på ca. 16 ha (Gyldendal, 2011). På denne baggrund er det muligt at give et bud på antallet af tidligere landbrugsbedrifter og dermed et tilsvarende antal mulige pesticidpunktkilder i grundvandsoplandet. Metoden er anvendt i Case nr. 1, som er beskrevet i appendiks E.

Det mulige punktkildeantal kan analyseres grundigere ved at gennemgå Danmarks Statistiks årbøger for bedriftsantal (ekskl. rene husdyrbrug), som er opgjort på amts-/regionsniveau. Procentandelen af mulige punktkilder indenfor nuværende OSD og indvindingsoplande kan overslagsmæssigt vurderes ved at udtrække landbrugsejendomme fra CVR-registret og sortere disse i et GIS-miljø.

Af de potentielle kilder vil det kun være et fåtal, der udgør en trussel mod grundvandet. For det første vil mange af indvindingsoplandene og OSD områderne ikke være sårbare overfor nedsivning – her kan Miljøcentrenes resourcekortlægning anvendes til at udpege sårbare områder. For det andet er det kun på nogle af punktkilderne, at forureningsfluxen kan påvirke grundvandet på oplandsskala. En metode til trinvis screening af risikoen fra pesticidpunktkilder er beskrevet i Miljøstyrelsen (2011e).

For at give et bedre overblik over omfanget af pesticidpunktkilder har Region Syddanmark i 2011 igangsat et projekt vedrørende punktkilder i det åbne land, hvor det bl.a. er målet at afklare, hvordan stedfæstelse og eventuel kortlægning af pesticidpunktkilder kan gennemføres. Endvidere er der primo 2012 startet et Teknologiuudviklingsprojekt, som har til formål at udvikle metoder til at skelne mellem pesticidpunktkilder og –fladekilder.

Boks 4.1. (fortsat)

Gamle fyld- og lossepladser

Som udgangspunkt kan man regne med, at hver af de gamle sognekommuner fra før kommunalreformen i 1970 havde mindst én fyld- eller losseplads. Dette er ud fra rationale, at den enkelte sognekommune ikke ønskede at lægge jord til affald fra nabosognene, og at der endnu ikke foregik handel med affald, som tilfældet er i dag. Ved at plote kendte fyld- og lossepladser op mod de gamle sognegrænser kan man få en indikation på, om der skulle være ukendte fyld- eller lossepladser indenfor nogle af de gamle sognekommuner. Metoden er anvendt i Case nr. 1 i appendiks E (afsnit E.1.3).

De ”kendte fyld- og lossepladser” kan opgøres som fællesmængden af kortlagte lokaliteter, der enten ud fra branche, aktivitet, stof (=lossepladsperkolat) eller navn peger i retning af en fyld- eller losseplads. GIS-kort over de gamle sognegrænser kan f.eks. downloades via Dansk Center for Byhistorie (2011).

4.4 BRUTTOLISTE FOR OPLANDSANALYSE

I den indledende gennemgang er alle potentielle punktkilder inden for et opland i princippet i spil, og bruttolisten for oplandsanalysen består derfor af samtlige kortlagte lokaliteter inden for det definerede grundvandsopland. Med faglige begrundelser kan antallet senere reduceres, jf. afsnit 4.5.

Til bruttolisten hentes oplysninger om fordeling af kortlagte ejendomme inden for området, og for V2-lokaliteternes vedkommende, bør disse udspecificeres på indledende og videregående undersøgelser samt afværge, drift og monitoring.

Oplysninger om X/Y-kordinater og kortlægningsstatus hentes fra regionernes grundvandsdatabase (JAR-databasen, hos Region Sjælland GeoEnviron databasen) og håndteres i et regneark, hvor informationer fra alle de efterfølgende vurderingstrin noteres. For overblikkets skyld kan det desuden anbefales, at sortere og illustrere bruttolisten i et GIS-miljø.

4.5 UDVÆLGELSESKRITERIER

Når bruttolisten af lokaliteter er opstillet, er det tid til at definere *udvælgelseskriterier* for den nærmere analyse.

Udvælgelseskriterierne er en sorteringsmanøvre, der sigter på kun at medtage de lokaliteter, der er relevante i prioriteringen i forhold til det aktuelle trusselsbillede (som afdækket i analysen af oplandets status). Udvælgelseskriterierne kan være:

- Bestemt(e) vidensniveau(er). Det anbefales ikke at regne fluxbidrag fra V1-kortlagte lokaliteter, da der ikke er datagrundlag (forureningsundersøgelser), der understøtter dette.
- Et eller flere bestemte stoffer eller stofgrupper påvist eller sandsynlige
- En eller flere bestemte brancher/aktiviteter
- Beliggenhed i OSD/indvindingsopland/grundvandsdannende opland
- Beliggenhed i forhold til vertikale gradientforhold (f.eks. fravalg pga. opadrettet gradient). Man skal være forsigtig med dette kriterium, da

de vertikale gradientforhold kan variere som følge af pumpning, årstidsvariationer og andre magasinpåvirkninger. Desuden er det problematisk på lokaliteter med risiko for mobilt DNAPL-produkt, hvis transport er uafhængig af gradientforhold

- Driftsperioder ift. anvendelse af kritisk stof
- Afstand til indvinding
- Bestemte hydrogeologiske forhold, f.eks. spændte/frie magasiner.

For alle kortlagte lokaliteter i grundvandsoplandet dokumenteres det i regnearket, om lokaliteterne opfylder de valgte udvælgelseskriterier – og hvis ikke, hvilke udvælgelseskriterier de er fravalgt ud fra.

4.6 YDERLIGERE SCREENING AF LOKALITETSANTAL

Selv efter en udvælgelsesprocedure ud fra ovennævnte udvælgelseskriterier, kan antallet af tilbageværende lokaliteter være større, end det er muligt at håndtere inden for rammerne af et projekt, og der kan således være behov for et yderligere screeningstrin for at reducere antallet af lokaliteter til videre analyse til et håndtérbart antal.

Dette antal kan variere afhængigt af den aktuelle problematik og grundvandsoplandets størrelse. I tidligere projekter er således f.eks. foretaget udvælgelse/screening fra 749 til 148 lokaliteter (Naturstyrelsen, 2012) og fra 23 til 12 lokaliteter (Region Sjælland, 2010).

I screeningsprocessen skal det fortsat sikres, at de væsentlige punktkilder inkluderes. I et forløb hvor en yderligere screening bruges til at frasortere lokaliteter til videre analyse, er det i hvert screeningstrin vigtigt at dokumentere, at den enkelte frasorterede lokalitet ikke udgør en betydende risiko (og evt. andre årsager til frasortering), således at det altid vil kunne forklares, og evt. genovervejes i en senere fase. Dette kan gøres ved at oprette kolonner med kriterier for frasortering i hvert trin i regnearket for lokaliteterne i oplandet.

Den yderligere screening kan udføres ud fra enten en simpel risikoscorebaseret tilgang eller ved en mere manuel fremgangsmåde – eller en kombination heraf.

4.6.1 Screening ud fra risikoscorer

Screening ud fra risikoscorer bygger på vægtning af en række parametre, som samlet giver et overordnet relativt mål for risikoen fra hver lokalitet. Dette sker ud fra overvejelser om branche- eller stofrisiko, placering i forhold til drikkevandsområder og forskellige temaer for grundvandsmagasinets sårbarhed overfor den enkelte punktkilde.

Såfremt der screenes på både V1- og V2-lokaliteter, må vidensniveauet på V1-niveau være laveste fællesnævner. Det anbefales i dette tilfælde at udføre screeningen ved hjælp af pointsystemet præsenteret i afsnit 3.4.2, som er tilpasset rangordning af V1-lokaliteter. Såfremt der kun screenes på V2-lokaliteter (V1 kan f.eks. være fravalgt i udvælgelsesprocessen i afsnit 4.5), anbefales det at udføre screeningen ved hjælp af pointsystemet præsenteret i afsnit 3.4.3, som er tilpasset rangordning af V2-lokaliteter.

Udvælgelsen til videre analyse baseres på den opnåede pointscore i screeningen. Skæringslinjen for hvilke lokaliteter, der medtages må afgøres i det enkel-

te projekt. Det er vigtigt at vurdere skæringslinjen i relation til det aktuelle trusselbillede.

Metodens begrænsninger

Afhængigt af hvor mange lokaliteter der er tilbage efter udvælgelsesprocessen, kan det i nogle tilfælde være overflødigt at udføre den scorebaserede screening. Såfremt GISP-systemet ikke er sat op og kører på regionsniveau er det erfaret, at der uafhængigt af lokalitetsantal vil være en vis opstartstid med at få opsat systemet og indhentet data.

I GISP databasen er alle potentielt forurenende brancher og industrier medtaget, men der kan være stor forskel på sandsynligheden for at aktiviteterne faktisk medfører forurening. Ligeledes gælder det, at der i GISP-databasen er registreret en lang række potentielle forureningsstoffer for hver af brancherne. Men der skelnes ikke mellem sandsynligheden for at de specifikke stofgrupper er tilknyttet branchetypen. Således vil en branche, der har anvendt store kemikalimængder over lang tid blive vægtet ligeså højt i den automatiserede screening, som brancher, hvor der potentielt kun er brugt sporadiske mængder af de(t) pågældende kemikalie(r).

Endelig vil mange landområder være præget af, at en overvejende del af kortlægningerne er baseret på ensartede aktivitetstyper (herunder oplag af olie og detailsalg af benzin).

Af de nævnte årsager kan en ”manuel screening” ud over den scorebaserede screening sjældent undgås.

4.6.2 Manuel screening

En manuel screening kan anvendes, hvis antallet af lokaliteter efter en scorebaseret screening er stort, eller hvis den scorebaserede metode fravælges i det hele taget, jf. ovenstående afsnit. Ved manuel screening foretages en gennemgang af det dokumentationsgrundlag, der foreligger på de enkelte lokaliteter.

Figur 4.3 viser et princip for manuel screening, hvor en bruttoliste af lokaliteter sorteres med aktive til- og fravalg. Dette giver en gråzone med et antal lokaliteter, hvor risikoen ikke umiddelbart kan afgøres ud fra de overordnede oplysninger (f.eks. branche). Hvis antallet af lokaliteter fortsat er for stort til den videre analyse, kan der foretages mere kvalitative vurderinger af forureningssandsynligheden for lokaliteterne i gråzonen ud fra arkivmateriale.



FIGUR 4.3. PRINCIP FOR SORTERING AF LOKALITETER VED MANUEL SCREENING.

Boks 4.2. Eksempel på manuel screening

Som eksempel på en manuel screening blev en bruttoliste på 23 lokaliteter ved prioritering af punktkilder i Haslev-området (Region Sjælland, 2010) reduceret til 12 ved en manuel screening alene. Her blev der først valgt tre lokaliteter aktivt til på baggrund af kendte forureningsundersøgelser, og fem lokaliteter kunne hurtigt frasorteres pga. fejltilmelding, uinteressant placering ift. indvinding samt uinteressante driftsperioder. De 15 resterende lokaliteter i ”gråzonen” blev derefter nærmere gennemgået og yderligere tre kunne frasorteres på baggrund af miljøgodkendelser og virksomhedernes størrelse.

4.7 VALG AF FLUXBEREGNINGSMETODE

De lokaliteter der går videre til nærmere lokalitetsanalyse er de væsentlige kilder, der potentielt udgør en risiko overfor grundvandet. For disse lokaliteter beregnes de individuelle forureningsbidrag, som siden sammenstilles til den samlede risikobaserede prioritering.

Når fokus er på en konkret indvinding, er det nødvendigt at betragte forureningsfluxen fra hver punktkilde for at kunne sammenstille individuelle forureningsbidrag inden for oplandet, som nævnt i afsnit 2.4.1. Dette er som udgangspunkt ikke nødvendigt når fokus er på grundvandsressourcen, da der her primært anvendes koncentrationsmål som prioriteringsparameter, jf. afsnit 2.4.1.

I denne håndbog beskrives to metoder, dels en simpel stationær fluxberegning samt en detaljeret, dynamisk fluxberegning. De to beregningsmetoder er beskrevet i hhv. afsnit D.1 og D.2 i appendiks D. Metoderne har hver deres force, og Tabel 4.1 giver et overblik over forskellene mellem de to metoder. Figur 2.3 skitserer hvordan individuelle bidrag fra punktkilder i et opland kan sammenstilles med de to metoder.

Det aktuelle trusselsbillede (som afdækket i analysen af oplandets status) og formålet med oplandsanalysen sammenholdes med anvendelsesmulighederne for de to metoder (Tabel 4.1, nederst), og én af metoderne udvælges.

Fluxberegningen skal som udgangspunkt regnes for det stof, som vurderes mest grundvandskritisk (vurderet som kildekonzentrationen i forhold til grundvandskvalitetskriteriet). I tvivlstilfælde kan regnes på to stoffer. Tjeklisten i appendiks C er sat op til at håndtere indtastning af informationer for op til to stoffer.

TABEL 4.1 OVERBLIK OVER STATIONÆR OG DYNAMISK FLUXBEREGNING.

Metode	Stationær fluxberegning	Dynamisk fluxberegning
Beskrivelse	<p>Simpel, stationær fluxberegning som giver et øjebliksbillede af udvaskningen fra kildeområdet på det tidspunkt, hvor undersøgelsen er udført.</p> <p>Forureningsmassen i kildeområdet og fluxen ud af kildeområdet forudsættes at være konstante. Dvs., at den stationære fluxberegning ikke forholder sig til tidsperspektivet og varigheden af udvaskningen.</p> <p>Den stationære fluxberegning er den samme som anvendes i den regionale prioriteringsmodel (afsnit 3.3.2).</p>	<p>Beregning af forureningsmasser og tidsvarierende udvaskning gennem dæklag, under hensyntagen til fjernelse af masse i kildeområdet samt nedbrydning og sorption.</p> <p>Beregning af samlet påvirkning af receptor, under hensyntagen til tidsforskydning af bidrag.</p>
Forudsætninger	<p>Infiltrationsraten, forureningskildens areal og middelkoncentrationen i kildeområdet forudsættes konstante.</p> <p>Der forudsættes primært infiltrationsbåren transport, og der kan ikke regnes på fri fase transport.</p>	<p>Infiltrationsraten og forureningskildens areal forudsættes konstante.</p> <p>Der forudsættes primært infiltrationsbåren transport, og der kan ikke regnes på fri fase transport. Der kan dog defineres arealer med høje koncentrationer for at simulere udvaskning fra fri fase hotspots.</p>
Resultater	<p>Beregning og rangordning af stationære fluxe fra kildeområder.</p> <p>Resultatet er ofte på den konservative side, da der ikke tages hensyn til tidsforskydning af bidrag.</p>	<p>Beregning af samlet påvirkning af receptor over tid, under hensyntagen til tidsforskydning af bidrag.</p>
Usikkerhed	<p>Middel.</p> <p>Størst usikkerhed i områder med fri fase samt hvor der er svært vurderbar infiltration eller primært diffusionsbetinget transport (se app. D).</p>	<p>Middel-høj.</p> <p>Størst usikkerhed i områder med fri fase samt hvor der er svært vurderbar infiltration eller primært diffusionsbetinget transport (se app. D).</p> <p>Detaljeret beregning kræver mange parametre og en kompleks konceptuel beskrivelse, hvilket øger usikkerheden på resultatet.</p>
Anvendelsesmuligheder	<p>Overblik over trusselsniveau i et grundvandsopland, som er konservativt ift. nedbrydnings- og forsinkelsesprocesser.</p> <p>”Hurtig” prioritering af lokaliteter i område med ikke-akut trussel.</p>	<p>Vurdering af den samlede påvirkning af ressource eller vandværk i forhold til kvalitetskriterier over tid.</p> <p>Forudsigelse af tidspunkt for forskellige påvirkninger og prioritering af tiltag her ud fra.</p> <p>Sammenligning mellem beregningsresultat og målt koncentration i receptor.</p>
Tidsforbrug pr. lokalitet*	2-3 timer	5-10 timer

* Opgørelsen er inkl. lokalitetsresumé, beregninger og KS men ekskl. tidsforbrug til samlet konsekvensvurdering, visualisering mv., og er baseret på erfaring fra tidligere projekter.

4.7.1 Nettofluxvurderinger for lokaliteter med aktiv afværg

På nogle lokaliteter vil den udvaskede forureningsmængde være påvirket af aktiv afværg, enten direkte på lokaliteten, eller via større afværgelanlæg, der påvirker flere lokaliteter. For at afspejle risikoen med denne afværgeseffekt, beregnes en såkaldt ”nettoflux”, hvor de individuelle fluxe fra hver lokalitet reduceres med den mængde forurening, der årligt vurderes at blive fjernet via afværgelanlægget.

Ved store afværgelanlæg, der fjerner/afskærer forurening fra flere lokaliteter udføres en gennemgang af den samlede effekt af afværgen, og dens effekt på hver af punktkilderne inden for deres respektive oplande. Reduktionen for hver lokalitet inden for oplandet regnes forholdsmæssigt med den gennemsnitlige fjernede mængde i afværgelanlægget med mindre mere specifikke informationer haves. Eksempler herpå er givet i Naturstyrelsen (2012), bilag 16.

Såfremt den vurderede effekt af afværgen er større end den beregnede maksimale flux fra kilden/kilderne, sættes nettofluxen til 0, og der foretages en vurdering af eventuelle tidsmæssige faktorer, eller muligheden for ukendte forureningskilder, der kan forklare forskellen.

4.8 HÅNTERING AF USIKKERHEDER

4.8.1 Lokalskala usikkerhed

Uanset hvilken beregningsmetode der anvendes, er det nødvendigt at forholde sig til usikkerhederne på flux- eller koncentrationsestimaterne, da der oftest er stor forskel på mængden og kvaliteten af data mellem de medtagne potentielle punktkilder – også blandt lokaliteter med samme vidensniveau. Den beregnede påvirkning fra hver lokalitet skal således nuanceres med lokalskala usikkerheden, som er beskrevet i afsnit 2.4.2.

For hver lokalitet noteres den relative usikkerhedsscore eller usikkerhedskategori i regnearket for oplandet.

4.8.2 Oplandsskala usikkerhed

Når fokus er på en konkret indvinding bør det vurderes, hvor sikkert det er, om den enkelte lokalitet ligger inden for oplandet til indvindingsboringerne, især hvis lokaliteterne er spredt ud over et opland og mange lokaliteter ligger tæt på oplandsgrænserne. Disse usikkerhedsvurderinger på oplandsskala kan medtages i den samlede prioritering, idet jo større sikkerhed der er for, at en kilde ligger inden for oplandet; des højere prioritering².

Hver lokalitet kan således i lighed med lokalskala usikkerheden tildeles en oplandsskala-usikkerhed i én af tre kategorier; lav, middel eller høj, hvilket kan gøres på (mindst) tre forskellige detaljeringsniveauer, efter stigende kompleksitet:

- Simpel vurdering af lokalitetens beliggenhed i forhold til oplandsgrænserne.

² Man skal her være opmærksom på, at en kilde kan have lav prioritet i forhold til ét opland (hvis den ligger udenfor), men høj prioritet i forhold til et naboopland, hvis den ligger indenfor dette. Derfor bør der over oplandsniveauet foregå en prioritering på regionsniveau og dermed *mellem* oplande.

- Beregning af indvindings- og grundvandsdannende oplande for forskellige alternative konceptuelle modeller. Som udgangspunkt kan det være relevant at beregne scenarier med historisk eller fremtidig indvinding eller med alternative geologiske tolkninger, da disse kan have stor betydning for punktkildernes beliggenhed inden for oplandet. For den enkelte lokalitet noteres, hvorvidt den ligger inden for oplandet i hvert scenario, og den kategoriseres med høj, middel eller lav sikkerhed ud fra antallet af scenarier, hvor den ligger indenfor.
- Stokastiske beregninger af udbredelsen af indvindings- og grundvandsdannende oplande og kategorisering i forhold til sandsynligheden for beliggenhed inden for oplandet (Sonnenborg og Henriksen, 2005 (kap. 19)).

For hver lokalitet noteres oplandsskala usikkerhedskategorien i regnearket for oplandet.

4.9 KONSEKVENSVURDERING

Konsekvensvurderingen er en vurdering af, i hvilken grad hver punktkilde påvirker den truede receptor (grundvandsressourcen eller en konkret indvinding).

4.9.1 Konsekvensvurdering i forhold til grundvandsressourcen

Da beskyttelse af grundvandsressourcen er knyttet til overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet i magasinet tages i dette tilfælde udgangspunkt i påvirkningen af grundvandsmagasinet under hver punktkilde, C_{GV} , jf. Figur 2.3. I overensstemmelse med Miljøstyrelsens vejledning regnes denne efter ét års transporttid i magasinet, dog højst 100 m (Miljøstyrelsen, 1998).

Koncentrationen C_{GV} kan regnes med JAGG, hvor JAGGs beregnede koncentration efter Trin 2 (C_2) anvendes. Hvis der for alle lokaliteterne er detaljerede oplysninger om nedbrydningsforhold kan anvendes koncentrationen efter Trin 3 (C_3).

For at prioriteringen kan udføres i forhold til graden af risiko, bør de beregnede koncentrationer normaliseres i forhold til grundvandskvalitetskriterierne for det enkelte stof. Dette sker ved at dividere den beregnede koncentration C_{GV} med grundvandskvalitetskriteriet C_{krit} .

For hver lokalitet noteres C_{GV}/C_{krit} i regnearket for oplandet.

4.9.2 Konsekvensvurdering i forhold til en konkret vandindvinding,

Stationær fluxberegning

For den stationære fluxberegning kan foretages en simpel beregning af påvirkningen af indvindingen ved følgende udtryk:

$$C_{indv,i} = J_{0,i} / Q_{indv} \cdot 10^3 \quad (4.1)$$

hvor

$C_{indv,i}$: Teoretisk koncentrationsbidrag i indvindingen for lokalitet i ($\mu\text{g/l}$)

$J_{0,i}$: Beregnet flux fra lokalitet i , jf. ligning D.1 ($\text{g}/\text{år}$)

Q_{indv} : Indvindingsrate ($\text{m}^3/\text{år}$)

Det fremgår af ligningen, at et givet fluxbidrag resulterer i en større indvundet koncentration i en lille indvinding end i en stor indvinding pga. den lille fortynding af bidraget.

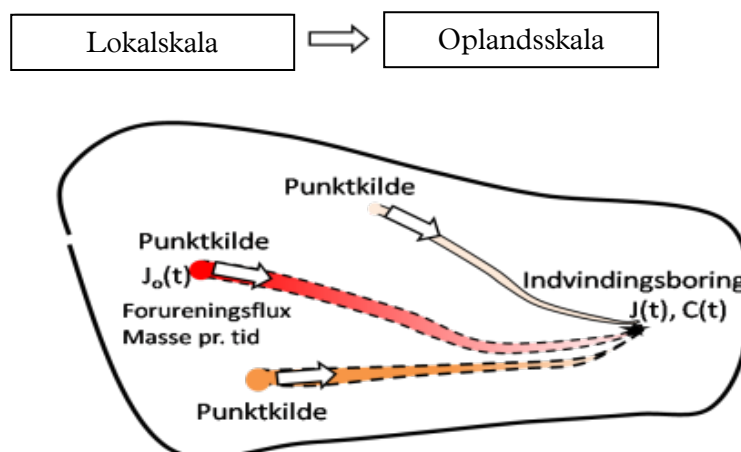
Den samlede påvirkning af indvindingen for hvert forureningsstof kan estimeres ved at summere enkeltbidragene $C_{indv,i}$ for hvert stof. Det skal erindres at denne beregning oftest vil være meget konservativ, da der ikke er taget højde for tidsforskydning af bidrag og fortyndende/nedbrydende processer fra kilde til indvinding.

For at prioriteringen kan udføres i forhold til graden af risiko, bør de beregnede koncentrationsbidrag fra hver lokalitet normaliseres i forhold til grundvandskvalitetskriterierne for det enkelte stof. Dette sker ved at dividere den beregnede koncentration $C_{indv,i}$ med grundvandskvalitetskriteriet C_{krit} .

For hver lokalitet noteres $C_{indv,i}/C_{krit}$ i regnearket for oplandet.

Dynamisk fluxberegning

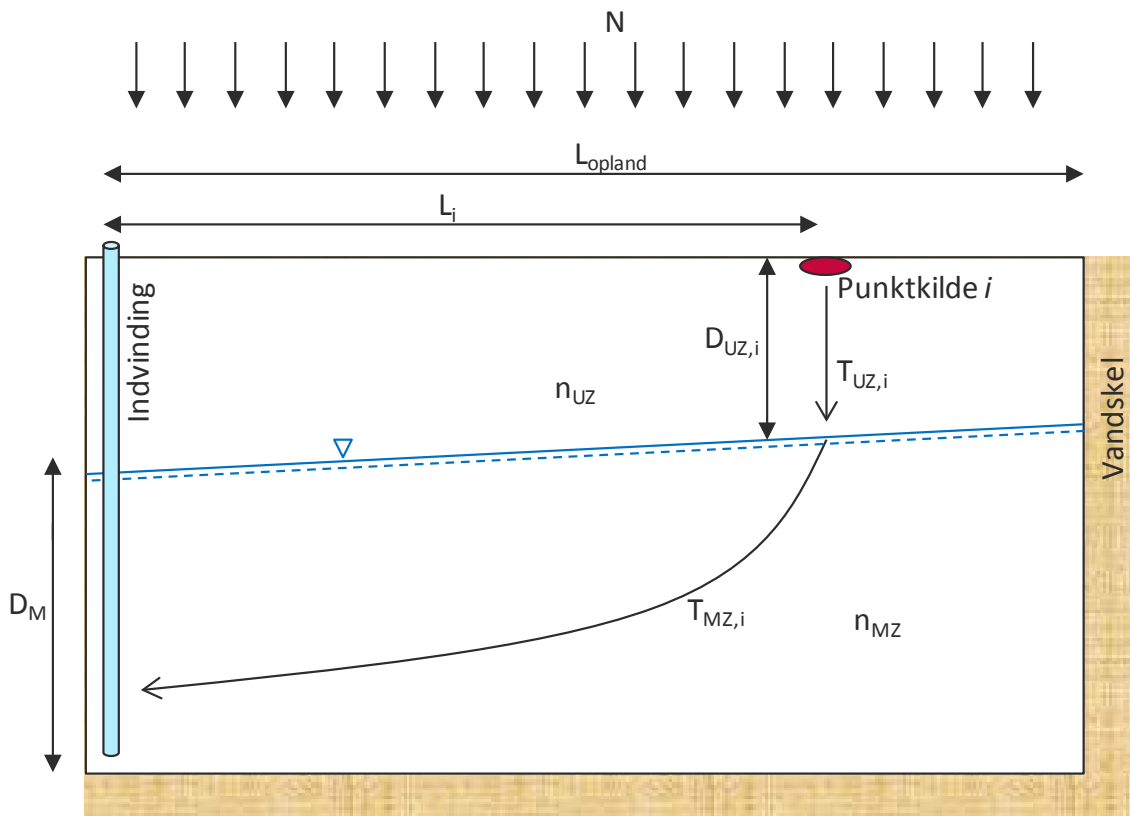
I dette tilfælde er det nødvendigt at opstille en model eller metode, som kan samle alle enkeltfluxene umiddelbart under hver punktkilde (J_{GV}) og koble dem på en beskrivelse af transporten i grundvandet og herefter beregne den resulterende påvirkning i indvindingsboringerne. Princippet herfor er illustreret på Figur 4.4.



FIGUR 4.4 PRINCIP FOR TRANSPORT AF ENKELTBIDRAG FRA PUNKTKILDER TIL INDVINDINGSBORING (ELLER ANDEN RECEPTOR). MODIFICERET EFTER TROLDORG ET AL. (2008).

Ved risikovurdering overfor indvindinger medtages de lokaliteter inden for oplandet, der ligger i det grundvandsdannende opland samt eventuelle lokaliteter med DNAPL forureninger i indvindingsoplandet. Hvis det grundvandsdannende opland er ukendt, medtages alle punktkilder i indvindingsoplandet som bedste bud (som oftest vil dette være konservativt).

Transporttiden fra en punktkilde til en indvindingsboring er en sum af transporttider i dæklag og et eller flere grundvandsmagasiner, som vist på Figur 4.5.



FIGUR 4.5 PROFIL GENNEM ET HOMOGENT OPLAND TIL EN INDVINDINGSBORING (EFTER APPELO OG POSTMA (2005)).

Transporttiden i dæklag kan regnes vha. den dynamiske model beskrevet i appendiks D.2.

For at holde kompleksitetsniveauet nede anbefales det at beskrive transporten i grundvandsmagasinet som 1-dimensionel og styret af advektion.

Den uretarderede transporttid i grundvandsmagasinet (dvs. transporttiden uden hensyntagen til evt. sorption og dermed forsinkelse af stoftransporten) kan regnes vha. følgende to fremgangsmåder:

- Simpel vurdering af transporttider ud fra den overordnede vandbalance, jf. Figur 4.5 (Appelo og Postma, 2005):

- $$T_{MZ,i} = \frac{n_{MZ} \cdot D_M}{N} \cdot \ln\left(\frac{L_{opland}}{L_{opland} - L_i}\right) \quad (4.2)$$

Hvor:

- $T_{MZ,i}$: Uretarderet transporttid i grundvandsmagasin (år)
 - n_{MZ} : Effektiv porøsitet i grundvandsmagasin (-) Se f.eks. tabel B.3 i app. B
 - D_M : Gennemsnitlig tykkelse af grundvandsmagasin (m)
 - N : Gennemsnitlig infiltration til magasinet (m/år)
 - L_i : Afstand fra punktkilde til indvinding (m)
 - L_{opland} : Samlet længde af indvindingsopland (m)
- Det bemærkes, at transporttiden beregnes uendelig, hvis lokalitet i ligger på kanten af oplandet. I praksis vil transporttider aldrig være uendelige, da oplandsgrænserne fluktuerer over tid.

- Partikelbanesimulering i en grundvandsmodel

Transporttiden kan alternativt beregnes ved hjælp af Darcy's ligning ud fra potentialeforhold og antagelser om hydraulisk ledningsevne, K . Oftest vil usikkerheden på K dog være større end på D_M og N i ligning 4.2.

De fleste forureningskomponenter tilbageholdes (retarderes) i større eller mindre grad som følge af sorption til jordpartikler. Den retarderede transporttid beregnes ved

$$T(\text{retarderet}) = T(\text{uretarderet}) \cdot R \quad (4.3)$$

Retardationsfaktoren R beregnes under forudsætning af lineære sorptionsforhold ved (Appelo og Postma, 2005):

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{n} \quad (4.4)$$

hvor

R : Retardationsfaktor (-)

ρ_b : Bulk densitet af jordmedium (kg/l)

K_d : Lineær distributionskoefficient (l/kg), givet ved:

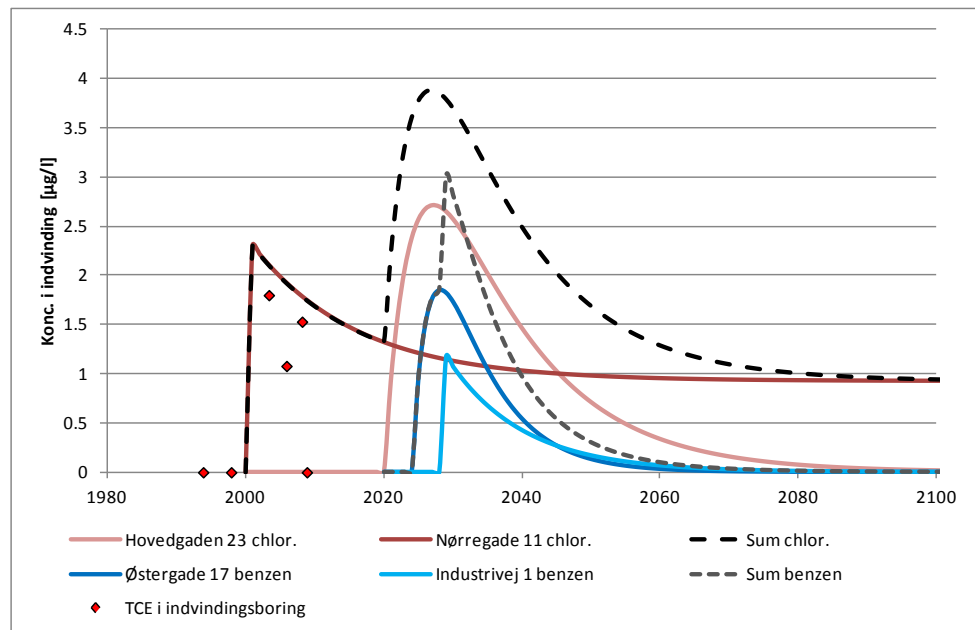
$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$. Disse størrelser er hhv. stof- og jordspecifikke, og kan hentes i f.eks. JAGGs database.

n : Effektiv porøsitet i jordmedium (-)

Ud fra beskrivelsen af transporten i oplandet kan udvaskningen fra hver enkeltkilde kobles med transporttiden og eventuelle nedbrydningsprocesser i grundvandsmagasinet, hvorefter det er muligt at beregne gennembrudskurver for enkeltbidragene i indvindingsboringerne. De resulterende koncentrationer i det indvundne vand beregnes ved at dele fluxen til indvindingsboringen J_{indv} (g/år) med indvindingsraten Q_{indv} ($m^3/år$) og summere bidragene for hver stofgruppe, jf. ligning 4.1 (hvor J_{indv} anvendes i stedet for J_0).

De resulterende sumkurver for hver stofgruppe kan herefter sammenlignes med kvalitetskriteriet og eventuelle analyser af det indvundne vand, såfremt der er sket gennembrud til indvindingsboringen. Sammenligningerne med analyseresultater kan tjene som kalibrerings- eller valideringsøvelse for analysen, hvilket er en af styrkerne ved den dynamiske beregningsmetode.

FIGUR 4.6 viser et eksempel på beregning af gennembrudskurver og sammenligning med målte koncentrationer.



FIGUR 4.6 EKSEMPEL PÅ KONSEKVENSBeregning af enkeltkildebidrag og sumkurver for chlorerede opløsningsmidler og benzen i en indvindingsboring, sammenlignet med målte koncentrationer i indvindingsboringen (syntetiske data).

Når gennembrudskurverne beregnes ud fra forureningsundersøgelser, repræsenterer de reelt kun udvaskningen fra undersøgelsestidspunktet og frem. De tager dermed ikke højde for den udvaskning og påvirkning af magasinet, der er sket forud for dette tidspunkt. De beregnede kurver kan således kun benyttes til at prioritere kildenære tiltag, og ikke tiltag overfor forurening, der måtte være udvasket før undersøgelsestidspunktet.

For at give et bud på den reelle tidlige påvirkning af indvindingen, som bl.a. kan sammenlignes med de målte koncentrationer på vandværket, er det ud fra informationer om driftstid og koncentrationsniveauer muligt at foretage en ekstrapolation bagud i tid af bidraget fra lokaliteterne. Proceduren for dette er bl.a. beskrevet i Naturstyrelsen (2012), bilag 9.

Det skal understreges, at bagud-ekstrapolering af forureningsbidrag er yderst usikkert, og vurderes generelt relativt konservativt i forhold til den reelle belastning.

Såfremt den oppumpede koncentration er *højere* end den beregnede kan det (foruden usikkerhed på evt. bagud-ekstrapolation) skyldes at:

- der er betydende punktkilder, der er fravalgt i screeningsprocessen
- der er betydende punktkilder, der ikke er identificeret.
- de estimerede bidrag fra de medtagne punktkilder er for lave.
- transporttiden reelt er større end beregnet.

Omvendt kan en oppumpet koncentration *lavere* end den beregnede skyldes at:

- der er medtaget punktkilder, som reelt ikke påvirker indvindingsboringen.
- de estimerede bidrag fra de medtagne punktkilder er for høje.
- transporttiden reelt er mindre end beregnet.

Såfremt der er stor forskel mellem målte og beregnede påvirkninger bør dette forklares og mulige korrektioner kan foretages, enten på lokal skala (f.eks. justering af meget usikre forureningsbidrag) eller på oplandsskala (f.eks. antallet af medtagne punktkilder).

4.10 PRIORITERINGSMETODE

Såfremt konsekvensvurderingen viser, at der er behov for handlinger overfor én eller flere af lokaliteterne inden for oplandet, gives her anbefalinger til en risikobaseret tilgang til prioritering af tiltagene.

Formålet med opstilling af et prioriteringssystem er generelt at sikre, at:

- Punktkilder der udgør en stor trussel mod indvinding eller ressource prioriteres højt
- Punktkilder med høj tilknyttet usikkerhed prioriteres højt eller lavt, alt efter behov. Nogle regioner prioriterer de usikre lokaliteter højt, for at skaffe det bedst mulige undersøgelsesgrundlag inden beslutning om afværge. Andre prioriterer velundersøgte lokaliteter højt for hurtigt at kunne føre disse videre til evt. afværgeprojekt. Vægtningen i denne kategori afhænger således af den enkelte regions tilgang til den overordnende "tødekæde", som beskrevet i afsnit 2.1.

Hvordan prioriteringen udføres ud fra de udførte øvelser, afhænger af, om der regnes med stationære eller dynamiske (tidsvarierende) påvirkninger.

4.10.1 Prioritering ved stationære beregninger

Stationært beregnede koncentrations- eller fluxbidrag kan anvendes til en overordnet rangordning af bidragene fra hver lokalitet, og metoden kan således uden videre kombineres med et prioriteringssystem baseret på scorer for forskellige parametre af betydning for den samlede risiko.

I det følgende er beskrevet en simpel pointbaseret prioriteringsmetode, som i princippet er den samme, som anvendes i prioriteringsværktøjet GISP (Danske Regioner, 2007).

Som i GISP er metoden bygget op omkring vægtning af en række tilpassede parametre. Variationsbredden for hver parameter inddeles i fagligt begrundede intervaller, der hver især tildeles point i forhold til at udtrykke risikoen ved den pågældende parameter. Hver parameter er desuden tildelt en vægt, således at parametrene kan vægtes mod hinanden. Den samlede score for hver lokalitet er en summering af point x vægt for hver parameter:

$$\text{Samlet score} = (\text{Point}_{\text{Param 1}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 1}}) + (\text{Point}_{\text{Param 2}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 2}}) + (\text{Point}_{\text{Param 3}} \times \text{Vægt}_{\text{Param 3}}) + \dots + (\text{Point}_{\text{Param N}} \times \text{Vægt}_{\text{Param N}}) \quad (4.1)$$

hvor:

$\text{Point}_{\text{Param x}}$: Fordeling af point fra eks. 1 til 10 over parameterens variation, og hvor den højeste værdi repræsenterer den største risiko.

Vægt_{Param x} : Vægt af parameterens betydning i forhold til de øvrige parametre.

N: Antallet af medtagne parametre

Metoden er analog til den tidligere nævnte pointbaserede screeningsmetode (afsnit 4.6.1).

I Tabel 4.2 er angivet mulige prioriteringskriterier. Prioriteringskriterierne vil variere afhængigt af problemstillingen i det konkrete opland, og de listede kriterier og deres vægtning skal ses som et udgangspunkt for prioriteringen.

Stofrisikoen er en samleparameter, som indeholder en vægtning af risiko i forhold til mobilitet, nedbrydelighed og giftighed. De individuelle point og vægte for de tre ”underparametre” samt de anvendte modelstoffer for stofgrupperne fremgår af hhv. tabel A.2 og A.3 i Appendiks A

Afhængigt af om prioriteringen udføres i forhold til grundvandsressourcen eller en konkret indvinding, vægtes den potentielle udvaskning ud fra enten den beregnede koncentration i grundvandszonen, C_{GV} , eller den beregnede koncentration i indvindingen, C_{indv} , normaliseret med kvalitetskriteriet jf. afsnit 4.9.

I Tabel 4.2 er listet en række yderligere prioriteringsparametre, som dels er administrative (placering ift. drikkevandsområder mv.) og dels sårbarhedsmæssige (dvs. relateret til den naturlige beskyttelse af grundvandsressourcen).

Pointtildelingen for hver lokalitet beregnes ved at summere de opnåede point ganget med vægten for hver parameter. Summen heraf giver den relative prioritering for hver lokalitet.

Ligesom valget af prioriteringsparametre er frit, er det muligt at justere på intervalgrænserne, antallet af intervaller og/eller point/vægte i tabellen, hvis lokale behov betinger dette. Hvis f.eks. parameteren ”Koncentration i indvinding C_{indv} normaliseret ift. GV-kriterium” anvendes, og hovedparten af koncentrationsmålingerne overstiger 100 x grundvandskvalitetskriteriet, kan det være relevant at ændre kategorigrænserne, så hovedparten af lokaliteterne ikke tildeles den højeste kategori. Ligeledes bemærkes det, at den anvendte beregningsmetode kun giver en lille spredning i pointgivningen vedr. stofrisiko for de mest kritiske stoffer i tabellen. Erfaringer om specifikke problemstoffer i et område kan berettige en ændring i pointgivningen eller evt. neddeling af stofgrupper i flere undergrupper (f.eks. flere typer pesticider).

Vurdering af parameterantal og usikkerheder

Mens det anbefales at inkludere alle parametre med sort skrift i tabel 4.3, er parametrene markeret med grønt valgfri og kan anvendes efter behov til nuancering af resultatet.

En prioritering bliver ikke nødvendigvis mere ”rigtig”, hvis der anvendes mange prioriteringsparametre, idet introduktion af flere parametre potentielt øger usikkerheden på det samlede resultat. De enkelte parametre bør således kun tages med i prioriteringen, hvis man har pålidelige data om dem.

TABEL 4.2 PARAMETRE TIL PRIORITERING AF LOKALITETER INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPLAND. PARAMETRE MED GRØNT ER VALGFRI PARAMETRE, SOM EFTER BEHOV KAN ANVENDES TIL NUCANCERING. INTERVALGRÆNSER, POINT OG VÆGTE SAMT ANTAL INTERVALLER KAN JUSTERES, HVIS LOKALE BEHOV BETINGER DET.

Parameter	Kategorier/ intervaller	Point	Vægt	Datagrundlag
Lokalitetsspecifikke scorere				
Stofrisiko	Chl. opl. midler	10	4	GISP-databasen. Anvendt vægtning af underparametre er angivet i Appendiks A
	Pesticider	10		
	BTEX/benzin	8,6		
	Phenoler	8,6		
	MTBE	7,4		
	Øvrige opl.midler	6,9		
	Cyanid	6,3		
	Olie	5,1		
	PAH'er	4,3		
	Tungmetaller	4,3		
Konc. i GV-zone, C_{GV} eller konc. i indvinding, C_{indv} , normaliseret ift. GV-kriterium	>100 x C_{krit} 10-100 x C_{krit} <10 x C_{krit} <1 x C_{krit}	10 4 3 0	4	Undersøgelser (repræsentative målinger)
Lokalskala usikkerhed	Lav Middel Høj	9 / 3 * 6 3 / 9 *	3	Kvalitativ eller semi-quantitativ metode, jf. afsnit 4.8.1.
Oplandsskala usikkerhed	Lav Middel Høj	9 6 3	3	Kvalitativ eller kvantitativ metode, jf. afsnit 4.8.2.
Administrative scorere (drikkevandsinteresser mv.)				
Drikkevandsinteresser ^a	OSD	10	5	Miljøportalen** Naturstyrelsens kortlægning
	IVO/IPO	8		
	OD	3		
Kildepladszone eller BNBO	Ja Nej	2 0	3	Kommunerne (evt. kommunal GIS-portal) Lægges evt. på Miljøportalen med tiden
Grundvandsressourcens sårbarhed				
Afstand til indvinding i opland	0-100 m	10	5	GIS-miljø med lokaliteter, opland og indvindingsboringer. Opmåling på Miljøportalen med aktivering af temaer for vandværksboringer Opmåling via Google Earth med GEUS-boringstema***
	100-250 m	8		
	250-500 m	6		
	500-1.000 m	4		
	>1.000 m	2		
Lerlagstykkelse fra 5 m u.t.	0-5 m	10	3	Naturstyrelsens kortlægning Amternes kortlægning
	5-10 m	8		
	10-30 m	5		
	>30 m	1		

* Høj usikkerhed kan vægte enten højt eller lavt afhængigt af den enkelte regions behov, jf. afsnit 2.4.2.

** <http://kort.arealinfo.dk>

*** Google Earth: <http://www.google.com/earth/index.html>. GEUS boringstema til Google Earth: <http://geuskort.geus.dk/GeusMap/kml>

^a OSD: Område med særlige drikkevandsinteresser, IVO/IPO: Indvindingsopland/indsatsplanområde for almen vandforsyning uden for OSD, OD: Område med drikkevandsinteresser

Den fleksible opstilling af prioriteringskriterier introducerer et betydeligt element af subjektiv vurdering. En given prioriteringsliste kan derfor ikke opfattes som den entydige sandhed og det er nødvendigt tydeligt at dokumentere baggrunden for prioriteringskriterierne i det enkelte tilfælde.

4.10.2 Prioritering ved dynamisk fluxberegningmetode

Hele det tidlige overblik i den dynamiske model kan ikke honoreres ved kun at vægte nøgleparametre i et fast prioriteringsskema. Det anbefales i denne tilgang at foretage prioriteringen primært ud fra det overblik, som gennembrudskurverne (afsnit 4.9) og øvrige oversigtskort giver i forhold til problemstillingerne i oplandet.

Hvis det ønskes yderligere at nuancere prioriteringen kan man bruge nogle af prioriteringsparametrene fra den stationære fluxmetode (Tabel 4.2). Til beregning af koncentrationen i indvindingsboringen (C_{indv}) i skemaet anvendes den maksimale flux til grundvandsmagasinet (J_{GV}) eller til indvindingsboringen (J_{indv}).

4.11 DATA, DATAKILDER OG DATAKVALITET

I appendiks B er givet en oversigt over hvilke data der er nødvendige på de forskellige analyseniveauer, og hvilke kilder der findes til de pågældende data. Der er langt hen af vejen tale om de samme data som er nødvendige for at kunne udføre en traditionel risikovurdering, mens der specielt i forhold til oplandsbeskrivelsen kræves lidt flere oplysninger. I de tilfælde oplysningerne ikke haves, giver appendiks B referencer til ”bedste bud”.

En risikobaseret prioritering kan kræve mange data, og jo flere af disse der er pålidelige og tilgængelige, des mere pålidelig bliver analysen. Dette gælder både informationer på oplandsskala (f.eks. grundvandspotentiale og geologiske forhold) og på punktkildeniveau (f.eks. forureningsniveau og -afgrænsning).

Manglende data tilhører to kategorier:

- Data som ikke findes eller som er forældede (f.eks. utidssvarende forureningsundersøgelser eller forældede potentialekort).
- Data som findes, men som ikke er umiddelbart tilgængelige, som f.eks. ikke-digitaliserede undersøgelsesdata, data som kræver udveksling mellem datasystemer eller udveksling fra andre dataejere end den udførende myndighed.

Det er håbet, at denne håndbogs retningslinjer kan forbedre dataindsamlingen i det fremadrettede undersøgelsesarbejde, men der ligger et stort arbejde i forhold til at fremskaffe ældre data, ikke blot i forhold til analyser på større skala, men også i regionernes arbejde med oplysningerne i deres databaser generelt. Denne proces er beskrevet i boks 4.3.

Boks 4.3. Datavask

Betegnelsen datavask dækker det arbejde, der ligger i gøre data på papir og i løsrevne filer og databaser tilgængelige for en samlet integreret anvendelse, f.eks. via JAR-databasen for forurenede ejendomme.

Journalisering af data kan med fordel bestå af følgende trin:

- Fremsøgning af materiale fra diverse elektroniske arkiver og papirarkiver (herunder Landsarkivet for sager fra før 1993).
- Modtagelse og arkivering på relevant sag.
- Overblik over sagsmaterialet, f.eks. vha. et statusskema for materialet. Det er endvidere vigtigt at kontrollere sagens aktuelle status hos regionen (er der f.eks. igangværende undersøgelser, så sagsmedarbejderen sidder med nye resultater?)
- Opdatering af GeoGIS* med analyser og boringsoplysninger. *Fremadrettet må det tilstræbes at disse oplysninger leveres digitalt for at lette arbejdet.*
- Indtastning af oplysninger i JAR/GeoEnviron og kørsel af valideringsværktøj. *Fremadrettet er det planen, at JAR-databasen opdateres automatisk ved indhentning af data i GeoGIS.*
- Gennemgang af lokaliteter sammen med sagsbehandler for at kontrollere f.eks. kortlægningsstatus og kvaliteten af de udførte undersøgelser.

Når ovenstående arbejde er udført er der oftest behov for redigering og/eller omstrukturering af data, som allerede ligger i en database (f.eks. JAR). Hvis der f.eks. ikke har været en tilstrækkelig ensartet praksis for indtastning i databasen, kan det betyde, at samme type oplysning (f.eks. en målt konc. eller lign.) står i forskellige felter i databasen eller har forskellige enheder – alt efter hvem der har indtastet. Data skal således redigeres, så alle data af samme type står det samme sted og det således bliver muligt at lave meningsfulde udtræk fra databasen – f.eks. til GISP.

Processen bør afsluttes med kvalitetssikring af data, udført af en medarbejder, som har både undersøgelses- og myndighedserfaring.

Erfaringer med datavask i Region Syddanmark:

Man bør, tidligt i forløbet, skaffe sig et overblik over hvilke boringer og analyseresultater, der er i GeoGIS, således at det ved gennemgangen af arkivmaterialet kan kontrolleres, om alle relevante data findes indlagt i GeoGIS. Hvis ikke, bør oplysninger om manglende data noteres i et skema.

GeoGIS er mangelfuldt opdateret, og det er meget begrænset med standat-filer. Derudover er det erfaret, at stort set ingen af de ældre standat-filer findes i et format, der kan indlæses i GeoGIS.

For at beholde overblikket over indsamlet materiale fra de forskellige arkiver, er det vigtigt at notere journalnumre, oplysninger om hvorvidt journalen er bestilt, og om materialet er hjemkommet.

I forbindelse med rådgiver-gennemgang af sagsmateriale er det en fordel at have adgang til MapInfo og regionens temaer (kortlægning, grundvandsinteresser m.m.). Derudover er det en fordel at have en liste over telefonnumre, mailadresser samt initialer på regionens sagsbehandlere.

Det gennemsnitlige tidsforbrug pr. lokalitet ligger i størrelsesordenen 3-5 timer, uden opdatering af GeoGIS. Timeforbruget for inddatering af oplysninger i GeoGIS afhænger af den ønskede detaljeringsgrad samt antallet af analyser på de enkelte lokaliteter og kan svinge fra 1-6 timer pr. lokalitet.

Kilder: Erfaringsnotat vedr. pilotprojekt om datavask i Region Syddanmark (Orbicon, 2010), samt erfaringer fra Region Hovedstaden.

*GeoGIS er en brugergrænseflade til håndtering af tekniske databaser. Systemet indeholder en række funktioner specielt rettet mod geologiske, geotekniske og vandtekniske data og opgaver (Rambøll, 2007).

4.12 ILLUSTRATION VIA CASES

De mulige til- og fravalg i den beskrevne metodik gør, at en prioritering kan udføres på mange forskellige måder, afhængigt af behov. Metoderne er illustreret ved to cases, som repræsenterer forskellige udfordringer: Case 1 er en prioritering i et grundvandsopland, mens Case 2 er en prioritering i et grundvandsopland, som indeholder elementer af regional prioritering.

Nedenfor er givet korte resuméer af de to cases, som er beskrevet i detaljer i appendiks E.

4.12.1 Case 1: Grundvandsområdet Børkop-Kongsted-Follerup

Rekvirent: Region Syddanmark

Udført: 2011

Reference: Region Syddanmark (2011)

Grundvandsområdet Børkop-Kongsted-Follerup er et udpræget landzoneområde, som ligger i Trekantsområdet i Region Syddanmark. Området er præget af få punktkilder og et relativt lavt vidensniveau på de enkelte kilder. Formålet i dette case-område var at vurdere, om der er en potentiel trussel mod grundvandsressourcen generelt. Dette ville i bekræftende fald føre til en prioritering af de kritiske lokaliteter og i modsat fald dokumentere, at regionens indsats i området har været tilstrækkelig.

Endvidere foregik der i projektet en metodeudvikling til brug i lignende oplandsprioriteringer i udprægede landområder, som er indarbejdet i denne håndbog.

Området var interessant i en oplandsbaseret analyse af følgende grunde:

- Det var regionens højest prioriterede område (det første område, hvor det tidligere Vejle Amt havde afsluttet grundvandskortlægningen)
- Oplandet var kendetegnende for Region Syddanmarks landdistrikter og formentlig også for de øvrige jyske regioner.
- Der foregår en relativt stor drikkevandsindvinding via mange små vandværker og en af de største indvindere i Trekantsområdet (TREFOR).
- Der var udført en omfattende datavask og opdatering af regionens databaser i området, der giver et godt opdateret datagrundlag for risikovurderingen.

Det samlede antal potentielt grundvandstruende lokaliteter i området var 86, hvoraf 14 blev udvalgt til nærmere analyse og fluxberegninger.

Konklusioner

Vandværker i området blev ikke vurderet truet i forhold til at kunne overholde drikkevandskvalitetskriterierne nu og på længere sigt.

Der blev vurderet en teoretisk risiko for grundvandsressourcen lokalt omkring enkelte af lokaliteterne. Samlet set blev der dog vurderet ikke at være en reel trussel mod grundvandsressourcen og indvindingerne i området, og der var således ikke et aktuelt behov for yderligere tiltag mod de kortlagte potentielle forureningskilder inden for området.

4.12.2 Case 2: Kortlægningsområde zbc (Mølleå og Bagsværd)

Rekvirent: Naturstyrelsen Roskilde og Region Hovedstaden

Udført: 2011-2012

Reference: Naturstyrelsen (2012)

Kortlægningsområde Mølleå dækker et tæt bebygget område med megen industri fra København i syd til Rudersdal i nord og fra Furesø i vest til Øresund i øst. Kortlægningsområdet er dækket af indvindingsoplande (til 12 almene vandværker og 13 afværgeanlæg) på nær det kystnære område langs Øresund.

Punktkildetætheden i området er stor, og mange afværgeanlæg understreger den igangværende indsats for at bevare en drikkevandsressource i området. Samlet set er den væsentligste problemstilling i området forureninger med klorerede opløsningsmidler fra punktkilder.

Formålet var her at give overblik over hvilke indvindinger der kunne være truede, og hvor og i hvilken rækkefølge der med fordel kunne sættes ind for at reducere risikoen.

Det samlede antal potentielt grundvandstruende lokaliteter i området var 747, hvoraf 120 blev udvalgt til nærmere analyse og fluxberegninger.

Konklusioner

Gennemgangen af hvert af de 12 vandværksoplande blev afsluttet med en samlet risikovurdering for oplandet på baggrund af alle de opnåede resultater og delvurderinger, suppleret med oplysninger om eventuelle afværgepumpninger og øvrige kritiske kilder i området udover dem der var beregnet flux for.

På denne måde kunne det vurderes, hvilke tiltag der var hensigtsmæssige, for enten at reducere risikoen eller få forbedret viden om trusselsbilledet. Blandt anbefalingerne var:

- Monitoringsprogrammer for delområder til tidlig varsling af mulige forureningsfaner
- Supplerende undersøgelser eller revision af monitoringsprogrammer for kritiske lokaliteter
- Opretholdelse/revurdering/indstilling af oppumpning på afværgeanlæg
- Undersøgelse af ændret påvirkning fra kritiske lokaliteter, hvis indvinding på vandforsynings- eller afværgeboringer ændres
- Undersøgelse af potentielt kritiske V1-lokaliteter
- Opsporing af ukendt kilde inden for et opland
- Ingen særlige anbefalinger pga. lavt trusselniveau

Boks 4.4 Risikobaseret prioritering som samarbejdsplatform

Den risikobaserede prioritering af punktkilder i område 2bc (case 2) var et godt eksempel på, hvordan et sådant arbejde kan fungere som samarbejdsplatform mellem flere myndigheder.

Således hjalp Region Hovedstaden Naturstyrelsen med data over status på samtlige kortlagte forurenede grunde, samt gennemførelse af lokalitetsgennemgange og fluxberegninger på de grunde, hvor regionen har gennemført eller har igangværende oprensings- og overvågningsindsats.

Naturstyrelsen hjalp regionen med oplysninger om hydrologiske forhold samt med fluxberegninger og oplandsskala risikovurdering som input til regionens prioritering.

Det samlede produkt er til gavn for kommunerne og vandforsyningerne i området, da der er skabt overblik over truslerne mod indvindingerne, og hvor der med fordel kan gribes ind.

Endelig fungerede projektet som platform for konkret dialog mellem Naturstyrelsen, regionen og flere af de involverede kommuner – til gavn for alle parter. Blandt andet blev det sikret, at alle de nyeste data blev medtaget, og parterne blev indbyrdes opmærksom på hinandens behov, både i relation til data, risikovurdering og prioritering.

5 Visualisering og anvendelse

Visualisering af de opnåede resultater i prioriteringsarbejdet er et vigtigt afsluttende trin, da det er her overblikket over resultaterne skabes, og resultaterne skal fremstå som en forståelsesmæssig platform for flere aktører, som kun i begrænset omfang vil have mulighed for at sætte sig ind i hele det bagvedliggende arbejde. Visualiseringerne knytter sig således tæt til den videre anvendelse.

Principperne bag visualiseringerne for prioriteringen på hhv. regionalt og grundvandsoplandsniveau er de samme, men idet der er flere udvælgelsestrin og ofte større datamængde på grundvandsoplandsniveau, er der nogle forskelle. For begge prioriteringsniveauer gælder dog, at både oversigtskort og resultattabeller er velegnede til at skabe overblik over resultaterne.

5.1 VISUALISERING OG ANVENDELSE AF REGIONAL PRIORITERING

På det regionale niveau foretages prioritering af lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område på tværs af vandoplande.

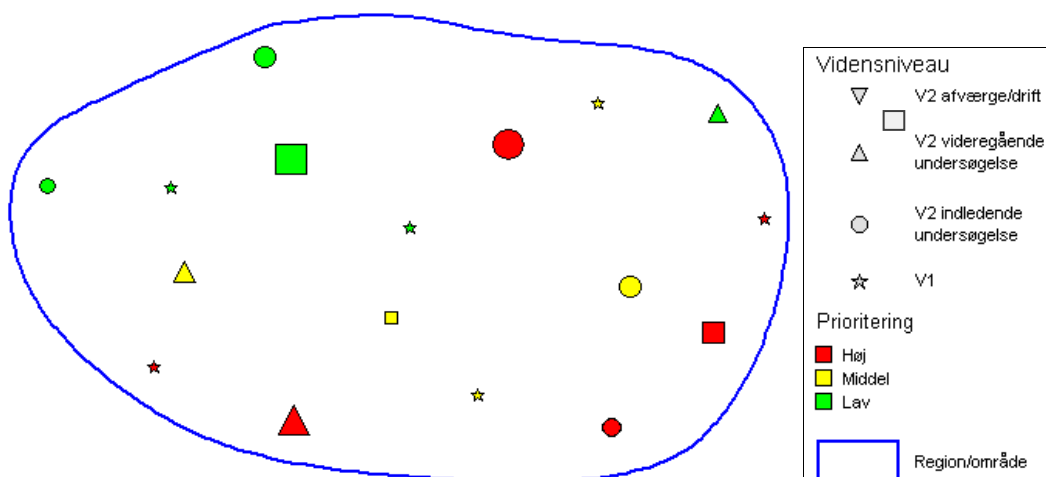
Uanset vidensniveau skabes der (enten i GIS-programmet eller i et regneark) en samlet liste med vægtningen af de enkelte parametre og det samlede prioriteringsresultat. Denne liste er i sig selv et vigtigt resultat, som bør præsenteres på overskuelig vis.

Tabel 5.1 viser et eksempel på en prioriteringsliste for lokaliteter på videregående undersøgelsesniveau, opstillet i regneark. Heraf kan det f.eks. ses, at selvom lokaliteten Pilehaven 16 har en relativt lille normaliseret flux, prioriteres den relativt højt, primært pga. stofrisiko for chlorerede opløsningsmidler.

TABEL 5.1 UDSNIT AF EKSEMPEL PÅ REGIONALT PRIORITERINGSSKEMA FOR EN RÆKKE LOKALITETER PÅ VIDEREGÅENDE UNDERSØGELSESNIVEAU. IKKE ALLE PARAMETRE ER VIST. TABELLEN ER IDENTISK MED TABEL 3.4.

Adresse	Kortlægning	Stofrisiko			Normaliseret flux			Drikkevandsinteresser			Samlet score
		Kategori	Point	Vægt	Kategori	Point	Vægt	Kategori	Point	Vægt	
Industrivej 20-22	V2 videreg.	Chl. opl. midler	10	4	<10.000 m ³ /år	5	4	OSD	10	5	118
Pilehaven 16	V2 videreg.	Chl. opl. midler	10	4	<1.000 m ³ /år	3	4	OSD	10	5	110
Rønnebævej 2a	V2 videreg.	MTBE	7,4	4	<10.000 m ³ /år	5	4	OSD	10	5	108
Østergade 9	V2 videreg.	Olie	5,1	4	<100.000 m ³ /år	7	4	OSD	10	5	106
Industrivej 17-19	V2 videreg.	BTEX/benzin	8,6	4	<10.000 m ³ /år	5	4	IVO	8	5	102

Resultaterne kan med fordel illustreres i et GIS-miljø, ved kobling af lokaliteternes X/Y-kordinater med den evaluerede samlede prioriteringsscore, og eventuelt flux- eller koncentrationsniveauerne. I Figur 5.1 er vist et eksempel på dette, hvor prioriteringerne for flere vidensniveauer er vist sammen, med forskellige symboler. På denne måde kan skabes overblik over, om der f.eks. er nogle enkelte lokaliteter, der skal undersøges nærmere, for at færdiggøre kortlægning i et delområde, eller om der er udvalgte delområder, hvor der er behov for en opprioritering af indsatsen.



FIGUR 5.1 EKSEMPEL PÅ VISUALISERING AF REGIONAL PRIORITERING (SYNTEKISK DATASÆT). STØRRELSEN PÅ SYMBOLERNE FOR V2-LOKALITETER TILSVARER FORURENINGSFLUXEN ELLER MIDDELKONCENTRATIONEN FOR HVER LOKALITET.

5.2 VISUALISERING AF PRIORITERING INDEN FOR ET GRUNDVANDSOPLAND

På grundvandsoplandsniveau skal visualiseringen understøtte behovet for at skabe overblik over mulige nuværende og fremtidige trusler overfor grundvandsressource/indvindinger samt at kunne prioritere eventuelle indsatser overfor konkrete forureningsmæssige udfordringer.

I oplandsanalysen fungerer et regneark (eller en database) som gennemgående ”resultatopsamler”, som bør organiseres på en gennemskuelig måde. Denne liste er vigtig dokumentation for arbejdsprocessen, som blandt andet kan bruges til forklaring af til- og fravalg i prioriteringen. Listen kan desuden fungere som tabelgrundlag for flere visualiseringer af resultaterne, som gennemgås nedenfor.

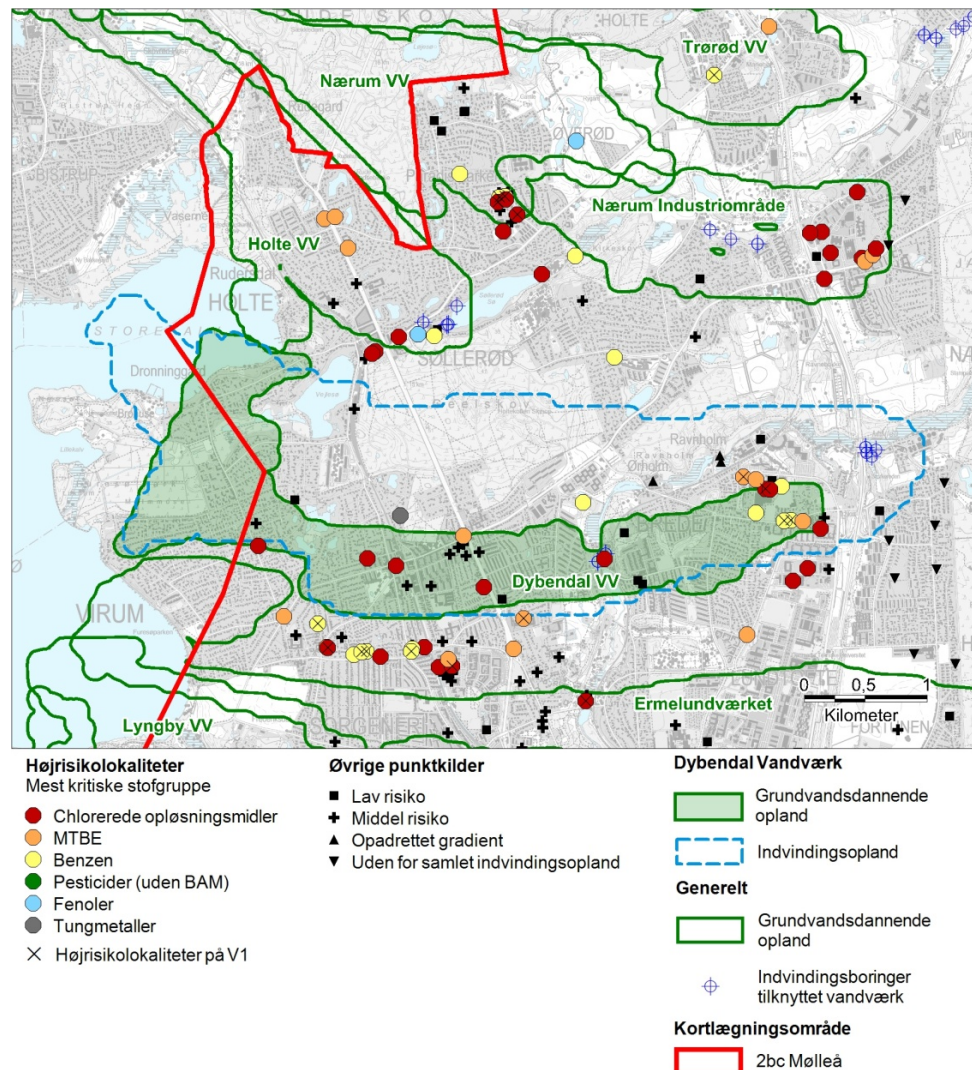
5.2.1 Grundvandsopland og status

Første led heri er definitionen af grundvandsoplandet og analysen af oplandets status. Dette bør understøttes af GIS-kort og andre visuelle virkemidler, der viser nogle af de vigtigste temaer til illustration af problemstillingen i området. I et område med en sårbar grundvandsressource kan f.eks. illustreres lerlagtykkelseskort og geologiske snit, gerne suppleret med grundvandskemiske og/eller forureningskemiske kort.

Samtlige kortlagte lokaliteter bør illustreres tematiseret på vidensniveau, ligesom det i landområder kan være relevant at illustrere tætheden af mulige ikke-kortlagte lokaliteter (fyld- og lossepladser samt pesticidpunktkilder, jf. boks 4.1).

5.2.2 Udvalgelseskriterier og eventuel yderligere screening

I udvælgelses- og screeningsprocessen dokumenteres i regnearket, hvorfor hver enkelt lokalitet måtte blive frasorteret. Udvalgelsesprocessen kan illustreres på GIS-kort med tematisering i forhold til tilvalgs/fravalgskriterier, som vist på Figur 5.2.



FIGUR 5.2: EKSEMPEL PÅ ILLUSTRATION AF KATEGORISERING OG SCREENING AF LOKALITETER I ET GRUNDVANDSOPLAND (NATURSTYRELSEN, 2012).

5.2.3 Flux- og koncentrationsberegninger og lokalskala usikkerhed

Beregningerne af flux eller koncentrationer og den evaluerede usikkerhed herpå er et centralt tema i oplandsanalysen og bør illustreres separat, gerne både på tabelform (f.eks. som vist i Tabel 5.2) og i form af GIS-kort. Det anbefales at udarbejde GIS-kort for hvert betydende magasin i beregningen. Hver lokalitet kan her tematiseres i forhold til dels forureningsfluxen/koncentrationen (størrelse på symbol) og den evaluerede usikkerhed (farven på symbolet), som vist på Figur 5.3.

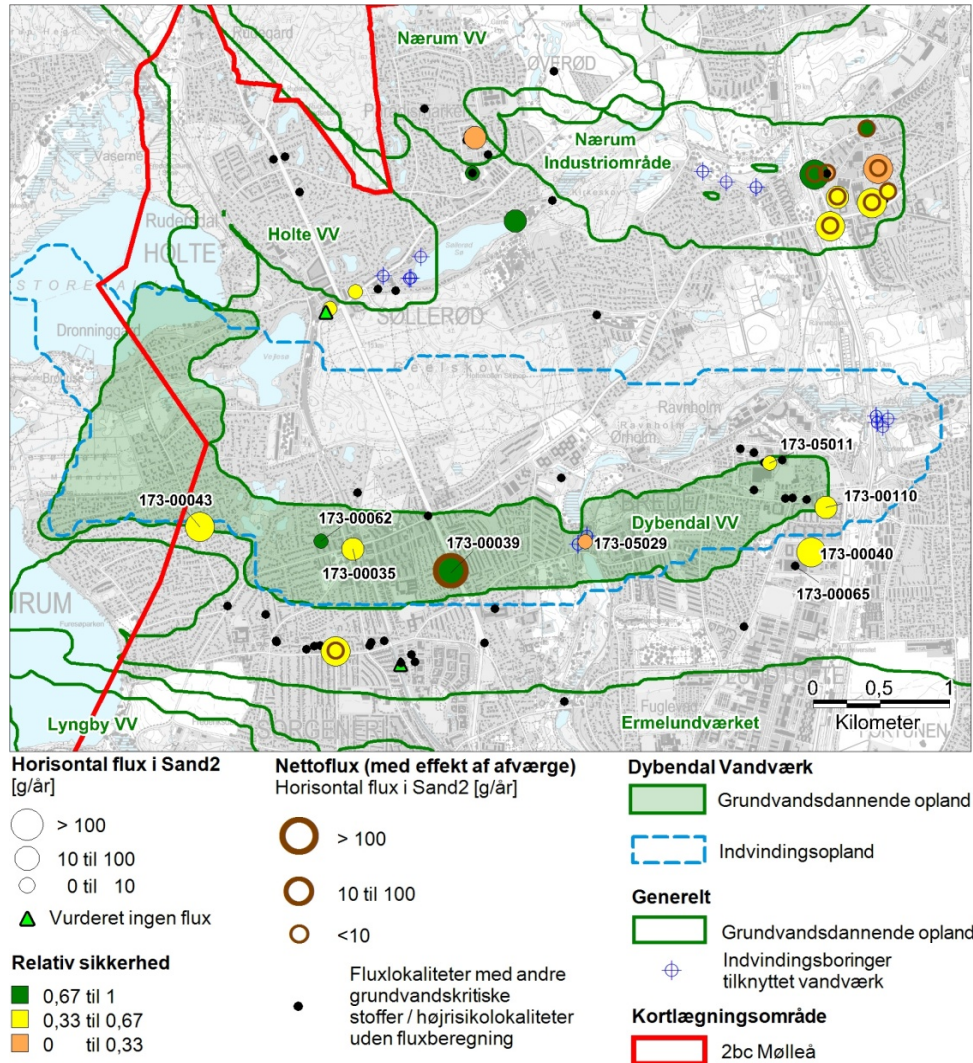
Alternativt kan tematiseringen udføres ved at repræsentere hver lokalitet med søjler, hvor længden afspejler fluxen/koncentrationen og farven afspejler usikkerheden, jf. Figur 5.4. Med denne metode kan nemmere afbildes påvirkninger med flere forskellige stoffer, men det kan blive svært at overskue, hvis der er mange lokaliteter med i visualiseringen.

TABEL 5.2: EKSEMPEL PÅ BEREGNEDE MAKSIMALE FLUXE AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER HORIZONTALT I I ET MELLEMLIGGENDE SANDMAGASIN OG TIL DET PRIMÆRE MAGASIN. IVO = Indvindingsopland, GDO = Grundvandsdannende opland (NATURSTYRELSEN, 2012).

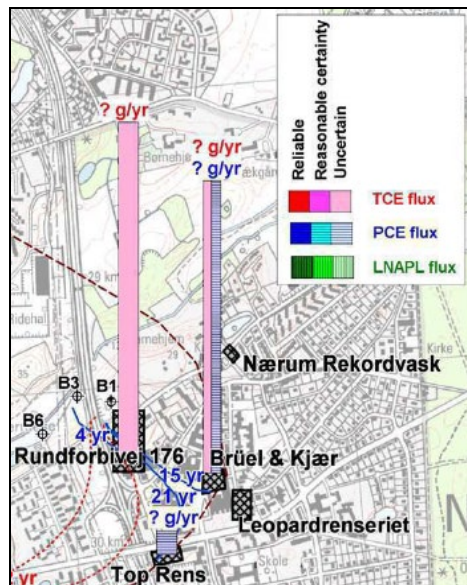
Lokalitetsnr	Adresse	Primært chlor. stof	Placering i opland	Potentiel fri fase	Andre kritiske stoffer?	Flux horisontalt i Sand2 (g/år)	Flux til primært magasin (g/år)	Relativ usikkerhed [-], værdi fra 0-1
173-00035	Frederiksdalsvej 77	PCE	IVO/GDO	-	-	18	0,01	0,47
173-00039	Kongevejen 155-157	TCE	IVO/GDO	-	-	1.400 (240) ¹	0,40 (0,40) ¹	0,76
173-00040	Lundtoftevej 160 / Lundtoftegårdsvej 93 m.fl.	PCE	Udenfor IVO/GDO	Ja	-	680	76	0,47
173-00043	Parcelvej 91A-B	TCE	På kanten af IVO/GDO	-	-	100	0,53	0,41
173-00062	Engbakken, Virum	PCE	IVO/GDO	-	-	0,40	0,0002	0,71
173-00065	Lundtoftevej 160	PCE	Udenfor IVO/GDO	<i>Behandlet sammen med lokalitet 173-00040 Lundtoftevej 160</i>				
173-00110	Lundtofteparken 43	PCE	IVO/GDO	-	-	44	1,6	0,65
173-05011	Maglebjergvej 13-15	TCA	IVO/GDO	-	-	- ²	12	0,65
173-05029	Brede Hovedbygning 1	TCE	IVO/GDO	-	-	- ²	3,5	0,29

¹Tallet i parentes angiver den beregnede nettoflux, når der tages højde for den igangværende afværge-pumpning på lokaliteten.

² Der er ikke tolket et Sand2-magasin under lokaliteten, og hele forureningsbidraget tilgår således det primære magasin



FIGUR 5.3: EKSEMPEL PÅ ILLUSTRATION AF BEREGNEDE MAKSIMALE FLUXE AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER HERAF TIL ET UNDERLIGGENDE SANDMAGASIN SAMT DEN VURDEREDE USIKKERHED PÅ BEREGNINGEN (NATURSTYRELSEN, 2012). BEMÆRK, AT FLUXEN HER IKKE ER NORMALISERET I FORHOLD TIL GRUNDVANDSKRITERIET, DA DER KUN REGNES FLUX FOR CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER.

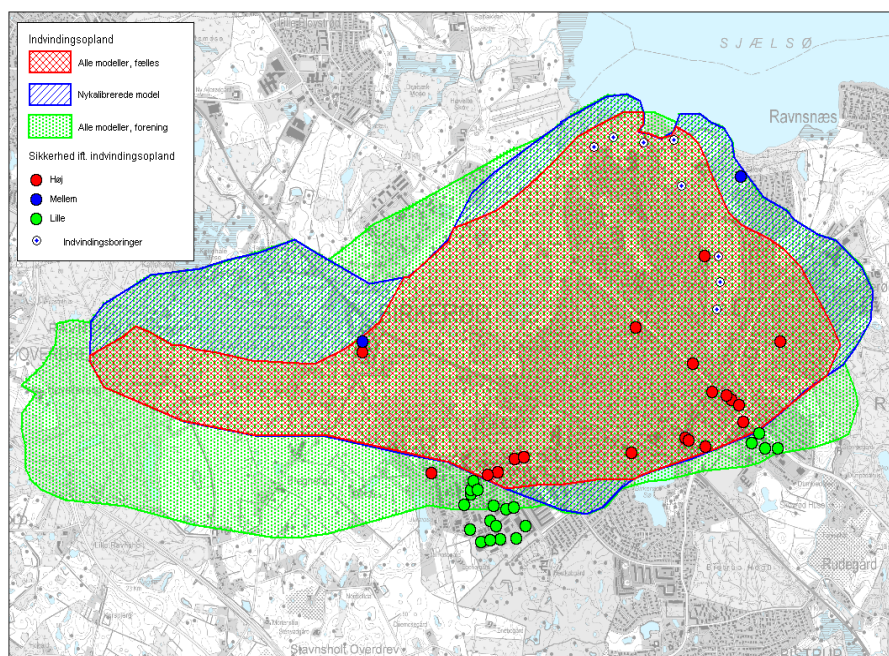


FIGUR 5.4: EKSEMPEL PÅ ALTERNATIV ILLUSTRATION AF FLUXE AF FORSKELLIGE CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER SAMT DEN VURDEREDE USIKKERHED VIA SØJLER FOR HVERT STOF FOR HVER LOKALITET (UDSNIT FRA TROLDORG ET AL., 2008).

5.2.4 Oplandsskala usikkerhed

Usikkerheden på lokaliteternes beliggenhed i forhold til oplandsgrænserne bør illustreres, hvis det er et vigtigt tema i forhold til prioriteringen, f.eks. hvis flere betydende kilder ligger tæt på oplandsgrænserne, eller hvis der er stor variation i de mulige konceptuelle modeller (og dermed oplandsudbredelser).

Et eksempel på kategorisering ud fra oplandssikkerhed er vist i Figur 5.5.



FIGUR 5.5 EKSEMPEL PÅ REALISERING AF OPLANDE OG KATEGORISERING AF PUNKTKILDERNES SIKKERHED I FORHOLD TIL OPLANDSGRÆNSERNE (REGION HOVEDSTADEN, 2009).

5.2.5 Konsekvensberegning og prioritering

Visualiseringerne af konsekvensberegning og prioritering afhænger af dels om beregningerne er udført stationært eller dynamisk samt om fokus for analysen er på grundvandsressource eller indvinding.

Stationære beregninger

For de stationære beregninger af koncentrationer eller flux anbefales det at udarbejde oversigtstabeller og –kort, som beskrevet for den regionale prioritering, jf. afsnit 5.1.

Dynamisk fluxberegning

I tilfældet af dynamiske beregninger anbefales det, at foretage prioriteringen primært ud fra det overblik, som gennembrudskurverne (afsnit 4.9) og de øvrige oversigtstabel (primært kort svarende til Figur 5.3) giver i forhold til problemstillingerne i oplandet.

Hvis der er behov for yderligere nuancering, kan (som for den stationære beregning) udarbejdes oversigtstabeller og –kort, som beskrevet for den regionale prioritering, jf. afsnit 5.1, hvor der i stedet for flux fra kildeområdet anvendes den maksimale flux til grundvandsmagasinet (J_{GV}) eller til indvindingsboringen (J_{indv}).

5.2.6 Anvendelse af prioritering inden for et grundvandsopland

Gennemgangen af hvert opland bør afsluttes med en samlet risikovurdering for oplandet på baggrund af alle de opnåede resultater og delvurderinger, eventuelt suppleret med oplysninger om afværgepumpninger og øvrige kritiske kilder i området udover dem der er beregnet flux eller koncentrationer for. Formålet er at vurdere den samlede risiko overfor grundvandsressource eller indvinding, og hvilke tiltag der er hensigtsmæssige, for enten at reducere risikoen eller få forbedret viden om trusselsbilledet.

De afdækkede hensigtsmæssige tiltag kan både være rettet mod enkeltkilder, der scorer højt i prioriteringen, men kan også være mere overordnede på oplandsniveau. Hvis resultaterne er følsomme overfor oplandsafgrænsningen kan anbefales en nærmere undersøgelse af grundvandsstrømningen i bestemte dele af området (som f.eks. i Region Hovedstaden (2009)). I andre områder kan resultaterne pege på monitoring til tidlig varsling af mulige fremtidige påvirkninger af specifikke indvindinger (som f.eks. i Region Sjælland (2010) og Naturstyrelsen (2012)).

I nogle tilfælde er det relevant at anvende metoden dynamisk, således at prioriteringen opdateres med ny viden, når der er udført f.eks. yderligere undersøgelser eller afværgeprojekt på en ejendom, eller når der skal udarbejdes planer for næste års indsats.

Hvis der er grunde, hvor der er foretaget videregående undersøgelser, og oplandsanalysen ikke identificerer nye betydende forureningskilder, vil oplandsanalysen direkte kunne føre til prioritering af en oprensning for sådanne, hvis de udgør en risiko.

Udover overblik og prioritering kan oplandsværktøjerne tjene et vigtigt formål i forhold til at finde frem til oversete punktkilder i et opland. Dette kan ske ved at den samlede modellerede påvirkning af de enkelte stofgrupper sammenlignes med observationer i indvindings- og monitoringsboringer i oplandet.

5.3 INTERAKTION MELLEM OPLANDSPRIORITERING OG REGIONAL PRIORITERING

Hvis en regionen arbejder med prioritering både på regionalt niveau og oplandsniveau bør det som nævnt i afsnit 2.3.1 sikres, at de resultater, der opnås i det ene prioriteringsniveau så vidt muligt bruges i det andet.

Dette kræver, at data/oplysninger kan håndteres samlet (evt. i et GIS-miljø) og at dette gennemføres i alle relevante oplande og på et samlet regionalt niveau, f.eks. via GIS, hvis dette implementeres på regionalt niveau.

6 Afrunding

Efter en prioriteringsøvelse som beskrevet i håndbogen er det hensigten at have skabt det bedst mulige overblik over allerede eksisterende data via strukturering, sammenstilling og visualisering af de tilgængelige data fra de medtagne lokaliteter og temaer for området de ligger i.

Med en prioriteringsliste i hånden har vi bedste bud på, hvilke lokaliteter vi bør gå videre med i forhold til undersøgelser og afværge ud fra de forudsætninger der gjort i prioriteringsarbejdet. Hermed er det ikke sagt, at man slavisk skal gå frem fra toppen af listen. Fremgangsmåden afhænger – ligesom det foregående arbejde – af regionens overordnede strategi. Overblikket kan f.eks. vise, om der er nogle enkelte lokaliteter, der skal undersøges nærmere for at færdiggøre kortlægning i et delområde, eller om der er udvalgte delområder, hvor der er behov for en opprioritering af indsatsen overfor punktkilder. Som nævnt i afsnit 5.2.6 kan en oplandsanalyse også afdække mere overordnede tiltag, såsom nærmere undersøgelse af grundvandsstrømningen i bestemte dele af området eller monitoring til tidlig varsling.

Prioriteringen kan anvendes som et dynamisk værktøj, som opdateres med ny viden, når der er udført f.eks. yderligere undersøgelser eller afværgeprojekt på en ejendom, eller når der skal udarbejdes planer for næste års indsats. Denne funktion vil især have sin styrke, såfremt der skabes interaktion mellem de indsamlede og behandlede data på både regionalt niveau og inden for grundvandsoplande, f.eks. via GIS, hvis dette implementeres på regionalt niveau.

De lokaliteter, der er prioriteret lavt, vil ofte blive ”parkeret” i mange år før de bliver taget op igen til fornyet overvejelse. Regionerne kan blive mødt med spørgsmål om, ”*hvorfor der ikke bliver gjort noget ved dén lokalitet der*”, og her kan overblikket og den udarbejdede dokumentation i forbindelse med prioriteringsarbejdet være med til at synliggøre, hvorfor der er disponeret som der er.

Endeligt er det værd at nævne, at de beskrevne metoder – og særligt de mulige visualiseringer - kan være til gavn for andre aktører på grundvandsområdet, herunder i Naturstyrelsens kortlægningsarbejde samt i kommuner og vandselskabers indsatsplanarbejde, ikke mindst som en del af en fælles forståelsesplatform for de mulige trusler mod drikkevandet i et område.

7 Referenceliste

Appelo, C. A. J. og D. Postma, 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam, A.A. Balkema

Bjerg, P.L., Broholm, M.M., Lange, I.V., Troldborg, M., Janniche, G.S., Lemming, G., Santos, M. & Binning, P.J., 2011. Forekomst af fri fase og kvantificering af forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler. DTU Miljø og Region Hovedstaden.

Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R. & Bjerg, P.L., 2011. A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*. 124 (1-4), 82-98

Dansk Agrokemisk Forening, 1995. Hvidbog om sprøjtemidler

Dansk Center for Byhistorie, 2011. Den Digitale Byport » Danmarks lokaladministration 1660-2007 » Historiske kort » Kommuner 1938 (Online), <http://dendigitalebyport.byhistorie.dk/kommuner/kort.aspx?artikel=kommuner1938.xml>

Danske Regioner, 2007. GISP – Prioriteringssystem for kortlagte ejendomme. Dokumentationsrapport ver. 0e. Udarbejdet af Rambøll.

DTU Miljø, 2011. Udvikling af risikovurderingsmodeller for opsprækket moræneler, 2009-2010, Miljøstyrelsen, DTU Miljø, 2009-2011. Manual og regnearksmodel ”DTU V1D” kan downloades på <http://www.sara.env.dtu.dk/Samarbejdspartnere/Risikovurdering.aspx>

Frind, E.O., Muhammad, D.S. and Molson, J.W., 2002. Delineation af Three-Dimensional Capture Zones for Complex Multi-Aquifer Systems, *Ground Water*, Vol. 40: 586-598.

GEO, 2008. Risikovurdering af forurenede lokaliteter inden for oplandet til Ermelundsværket med inddragelse af sprækkeJAGG.

Gyldendal, 2011. Den store Danske Encyklopædi – Danmark – landbrug (Online) http://www.denstoredanske.dk/Natur_og_milj%C3%B8/Landbrug_og_havebrug/Landbrug_generelt/Danmark_-_landbrug

Iversen, C.H., Lauritsen L.U., Nyholm, T., Kürstein, J., 2008. Udpegning af indvindings- og grundvandsdannende oplande (Del 1). Vejledning i oplandsberegninger i forbindelse med den nationale grundvandskortlægning. GEUS Geo-vejledning 2. http://gk.geus.info/xpdf/udpegning-af-indvindingsoplande_hjemmeside.pdf

Jørgensen, I.V., Broholm, M.M., Bjerg, P.L., 2010. DNAPL i kildeområder - konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Hovedstaden, Kgs. Lyngby. www.sara.env.dtu.dk

Jørgensen, P.R., Klint, K. E., Mølgaard, M. R. & Holm, J., (2008) SprækkeJAGG - Regneark til risikovurdering af sprækker i moræneler. *Teknik og Administration* Nr. 2 2008. Videncenter for Jordforurening.

Lu, C, Bjerg, P.L., Zhang, F, Broholm, M.M., 2011. Sorption of chlorinated solvents and degradation products on natural clayey tills. *Chemosphere* Volume 83, Issue 11, Pages 1467–1474.

Miljøcenter Roskilde, 2008. Grundvandsressursens sårbarhed. Fase 1 – Kortlægning på baggrund af eksisterende data. Område 2bc: Mølleåen og Bagsværd. Miljøcenter Roskilde.

Miljøstyrelsen 1995. Vejledning nr. 4: Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser.

Miljøstyrelsen, 1996. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, bind 1 og 2. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 20, 1996.

Miljøstyrelsen, 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1998.

Miljøstyrelsen, 2000. Afprøvning af zoneringsmetoder, Miljøprojekt nr. 553, 2000. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7944-191-2/pdf/87-7944-192-0.pdf>

Miljøstyrelsen, 2007. Boringsnære beskyttelsesområder – BNBO. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2007. <http://www.mst.dk/Publikationer/Publikationer/2007/04/978-87-7052-458-2.htm>.

Miljøstyrelsen, 2010a. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Opdateret juni og juli 2010.

Miljøstyrelsen, 2010b. Redegørelse om jordforurening 2008. Depotrådet, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen, 2010c. Opgradering af JAGG. Vertikal transport ned til førstkommande betydende magasin. *Pt. upubliceret miljøprojekt.*

Miljøstyrelsen, 2011a. Redegørelse om jordforurening 2009. Depotrådet, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen, 2011b. Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1366, 2011.

Miljøstyrelsen, 2011c. Fastlæggelse af oprensningkriterier for grundvandstruende forureninger Miljøprojekt nr. 1376, 2011.

Miljøstyrelsen, 2011d. JAGG - regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand (ver. 1.5). Online: http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAGG-programmet/

Miljøstyrelsen, 2011e. Strategier overfor pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder – lokalitetsundersøgelser for pesticider i grundvand. Miljøprojekt nr. 1332, 2011. Udarbejdet af Niras.

Naturstyrelsen, 2011. Naturstyrelsens Grundvandskortlægning, <http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vand-i-hverdagen/Grundvand/Grundvandskortlaegning/>

Naturstyrelsen, 2012. Oplandsskala risikovurdering af punktkilder i område 2bc. Udført af Orbicon.

Naturstyrelsen, 2011b. Vandplaner (online): <http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/>

Orbicon, 2010. Erfaringsnotat vedr. pilotprojekt om datavask i Region Syddanmark.

Pagh, Peter, 2000. Jordforureningsloven med kommentarer. Thomson GadJura.

- Rambøll, 2007. GeoGIS2005 – Manual version 02.
http://geogis2005.ramboll.dk/Portals/0/Documents/GeoGIS2005_Manual_DK.pdf
- Region Hovedstaden, 2009. Risikovurdering og prioritering af punktkilder i Birkerød. Orbicon, august 2009.
- Region Sjælland, 2010. Risikovurdering og prioritering af punktkilder i Haslev by. Orbicon, januar 2010.
- Region Sjælland, 2012. Strategisk handleplan for grundvandsindsatsen.
- Region Syddanmark, 2011. Risikovurdering af punktkilder i grundvandsområdet Børkop-Follerup-Kongsted. Orbicon, december 2011.
- Sonnenborg T. O. & Henriksen H. J., 2005. Ståbi i grundvandsmodellering, GEUS.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., Bjerg, P.L., 2008. Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology* 101(1-4), 14-28.
- US EPA, 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings.
- Videncenter for Jordforurening, 2008. SprækkeJAGG – Regneark til risikovurdering af sprækker i moræner. *Teknik og Administration* nr. 2, 2008.
http://www.jordforurening.info/udg_rapporter.php?id=59
- Videncenter for Jordforurening, 2010. Prioriteringsniveauer for indeklimasager på kortlagte ejendomme. *Teknik og administration* nr. 2, 2010
- Wealthall, Gary, 2012. Current and emerging techniques for DNAPL site characterization. Indlæg på temadag om fri fase på ATV Vintermøde 2012.

Appendiks A. Branche- og stofrelaterede risici

Brancherelaterede risici

TABEL A.1. OVERORDNEDE BRANCHERELATEREDE RISICI BEREGNET SOM FORURENINGSINDEX, FI.

Branche/aktivitet	FI	Branche/aktivitet	FI
Autolakerier	9	Jern- og stålværker	2.4
Farve- og lakfabrikker	9	Metalstøberier	2.4
Galvaniseringsanstalter m.v.	9	Jern- og metalindustri	2.4
Garverier	9	Jernskibsværfter	2.4
Gasværker	9	Jernbaner	2.4
Industrilakering	9	Lufthavne	2.4
Mineralolieraffinaderier	9	Vognmandsforretninger	2.4
Renserier	9	Tekstilfarverier og imprægneringsfabrikker	2.4
Renserier og farverier	9	Vulkaniseringsanstalter	2.4
Kemisk industri m.v.	9	Træskibsværfter og bådebyggerier	2.4
Overfladebehandling af metal	9	Skydebane	2.4
Møbellakeri	9	Fremstilling af biler	2
Maskinindustri	9	El-, gas- og varmforsyning	2
Asfaltfabrikker	8	Fremstilling af glasuld og glasfiber	2
Tagpapfabrikker	8	Karosserifabrikker	2
Tjærepladser	8	Kemisk industri i øvrigt	2
Autoreparationsværksteder	8	Smede- og maskinreparationsværksted	2
Benzin- og servicestationer	8	Busdrift	2
Engros benzin, brændsel og smøreolie	8	Villaolietanke	2
Anden fremstilling af olie og kulprodukter	8	Gummifabrikker	2
Oliedepot	8	Materielgård	2
Skrotpladser og produkthandel	8	Brandstation	2
Træimprægneringsanstalter	8	Gasdepot	2
Elværker	8	Forbrændingsanlæg	2
Varmeværker	7	Landbrugsmaskinstationer m.v.	2
Andre virksomheders oplag af olie o.l.	7	Diffus forurening	2
Olietanke over 6000 liter	7	Diffusforurening, trafik	2
Olietanke under 6000 liter	7	Diffus forurening, nærliggende industri	2
Gartnerier, frugtplantager planteskoler m.v.	7	Medicinalvarefabrikker	1.6
Sprængstoffabrikker	7	Træ- og møbelindustri	1.6
Fremstilling af elmotorer	7	Møbelindustri i øvrigt	1.6
Fyld- og lossepladser	7	Papir- og papfabrikker	1.6
Plastvareindustri	7	Tapetfabrikker	1.6
Autoservice i øvrigt	2.4	Mejerier	1.6
Fremstilling af færdigblandede bekæmpelsesmidler	2.4	Savværker m.v.	1.6
Skiltefabrikker og skiltemalere	2.4	Anden fremstillingsvirksomhed	1.6
Jern- og metalstøberi og industri	2.4	Fremstilling af bygningsartikler	1.6
Jern- og metalværker og støberier	2.4	Tilført forurennet fyldjord	1.6
Jernstøberier	2.4	Øvrige brancher/aktiviteter	0.0

Intervaller for forureningsindekset går fra 0 til 10 og beregnes ved:

$$\frac{\text{Branchescore} \cdot \text{Grundvandsscore}}{100}, \text{ hvor}$$

Branchescore: Sandsynligheden for at branchen har givet anledning til forurening (0-100).

Grundvandsscore: Sandsynligheden for at det anvendte mest kritiske miljøfremmede stof genfindes i grundvandet (0-10).

Branchescorer og grundvandsscorer er som udgangspunkt bestemt ud fra tabellerne i GISP-databasen (Danske Regioner, 2007). For brancher/aktiviteter markeret med **rødt** er de beregnede FI opjusteret på baggrund af erfaringer fra bl.a. Region Sjælland.

Stofrelaterede risici

Tabel A.2 viser de anvendte parametre til beregning af samleparameteren ”stofrisiko” i Tabel 3.3 og Tabel 4.2. Data stammer fra GISP-databasen.

TABEL A.2. ANVENDTE PARAMETRE TIL BEREGNING AF STOFRISIKO

Parameter	Intervaller	Point	Vægt
Stofspecifikke scorere			
Mobilitet (organisk stof)	Log K_{ow} < 3	10	4
	3-4	4	
	> 4	0	
Mobilitet (uorganisk stof)	Log K_d < 1	10	1
	1-2	4	
	> 2	0	
Nedbrydelighed	Lav	10	1
	Mellem	4	
	Høj	0	
Giftighed (grundvandskriterium)	≤ 1 µg/l	10	2
	>1-10 µg/l	4	
	>10 µg/l	0	

Tabel A.3 viser de foreslåede modelstoffer for stofgrupperne i GISP-databasen. For hvert modelstof er anvendt parametre fra GISP for parametrene i tabel A.2 til beregning af en samlet, vægtet stofspecifik risikoscore, normaliseret til en score mellem 0 og 10³.

TABEL A.3. MODELSTOFFER FOR STOFGRUPPER, ANVENDTE PARAMETRE FRA GISP SAMT SAMLET STOFSPECIFIK RISIKOSCORE.

Stofgruppe	Modelstof	Mobilitet (Point) Vægt: 4	Nedbr.lighed (Point) Vægt: 1	Giftighed (GV-krit) (Point) Vægt: 2	Samlet, vægtet score (0-10)
BTEX/benzin	Benzen	log Kow < 3 (10)	Høj (0)	≤ 1 µg/l (10)	8,6
Chl. opl. midler	PCE	log Kow < 3 (10)	Lav (10)	≤ 1 µg/l (10)	10
Cyanid	Frit cyanid	log Kow < 3 (10)	Mellem (4)	> 10 µg/l (0)	6,3
MTBE	MTBE	log Kow < 3 (10)	Mellem (4)	>1-10 µg/l (4)	7,4
Olie	C9-aromater	log Kow 3-4 (4)	Høj (0)	≤ 1 µg/l (10)	5,1
PAH'er	Benz(a)pyren	log Kow > 4 (0)	Lav (10)	≤ 1 µg/l (10)	4,3
Pesticider	Atrazin	log Kow < 3 (10)	Lav (10)	≤ 1 µg/l (10)	10
Phenoler	Phenol	log Kow < 3 (10)	Høj (0)	≤ 1 µg/l (10)	8,6
Tungmetaller	Bly II	log K_d > 2 (0)	Lav (10)	≤ 1 µg/l (10)	4,3
Øvr. opl.midler	Acetone	log Kow < 3 (10)	Høj (0)	>1-10 µg/l (4)	6,9

³ Som eksempel regnes den samlede, vægtede score for benzen ved: 10·4 (Mobilitet) + 0·1 (Nedbrydelighed) + 10·2 (Giftighed) = 60. Dette tal normaliseres til en score fra 0-10 ved at gange med 10 og dele med den maksimalt mulige score. Scoren bliver dermed: 60·10 / 70 = 8,6.

Appendiks B. Datakilder

Dette appendiks giver overblik over de data der er nødvendige for at kunne udføre en risikobaseret prioritering, afhængigt af detaljeringsniveau. Listerne giver oplysninger om mulige datakilder, referencer og - hvor muligt – anbefalinger til hvilke referencer der kan anvendes som standardværdier for parametre.

For de datakilder, hvor der kan gives en specifik reference, er denne vist med symbol i kolonnen ”Ref.”, og er nærmere forklaret ud for det tilsvarende symbol under tabellen. Kilder til anbefalede standardparametre, hvis der ikke haves andre oplysninger, er markeret med grønt.

I tabellerne markeres med ”x” om parameteren/datasættet er relevant for de tre overordnede prioriteringsniveauer:

PR: Prioritering på regionalt niveau.

PGR: Prioritering inden for et grundvandsopland, fokus på grundvandsressourcen.

PGI: Prioritering inden for et grundvandsopland, fokus på specifik indvinding.

Hvor parameteren/datasættet ved prioritering inden for et grundvandsopland kun er relevant ved anvendelse af den detaljerede fluxberegningss metode, er feltet markeret med [blåt](#).

TABEL B.1 ADMINISTRATIVE RAMMER

Data	Kilde(r)	Relevant for niveau		
		PR	PGR	PGI
OSD-områder	Miljøportalen* NST kortlægning Kommunale indsatsplaner	x	x	x
Almene indvindingsboringer	Miljøportalen* Google Earth med GEUS boringstema** Naturstyrelsen	x	x	x
Opland til almen vandforsyning	NST kortlægning Kommunale indsatsplaner GEUS' vejledning***	x	x	x
Kildepladszoner/ Boringsnære beskyttelsesområder (BNBO)	Kommunale indsatsplaner MST vejledning****	x	x	x

* Temaer kan hentes via Miljøportalen, <http://.kort.arealinfo.dk>

** Google Earth: <http://www.google.com/earth/index.html>. GEUS boringstema til Google Earth: <http://geuskort.geus.dk/GeusMap/kml>

*** GEUS' vejledning om udpegning af indvindings- og grundvandsdannende oplande (Del 1). Iversen et al. (2008)

**** Miljøstyrelsens vejledning om udpegning af BNBO, inkl. regneark til beregning (Miljøstyrelsen, 2007).

TABEL B.2 STOFRELATEREDE PARAMETRE.

GRØN MARKERING: ANBEFALES SOM STANDARDVÆRDI, HVIS DER IKKE HAVES ANDRE OPLYSNINGER.

BLÅ MARKERING: KUN RELEVANT VED ANVENDELSE AF DEN DYNAMISKE FLUXBEREGNINGSMETODE.

Data	Kilde(r)	Relevant for niveau		
		PR	PGR	PGI
Damptryk	JAGG* US EPA EPI Suite**		x	x
Diffusionskoeff. i rent vand, D_w	US EPA On-line Tool***		x	x
Grundvandskvalitetskrit.	Miljøstyrelsens kriterier****	x	x	x
Henrys lov kst.	US EPA EPI Suite**		x	x
Mobilitet ($\log K_d / \log K_{ow}$)	JAGG* Lu et al. (2011) vedr. chlorerede opløsningsmidler+ US EPA EPI Suite**		x	x
Nedbrydningsrater	Lokale undersøgelser JAGG* US EPA EPI Suite**		x	x
Stofdensitet	JAGG*		x	x
Vandopløselighed	JAGG*	x	x	x

* http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAGG-programmet/

** US EPA EPI Suite™ v4.10. Kan hentes på <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm>

*** <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/estdiffusion-ext.html>

**** Miljøstyrelsen (2010a).

+ Traditionelle estimeringsformler kan underestimere sorptionen af chlorerede opløsningsmidler ganske væsentligt. For $\log K_{ow} = 1-3$ i moræneler med et organisk indhold på mindre end 0,1% anbefaler Lu et al. (2011) følgende relation mellem $\log K_{ow}$ og $\log K_d$:
 $\log K_d = 0,59 \cdot \log K_{ow} - 1,561$

TABEL B.3 HYDROGEOLOGISKE RAMMER OG PARAMETRE.

GRØN MARKERING: ANBEFALES SOM STANDARDVÆRDI, HVIS DER IKKE HAVES ANDRE OPLYSNINGER.

BLÅ MARKERING: KUN RELEVANT VED ANVENDELSE AF DEN DYNAMISKE FLUXBEREGNINGSMETODE.

Data	Kilde(r)	Relevant for niveau		
		PR	PGR	PGI
Lerlagstykkelse	Naturstyrelsens/ amternes kortlægning DK-modellen*	x	x	x
Infiltration	JAGG standarddata*** DK-modellen*	x	x	x
Effektiv befæstelsesgrad	Feltobservationer Miljøportalen** 0 %	x	x	x
Lokal geologisk lagfølge	Undersøgelser Jupiter-databasen**		x	x
Lokale GV-potentialer	Undersøgelser, Jupiter-databasen** Regionale/lokale potentialekort		x	x
Hydrauliske ledningsevner	Lokale undersøgelser JAGG***		x	x
Effektive porøsiteter	Lokale undersøgelser JAGG*** (std.værdier for MZ) MST MP 553**** (std.værdier for UZ)		x	x
Sprækkeparametre	SprækkeJAGG [□] MST sprækkerapport ^{□□}		x	x
Udvaskningsmodeller	Stationær fluxberegning (App. D) Dynamisk fluxberegning (App. D) JAGG 2.0 kildezonomodeller ^{□□□} DTUV1D (1 dim. vertikal udvaskningsmodel) ^{□□□□}		x	x
Potentialekort	NST kortlægning Regionale potentialekort			x
Grundvandsmodeller	DK-modellen* Regionale modeller (region, amt) ⁺ Lokale modeller (kommuner, vandforsyninger) ⁺			x

* DK-modellen varetages af GEUS. http://vandmodel.dk/vm/om_os/index.html

** <http://www.geus.dk/geuspage-dk.htm?http://www.geus.dk/jupiter/index-dk.htm>

*** http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAGG-programmet/

**** Miljøprojekt nr. 553, 2000. Miljøstyrelsen (2000).

□ Videncenter for Jordforurening (2008).

http://www.jordforurening.info/udg_rapporter.php?id=59

□□ "A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media"

Pt. ikke udgivet

□□□ Pt. ikke udgivet

□□□□ Manual og regnearksmodel "DTU V1D" kan downloades på

<http://www.sara.env.dtu.dk/Samarbejdspartnere/Risikovurdering.aspx>

+ Modeldatabasen [http://www.geus.dk/geuspage-](http://www.geus.dk/geuspage-dk.htm?http://www.geus.dk/modeldb/)

[dk.htm?http://www.geus.dk/modeldb/](http://www.geus.dk/geuspage-dk.htm?http://www.geus.dk/modeldb/)

++ Satellitkort på Miljøportalen, <http://.kort.arealinfo.dk>

Appendiks C. Tjekliste ved undersøgelser og prioritering

Der er udarbejdet en kort regnearksbaseret tjekliste med de nødvendige informationer, der bør udfyldes (og vedligeholdes) for hver lokalitet, således at det sikres at dataene er tilgængelige for lokalskala risikovurdering og prioritering inden for et større område. Via tjeklisten er det endvidere muligt at udføre en fluxberegning med den simple, stationære metode præsenteret i appendiks D.1.

Første faneblad i regnearket er den egentlige tjekliste, og der i det andet faneblad findes en vejledning og dokumentation.

På næste side findes en gengivelse af tjeklisten, som kan give et overblik over indholdet og kan anvendes til udskrift og manuel, midlertidig notering af oplysninger og data.

Appendiks C. Tjekliste for undersøgelser og prioritering

Stamdata

Lokalitetsid.	
Lokalitetsnavn	
Adresse	
Region	
X-koordinat, UTM 32, Euref89	
Y-koordinat, UTM 32, Euref89	
Dato (dd-mm-åååå)	
Udfyldt af	
KS af	

Tjekliste - Undersøelsesgrundlag

Undersøgelsesår	
Vidensniveau	
Antal analyserede vandprøver	
Antal analyserede jordprøver (eksklusiv overfladeprøver)	
Antal analyserede poreluftprøver	
Dækker undersøgelsen alle relevante grundvandsstruende forureningsstoffer?	
Er alle potentielle grundvandsstruende kildeområder undersøgt?	
Er forureningen afgrænset vertikalt?	
Er forureningen afgrænset horisontalt?	
Antal stoffer i risikovurdering	2
Infiltration [mm/år]	
Effektiv befæstelsesgrad over forurenede areal [%]	0%

Tjekliste - Forureningsinformationer

	Stof 1	Stof 2
Forureningskomponent		
Max vandkoncentration [$\mu\text{g/l}$]		
Max jordkoncentration [mg/kg]		
Max poreluftkoncentration [$\mu\text{g/m}^3$]		
Er der vurderet fri fase til stede?		
Vurderet forurenede areal [m^2]		
Vurderet samlet middelkoncentration i det forurenede areal [$\mu\text{g/l}$]		
Kontrol af at middelkoncentration ikke overstiger opløseligheden jf. JAGG		
Vurderet vertikal udbredelse [m]		

Beregnet flux fra kildeområde

	0	0
Flux, J_0 , [g/år]		

Bemærkninger og kommentarer til indtastede data

Appendiks D. Metoder til fluxberegning

Forureningsfluxen defineres i denne kontekst som den forureningsmasse der udvaskes fra en punktkilde pr. tidsenhed (f.eks. g/år) – dvs. Jo i figur 2.3 Massebetragtningen gør, at forureningsfluxen bedre udtrykker den reelle forureningsbelastning end f.eks. forureningskoncentrationer i kilden og fluxe er desuden direkte sammenlignelige. En større flux påvirker et grundvandsmagasin mere end en mindre flux. Dette gælder ikke nødvendigvis koncentrationer. Det skal bemærkes, at det i denne sammenhæng antages, at den flux, som ”når ned” i grundvandsmagasinet svarer til fluxen ud af kildeområdet.

I denne håndbog beskrives to metoder, dels en simpel stationær fluxberegning samt en detaljeret, dynamisk fluxberegning med beregning af forureningsmasse og tidsvarierende udvaskning.

D.1 STATIONÆR FLUXBEREGNING

For hver lokalitet foretages en simpel stationær beregning af fluxen fra kildezonen via udtrykket:

$$J_0 = N \cdot A \cdot C_0 \cdot 10^{-6} \quad (\text{D.1})$$

hvor

J_0 : Flux fra kildezonen [g/år]

N : Nettoinfiltrationen gennem kildeområdet (reduceret i henhold til effektiv befæstelsesgrad) [mm/år]

A : Areal af kildeområde [m^2]

C_0 : Kildekoncentration (vurderet samlet middelkoncentration i kildeområdet) [$\mu\text{g/l}$]

D.1.1 Særlige tilfælde

Det simple fluxudtryk forudsætter en direkte infiltrationsbåren transport, dvs. den nedadgående vandtransport er drevet af den nedbør, som infiltrerer gennem jordlagene. På lokaliteter med impermeabel belægning over forureningen vil den primære transport foregå ved én af følgende mekanismer:

- Hvis der er målt forureningskomponenter i terrænnært grundvand under en impermeabel belægning, er dette tegn på, at der foregår en horisontal tilstrømning af grundvand til det forurenede område og videre transport derfra. I denne situation anbefales det at regne infiltrationshastigheden via Darcys lov:

$$v = -K_z \cdot i \cdot 3,15 \cdot 10^9 \quad (\text{D.2})$$

hvor

v : Darcyhastighed (mm/år) – kan anvendes som ’ N ’ i ligning D.1

K_z : Vertikal hydraulisk ledningsevne i dæklag (m/s) (standardværdier fra JAGG kan anvendes)

i : Hydraulisk gradient fra terrænnært grundvand til underliggende grundvandsmagasin (-). Regnes som forskellen i trykniveau divideret med tykkelsen af det mellemliggende dæklag.

Såfremt der ikke findes oplysninger om trykniveauer til beregning af den hydrauliske gradient, kan som grov tommelfingerregel regnes med en infiltration på 20% af nettoinfiltrationen i området (forfattergruppens vurdering).

- Hvis forureningen ligger i en tør umættet zone under en impermeabel belægning vil den primære transport være gasbåren, og udtrykket i ligning D.1 vil ikke være gyldigt. Her kan foretages en gasfase-transportberegning via gasfase-modulet beskrevet i Miljøstyrelsen (2010c), når dette foreligger, eller der kan foretages et skøn over bidraget (typisk størrelsesordener mindre end et infiltrationsbetinget bidrag).

D.1.2 Normalisering af fluxbidrag

For at tage højde for forskelle i grundvandskvalitetskriterierne for de forskellige stoffer kan fluxen normaliseres i forhold til kvalitetskriteriet til den sammenlignelige størrelse ”Mængde af potentielt forurennet grundvand op til kvalitetskriteriet pr. år” ved udtrykket:

$$M_0 = \frac{J_0}{C_{\text{krit}}} \cdot 10^3 \quad (\text{D.3})$$

hvor

M_0 : Mængde af potentielt forurennet grundvand op til kvalitetskriteriet [m³/år]

J_0 : Flux fra kildezonen [g/år]

C_{krit} : Grundvandskvalitetskriterium [µg/l]

Der kan ikke regnes på transport af fri fase produkt:

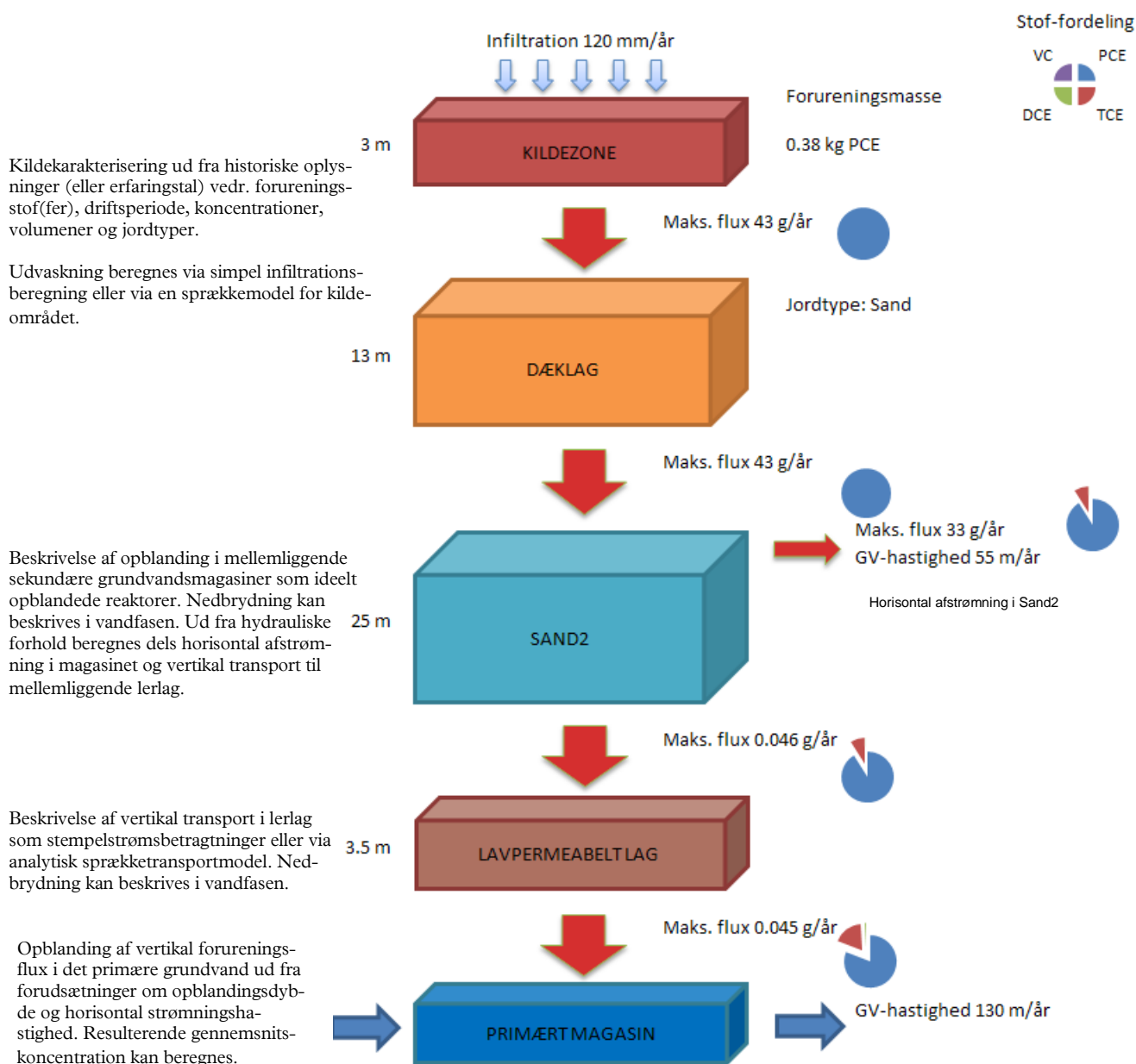
- Såfremt der er mobil fri fase til stede må som bedste bud regnes med en kildekonzentration svarende til opløseligheden af produktet.
- Såfremt der er residual (immobil) fri fase til stede anbefales det at regne med en koncentration på 1-10% af opløseligheden, afhængigt af hvor kraftig forureningen er (tommelfingerregler på baggrund af Jørgensen et al. (2010) og Wealthall (2012)).

D.2 DYNAMISK FLUXBEREGNING

Den stationære fluxberegning metode tager ikke højde for tidsperspektivet i de individuelle påvirkninger, dvs. hvor meget de enkelte kilder bidrager med over tid, og hvorledes disse bidrag er forskudt i forhold til hinanden. En vurdering af det reelle trusselsbillede mod en ressource eller indvinding kræver oftest at dette tidsperspektiv medtages, og dette kræver en mere detaljeret model.

Den mest afprøvede metode er en udvaskningsmodel med en serie af koblede reaktorer, som repræsenterer forskellige dele af dæklaget (udviklet af Trolborg et al. 2008), og som håndterer eventuel tilstedeværelse af residual fri fase i kildeområdet samt afstrømning i mellemliggende sekundære magasiner. Metoden er siden udviklet med beskrivelse af transport og processer gennem et dybereliggende lerlag som et opsprækket medium (DTU Miljø, 2011; Chambon et al., 2011) samt med en beskrivelse af den terrænnære kildezone som et opsprækket medium (Naturstyrelsen, 2012).

Et eksempel på en udvaskningsmodel er vist på Figur D.1. Figuren illustrerer en vigtig pointe ifm. udvaskningsberegninger, nemlig at det beregnede bidrag til et mellemliggende magasin (her Sand2) kan være væsentligt større end bidraget til det primære magasin (her Sand3/kalk). Det er i denne forbindelse vigtigt at tage højde for den videre skæbne af forureningstransporten i det øvre magasin, herunder om den f.eks. ender i en overfladerecipient eller transporteres videre til det dybere grundvandsmagasin længere nedstrøms. Såfremt sidstnævnte er tilfældet udgør lokaliteten en større risiko overfor den primære grundvandsressource end udvaskningsberegningen umiddelbart antyder.



FIGUR D.1. PRINCIPSKITSE FOR UDVASKNINGSMODEL BASERET PÅ TROLDBORG ET AL. (2008) MED ANGIIVELSE AF DELSTRØMME OG FORDELING PÅ MODER- OG NEDBRYDNINGSTOFFER (FRA NATURSTYRELSEN, 2012). FORSKELLENE PÅ MASSESTRØMME IND OG UD AF BOKSENE SKYLDES DELS, AT DER ER TALE OM EN FORURENINGSPULS, DER BLIVER UDJÆVNET PÅ VEJ GENNEM SYSTEMET, SAMT AT DER FOREGÅR NEDBRYDNING.

Appendiks E. Cases

De to cases for prioritering inden for et grundvandsopland (som kort er præsenteret i afsnit 4.12) gennemgås her i nærmere detaljer

E.1 RISIKOVURDERING AF PUNKTKILDER I GRUNDVANDSOMRÅDET BØRKOP-KONGSTED-FOLLERUP

Rekvirent: Region Syddanmark

Udført: 2011

Reference: Region Syddanmark (2011)

E.1.1 Formål og fokus

Projektets formål var to-delt, således at der var tale om:

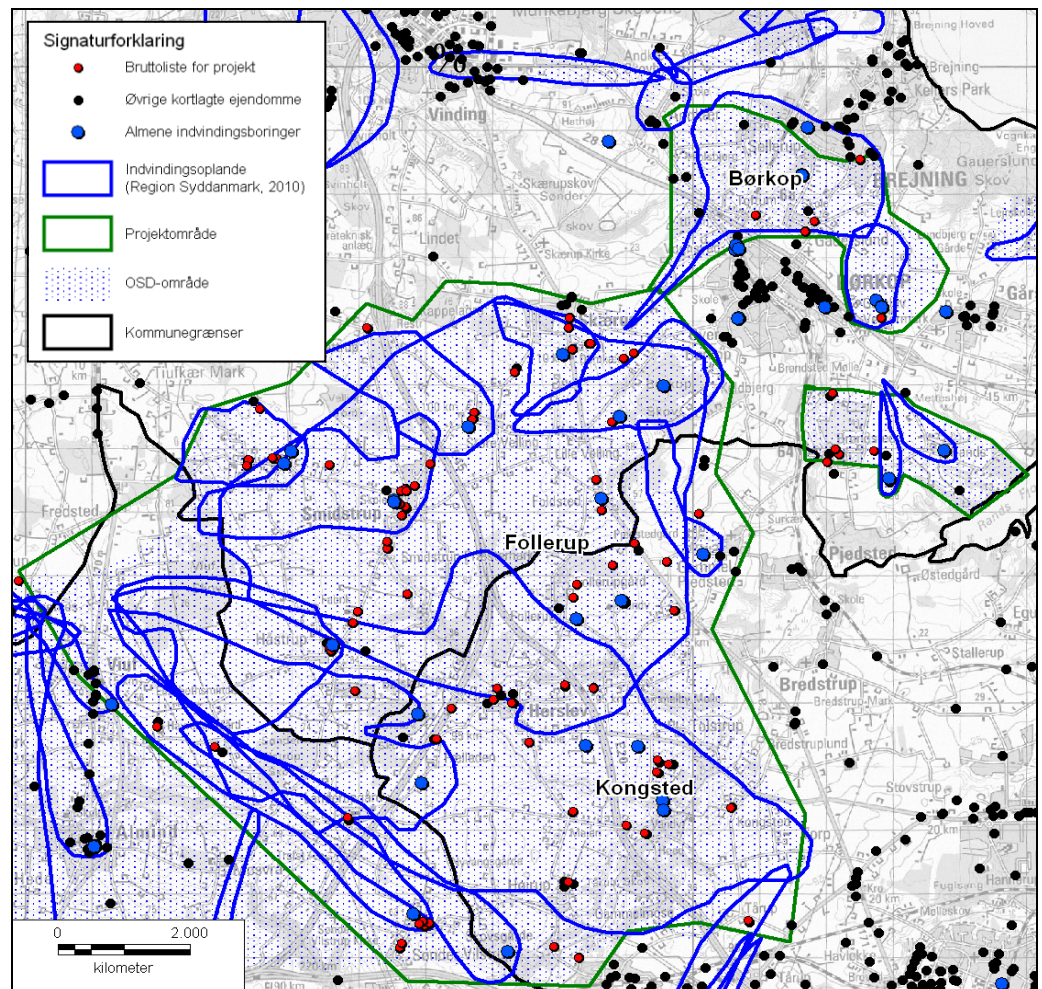
- Kontrol af, hvorvidt der er kritiske lokaliteter i området Børkop-Kongsted-Follerup, som er et relativt ”punktkilde-tyndt” område. Dette ville i bekræftende fald føre til en prioritering af de kritiske lokaliteter og i modsat fald give en dokumentation for at regionens indsats i området har været tilstrækkelig.
- En metodeudvikling til brug i lignende oplandsprioriteringer, som er indarbejdet i denne håndbog.

Jf. formålet var fokus på risikovurdering i forhold til grundvandsressourcen. Der blev dog også foretaget en simpel beregning af påvirkningen for de enkelte kildepladser/vandværker.

Et delformål var desuden at skabe en simpel løsningsmodel – så ressourcerne involveret i en oplandsanalyse er proportional med selve den fysiske indsats i et område – dvs. analysen i mindre landområder uden meget kritiske punktkilder skal kunne foretages med væsentligt færre ressourcer end de tunge kildeområder i industrielle byområder.

E.1.2 Definition af grundvandsoplandet

Der blev udvalgt et område ved Børkop-Follerup-Kongsted i Trekantsområdet. Området består af OSD- og indvindingsoplande inden for de 3 amtslige indsatsplanområder Børkop, Follerup og Kongsted. Området er vist på Figur E.1. På figuren er vist bruttolisten af lokaliteter, der indgik i projektet samt øvrige punktkilder i området. De øvrige viste punktkilder udgør alene en risiko for arealanvendelsen og indgik derfor ikke i den videre analyse.



FIGUR E.1 OVERSICHT OVER PROJEKTOMRÅDE (=GRUNDVANDSOPLAND I HÅNDBOGENS TERMINOLOGI), OSD-OMRÅDE, BRUTTOLISTE AF LOKALITETER SAMT ALMENE INDVINDINGSBORINGER OG DERES OPLANDE.

Området blev udvalgt på følgende baggrund:

- Det var regionens højest prioriterede område (det første område, hvor det tidligere Vejle Amt har afsluttet grundvandskortlægningen)
- Oplandet er kendetegnende for Region Syddanmarks landdistrikter og formentlig også for de øvrige jyske regioner.
- Der foregår en relativt stor drikkevandsindvinding via mange små vandværker og en af de største indvindere i Trekantsområdet (TRE-FOR).
- Der var udført en omfattende datavask og opdatering af regionens databaser i området, der giver et godt opdateret datagrundlag for risikovurderingen.

E.1.3 Status og bruttoliste af lokaliteter

Analysen af områdets status blev gennemgået i forskellige dele af rapporten.

Geologi og hydrogeologi

Der blev beskrevet en grundlæggende geologisk og hydrogeologisk forståelsesmodel med angivelse af de betydende grundvandsressourcer, som risikovurderingen skulle udføres for.

Vandbalancen for området blev beskrevet ud fra dels indsatsplanerne og Daisy-beregninger udført for TREFOR. Grundlaget for grundvandsdannelsen i indsatsplanerne var ukendt og specielt for Børkop og Kongsted virkede raterne relativt høje. Omvendt lå tallene fra Daisy-beregninger meget tæt på indvindingsraterne, og antydede overindvinding. Risikovurderingen overfor ressourcen blev derfor udført med raterne fra de to kilder som hhv. best case (indsatsplan-data) og worst case (Daisy-beregninger).

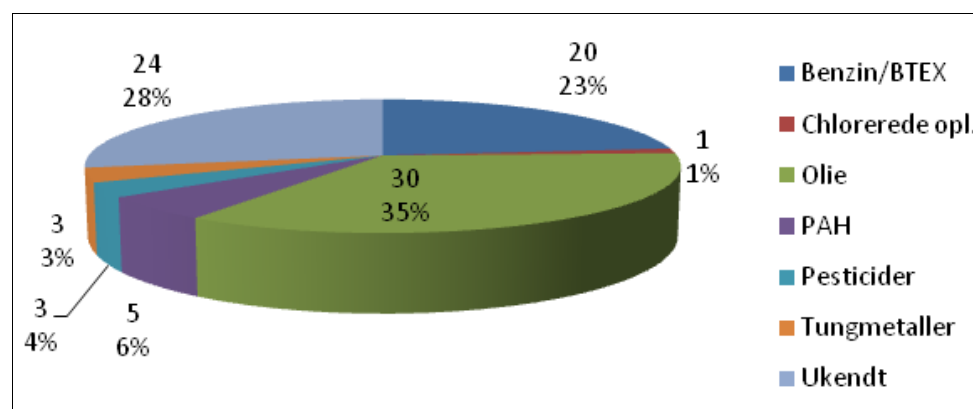
Kvalitative udfordringer

Der er ingen registrerede punktkilderrelaterede problemer med miljøfremmede stoffer i indvindings- og monitoringsboringer i området. Der blev ikke udført en analyse af kvalitative udfordringer udover punktkilder, da dette ikke var i fokus i projektet.

Potentielle punktkilder

Fokus var alene på de lokaliteter i undersøgelsesområdet, der potentielt udgør en grundvandsrisiko. Inden for områdefrænsningen indeholder bruttolisten i alt 86 punktkilder, jf. kortet på Figur E.1. Heraf er 14 V1-kortlagt, 22 V2-kortlagt, 12 udgået inden kortlægning og 38 udgået efter kortlægning.

Figur E.2 viser fordelingen af kritisk stof på alle lokaliteter. For lokaliteter, hvor der ikke er oplysninger om stofgruppe blev vurderingen foretaget på baggrund af lokalitetsnavn og/eller branche.

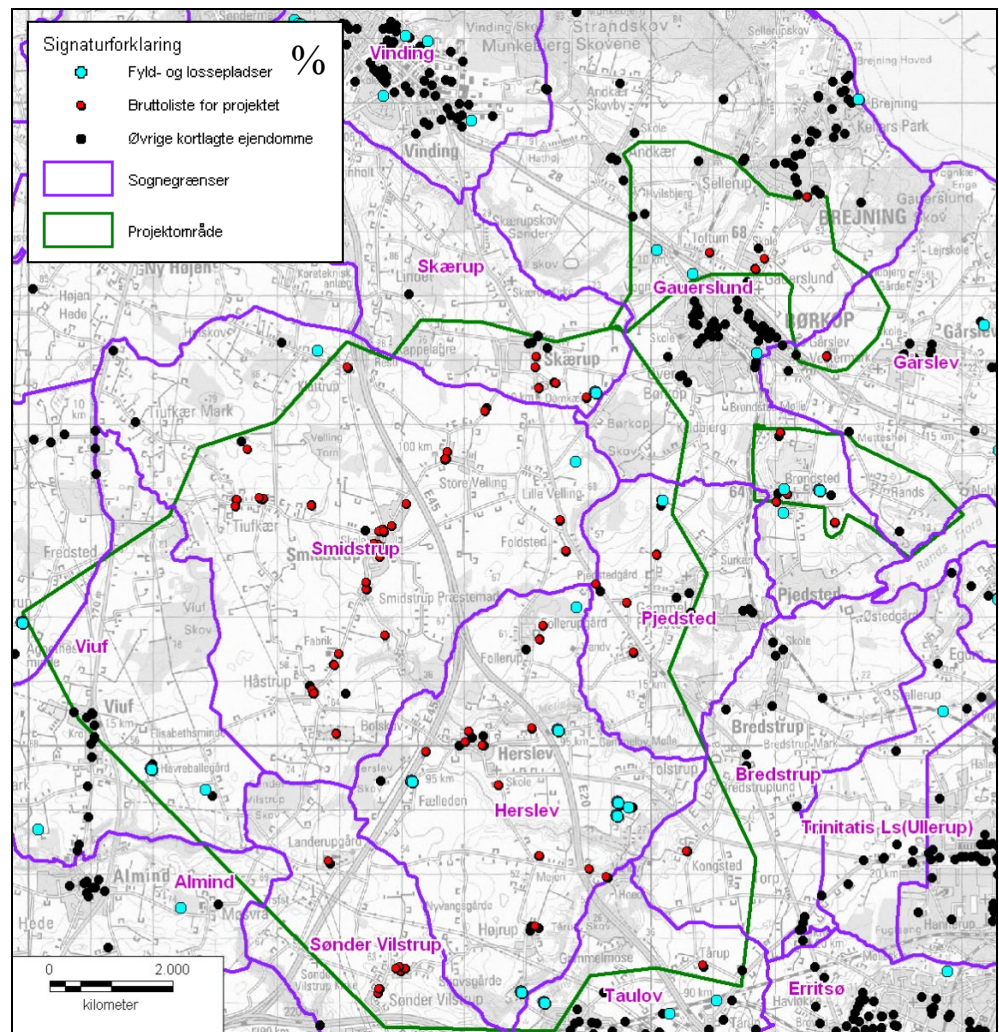


FIGUR E.2 VURDERET KRITISK STOF PÅ ALLE LOKALITETER (UDGÅEDE, V0, V1 OG V2-LOKALITETER). FOR V1-LOKALITETER ER VURDERINGEN LAVET PÅ BAGGRUND AF BRANCHEOPLYSNINGER. ANTAL OG PROCENTANDEL ER ANGIVET.

Samlet set repræsenterer de 86 potentielt grundvandstruende punktkilder meget varierede vidensniveauer og der er tale om en lang række forskellige stofgrupper, dog med en overvægt af olie- og benzinfureninger.

Grundvandsoplandet er et landområde uden megen industri, hvor gamle fyld- og lossepladser samt pesticidpunktkilder kan udgøre en væsentlig andel af de potentielle trusler mod grundvandet, hvorfor udfordringen fra disse blev belyst, jf. fremgangsmåden i håndbogens boks 4.1.

Resultatet af gennemgangen af mulige fyld- og lossepladser er vist på Figur E.3. Blandt de sognekommuner, som indgik i projektets afgrænsning, blev der ikke registreret en fyld- eller losseplads i Bredstrup sogn. Dette er også tilfældet i flere af de omkringliggende sognekommuner, hvilket kan tyde på, at Vejle Amt ikke har fået kortlagt alle de gamle fyld- og lossepladser.



FIGUR E.3 BELIGGENHED AF LOKALITETER, DER ENTEN UD FRA BRANCHE, AKTIVITET, STOF (=LOSSEPLADSPERKOLAT) ELLER NAVN PEGER I RETNING AF EN FYLD- ELLER LOSSEPLADS, SAMMENHOLDT MED DE GAMLE SOGNEKOMMUNEGRÆNSER (DANSK CENTER FOR BYHISTORIE, 2011).

En overordnet vurdering af mulige pesticidpunktkilder viste, at der historisk kunne forventes ca. 600 landbrugsbedrifter inden for oplandet og dermed et tilsvarende antal mulige pesticidpunktkilder i projektområdet, altså et ganske betydeligt antal.

E.1.4 Udvalgseskriterier

Som nævnt var fokus på de lokaliteter i undersøgelsesområdet, der potentielt udgør en grundvandsrisiko. Derved var lokaliteter, der vurderedes alene at udgøre en risiko for arealanvendelsen udeladt fra bruttolisten. Region Syd-danmark besluttede, at samtlige lokaliteter, der potentielt kunne udgøre en grundvandsrisiko, skulle indgå i oplandsanalysen for derved:

- at få det fulde overblik over kortlagte grundvandsrettede risici i området
- at kunne prioritere eventuel fremadrettet indsats
- eventuelt at kunne underbygge, at der ikke er problematiske lokaliteter blandt de udgåede lokaliteter, med den viden der er opbygget siden lokaliteterne er udgået.

E.1.5 Yderligere screening af lokalitetsantal

Der blev foretaget en simpel lokalitetsscreening, der havde til formål at målrette antallet af lokaliteter til nærmere analyse til et håndtérbart antal væsentlige punktkilder.

Scorebaseret screening

Alle 86 lokaliteter er screenet for deres potentielle risiko overfor grundvandet. Der blev taget udgangspunkt i en metode, som kategoriserer lokaliteterne efter risiko ud fra et forureningsindex, baseret på branche- og stofrisiko. Metoden var afhængig af kortlægningsfaserne for de enkelte lokaliteter, tilsvarende tilgangen i denne håndbogs afsnit 3.4.

Den scorebaserede screening bragte antallet af lokaliteter ned til 38.

For en række af disse lokaliteter var der imidlertid tvivl om de faktiske stof-fund på lokaliteterne. Det skyldes at stoffund i mange tilfælde var rapporteret med samlebetegnelser (f.eks. olie-benzin eller tungmetaller) og det derved ikke var entydigt om der er fund af de grundvandskritiske mobile stoffer.

Manuel screening

Der var derfor behov for at udføre en yderligere manuel screening af lokaliteterne. I den manuelle screening blev arkivmateriale på lokaliteter, hvor der har været tvivl om evt. grundvandskritiske fund, screenet og det blev vurderet om lokaliteterne udgjorde en høj risiko. I den manuelle screening blev desuden taget stilling til om evt. afværgetiltag eller koncentrationsniveauer kunne føre til en ændret risikokategorisering. I dette screeningsstep blev alle fyldpladser, på nær en enkelt udtaget, da det vurderedes at datagrundlaget på disse var for begrænset til at udføre en egentlig fluxberegning.

På baggrund af den manuelle screening blev der udvalgt 17 lokaliteter til detaljeret arkivgennemgang og fluxberegning. I forbindelse med den detaljerede arkivgennemgang blev det for 4 lokaliteter vurderet, at der ikke var behov for fluxberegning, bl.a. på baggrund af lave koncentrationsniveauer eller manglende fund af de grundvandskritiske mobile stoffer.

E.1.6 Fluxberegninger

Fluxberegningerne blev udført med den dynamiske metode, for at kunne vurdere tidsperspektivet for påvirkningerne, såfremt der blev identificeret mulige trusler mod grundvandsressourcen.

På 8 af de 13 lokaliteter fandtes et meget begrænset datamateriale til at fastlægge kildestyrken, fordi de enten ikke var undersøgt eller fordi undersøgelsesgrundlaget var mangelfuldt. På disse lokaliteter blev der lavet et bedste bud på kildestyrken, enten ud fra erfaringer fra lignende sager eller eventuelle lokalitetsdata, og lokaliteterne blev givet betegnelsen ”Lav viden”. I den efterfølgende risikovurdering på oplandsniveau blev disse lokaliteter følsomhedsvurderet ved at de estimerede fluxe blev ganget med en faktor for at vurdere, ”hvor meget der skal til”, før lokaliteterne kunne udgøre en risiko.

E.1.7 Håndtering af usikkerheder

Lokalskala usikkerhed

Der blev foretaget en kvalitativ vurdering af den relative usikkerhed på flux-estimatet. Vurderingen blev baseret på en række systematiserede kvalitative vurderinger af de informationer, der lå til grund for beregningerne. Dette var implementeret i seks spørgeskemaer, hvor sikkerheden på beregningen måles via nogle relative scoringstal.

Den anvendte metode er anvendt i flere tidligere oplandsrisikovurderinger og bygger på et forslag til usikkerhedsvurderinger af beregninger af indeklimapåvirkning i JAGG 2.0, som ikke blev implementeret.

I den anvendte metode er vurderingen inddelt i tre dele, hvor dels det historiske materiale, undersøgelsen og den anvendte viden til fluxberegningen blev vurderet. For hver del vurderes dels datagrundlaget (dvs. mængden af data) og vurderingsgrundlaget (anvendeligheden af data). For hver af de seks parametre opnås en score mellem 0 og 1, hvor 0 repræsenterer størst mulig usikkerhed.

Hvis det på baggrund af den samlede risikovurdering ønskes at forbedre vidensgrundlaget for en lokalitet, er det via et søjlediagram muligt at vurdere, hvor der er størst potentiale for at forbedre grundlaget.

Oplandsskala usikkerhed

Denne blev ikke vurderet, da fokus var på grundvandsressourcen.

E.1.8 Konsekvensvurdering

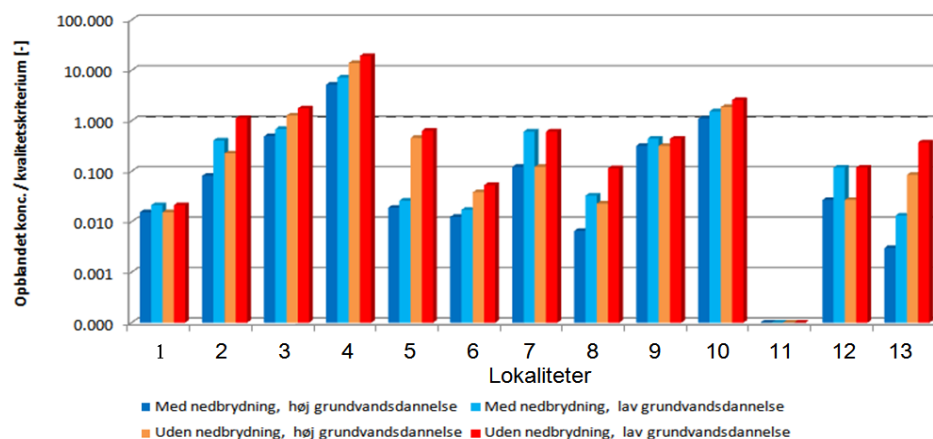
Konsekvensvurdering overfor grundvandsressourcen

Den samlede risiko overfor grundvandsressourcen blev vurderet ved at dividere de enkelte forureningsfluxe med grundvandsdannelsen til det førstkomende betydende magasin inden for et lokalt område, defineret inden for en radius af 100 meter fra lokaliteten, jf. afsnit 4.9.1.

Påvirkningen af grundvandsressourcen blev beregnet hhv. med og uden nedbrydning samt med høj og lav grundvandsdannelse – i alt fire scenarier. Den opblandede koncentration i den lokale grundvandsressource blev herefter divideret med grundvandskvalitetskriteriet for det pågældende stof.

Resultaterne heraf er vist på Figur E.4. Det fremgår, at 3 lokaliteter potentielt kan påvirke den lokale grundvandsressource med forureningsniveauer over kvalitetskriteriet; den ene dog kun hvis der ikke regnes med nedbrydning. Den kraftigste påvirkning er beregnet for lokalitet nr. 4, hvor der blev beregnet en overskridelse af grundvandskriteriet for benzen på en faktor 5-19, afhængigt af scenario.

De individuelle forureningsbidrag i form af relative koncentrationer i grundvandsmagasinet samt de tilhørende sikkerheder blev endvidere afbildet på kortmateriale, jf. håndbogens afsnit 5.2.3.



FIGUR E.4 RISIKOBREGNING I FORHOLD TIL LOKAL GRUNDVANDSRESSOURCE, UDREGNET SOM DE MAKSIMALE ÅRLIGE FORURENINGSFLUXE OPLANDET MED GRUNDVANDSDANNELSEN INDEN FOR EN RADIUS AF 100 M AF LOKALITETEN. BEMÆRK LOGARITMISK SKALA PÅ Y-AKSEN. LOKALITETSNAVNE ER ANONYMISERET.

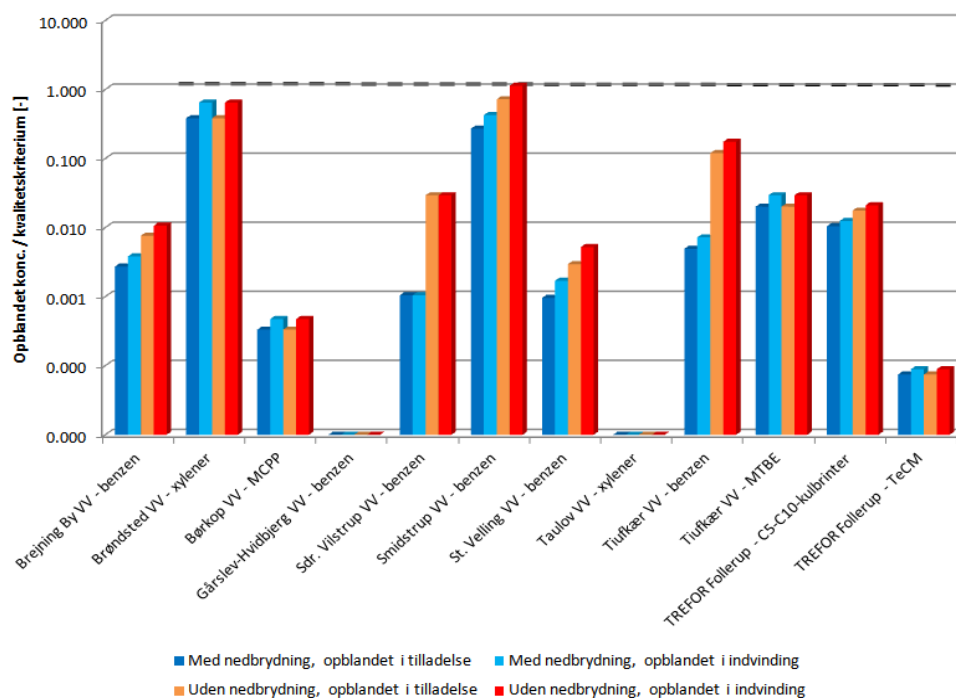
Konsekvensvurdering overfor konkrete indvindinger

Der blev foretaget en simpel risikovurdering overfor indvindingerne i oplandet ved at summere bidragene af enkeltkomponenter inden for hvert indvindingsopland til en worst-case betragtning af påvirkningen af indvindingsboringerne. Den resulterende koncentration i det indvundne vand blev regnet som den samlede flux af enkeltkomponenter oplandet i indvindingsmængden.

Der blev ikke foretaget tidsforskydning af de enkelte bidrags ”ankomst” til indvindingsboringerne, da der kun var én kildeplads, hvor et givet stof optræder fra mere end én kilde, og der var ingen risiko i worst case-tilfældet, hvor maksimalpåvirkningerne antages at ankomme til samme tid.

Påvirkningen blev beregnet hhv. med og uden nedbrydning samt oplandet i hhv. indvindingstilladelsen og den faktisk indvundne vandmængde (jf. indsatsplanerne) – i alt fire scenarier. Den opblandede koncentration i indvindingen blev herefter divideret med grundvandskvalitetskriteriet for det pågældende stof..

Resultaterne heraf er vist på Figur E.5. Det fremgår, at to lokaliteter (nr. 3 og 4) potentielt kan påvirke indvindingen på Smidstrup Vandværk med et forureningsniveau omkring kvalitetskriteriet, såfremt der ikke regnes med nedbrydning.



FIGUR E.5 RISIKOBeregning i forhold til de enkelte indvindinger, udregnet som de maksimale årlige forureningsfluxe opblandet med hhv. indvindings-tilladelsen og den indvundne mængde, jf. indsatsplanerne. Bemærk logaritmisk skala på y-aksen.

E.1.9 Risikovurdering og prioritering

Der blev beregnet teoretiske overskridelser af grundvandskvalitetskriterierne for de definerede lokale grundvandsressourcer for 1-3 af lokaliteterne, afhængigt af de anvendte forudsætninger mht. nedbrydning og grundvandsdannelse.

Der blev endvidere beregnet en teoretisk påvirkning af det indvundne vand på Smidstrup Vandværk med benzen omkring kvalitetskriteriet, såfremt der ikke blev regnet med nedbrydning i dæklaget. Med nedbrydning i dæklaget lå påvirkningen i indvindingen på 0,2-0,4 gange kvalitetskriteriet. Idet der blev regnet på den maksimale årlige flux og der endvidere ikke var medtaget effekter af nedbrydning og dispersion i grundvandsmagasinet, blev risikoen for at vandværket skulle være truet vurderet meget lille.

En eventuel risiko var dermed udelukkende relateret til grundvandsressourcen lokalt omkring enkelte af lokaliteterne. De betydende lokaliteter i denne henseende var nr. 3 og 10. De beregnede overskridelser af kvalitetskriterierne var begrænsede (mellem en faktor 1 og 19, afhængigt af forudsætningerne), og idet vandforsyningerne ikke vurderedes truet, var der ikke en akut risiko.

Samlet set blev der vurderet ikke at være en reel trussel mod grundvandsressourcen og indvindingerne i området, og der var således ikke et aktuelt behov for yderligere tiltag mod de kortlagte potentielle forureningskilder inden for området.

Sikkerheden på fluxbestemmelserne for de to lokaliteter, der beregningsmæssigt viste en teoretisk, potentiel trussel mod grundvandsressourcen var lave, og fluxene var opgjort med tanke for forsigtighedsprincippet. Såfremt en yderligere vurdering skulle blive aktuel (f.eks. ved flytning af indvinding til lokalom-

råderne ved de to lokaliteter, eller hvis indvindingen på Smidstrup Vandværk øges markant), kunne der være ræson i at foretage en mindre, supplerende undersøgelse, så der kunne opnås et fluxestimat med større sikkerhed, hvilket kan føre til en næsten sikker frikendning af hele området for forholdsvist begrænsede midler.

Prioriteringsdelen i dette projekt blev således holdt på et overordnet niveau, hvor enkelte lokaliteter er udpeget som mulige ”gule lamper”, ud fra beregnet påvirkning og sikkerhed.

E.2 OPLANDSSKALA RISIKOVURDERING AF PUNKTKILDER I OMRÅDE 2BC

Rekvisitent: Naturstyrelsen Roskilde og Region Hovedstaden

Udført: 2011-2012

Reference: Naturstyrelsen (2012)

E.2.1 Formål og fokus

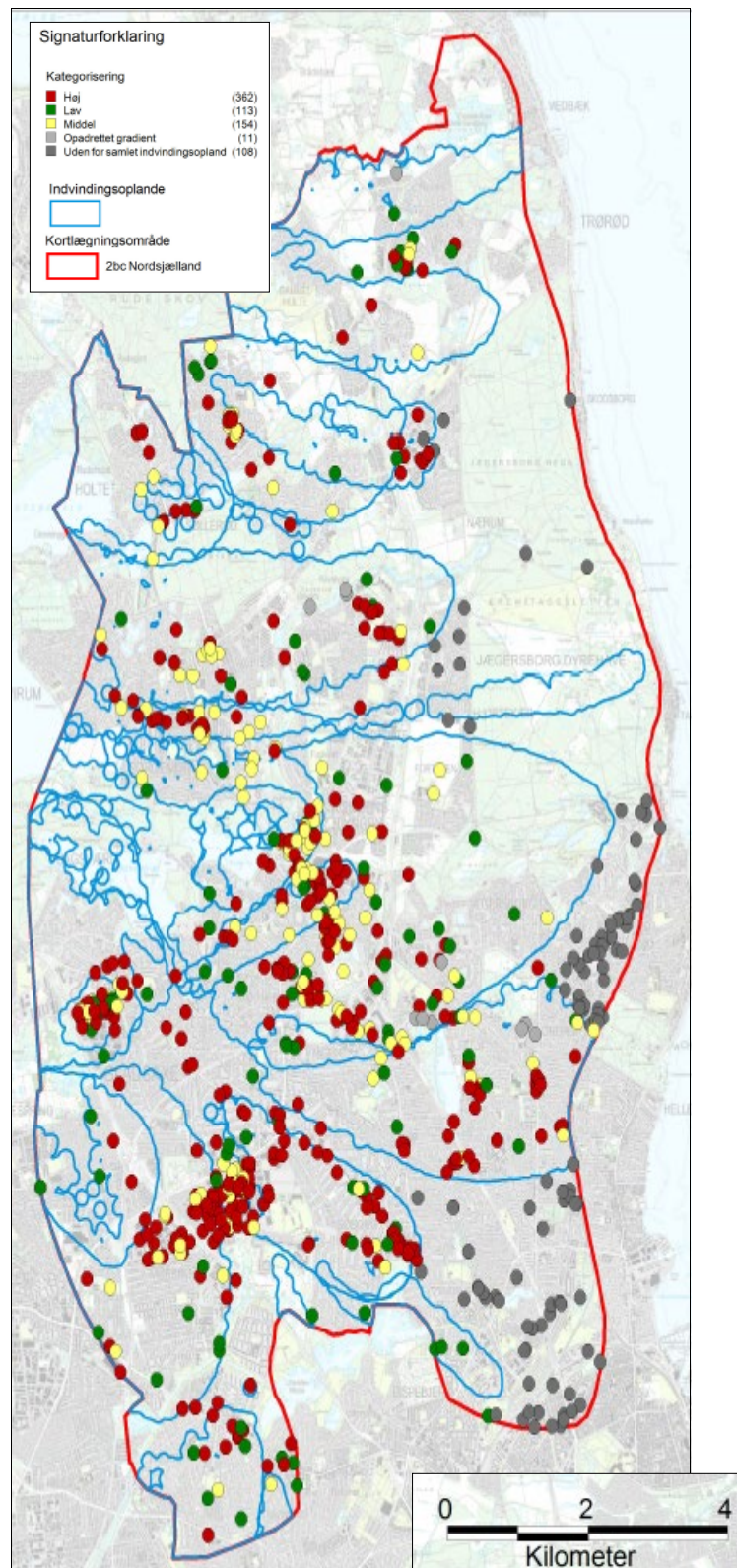
Projektet var et led i fase 2 i Naturstyrelsen Roskildes grundvandskortlægning af område 2bc nord for København. I projektet er samtlige kendte punktkilder kategoriseret efter deres potentielle grundvandsrisiko og for de kritiske lokaliteter er foretaget fluxberegninger. Endvidere er der for Region Hovedstaden foretaget en vurdering af den effekt afværgeanlæggene i området har på udvaskningen fra punktkilderne. Kategoriseringen af forureningskilder og de individuelle fluxberegninger er derefter anvendt til oplandsbaserede risikovurderinger for hvert af de almene vandværker i kortlægningsområdet.

Fokus i risikovurdering og prioritering var dermed på specifikke indvindinger. Der blev dog desuden foretaget simple beregninger af den overordnede påvirkningen af grundvandsressourcen.

E.2.2 Definition af grundvandsoplandet

Område 2bc dækker et område på 112 km² i Gladsaxe, Gentofte, Lyngby-Taarbæk, Herlev, Rudersdal og Københavns kommuner, jf. Figur E.6.

Der er tale om et tæt bebygget område med mange industri- og erhvervsjendomme og dermed mange potentielle forureningspunktkilder. Af denne årsag blev det som led i 2. fase af Naturstyrelsen Roskildes grundvandskortlægning af området valgt at udføre et detaljeret arbejde for at skabe overblik over truslen fra de mange punktkilder.



FIGUR E.6 KORTLÆGNINGSOMRÅDE 2BC, indvindingsoplande SAMT KORTLAGTE LOKALITETER INDEN FOR OMRÅDET FORDELT PÅ RISIKOKATEGORIER.

E.2.3 Status og bruttoliste af lokaliteter

Analysen af områdets status er beskrevet i fase 1 kortlægningsrapporten (Miljøcenter Roskilde, 2008):

Den nuværende vandindvinding i området er ca. 11 mio. m³ om året. Heraf indvindes de ca. 9 mio. af 12 vandværker til drikkevand, mens de resterende ca. 2 mio. er afværgevand fordelt på 13 anlæg. Anlæggenes geografiske fordeling og størrelse betyder at hele kortlægningsområdet er dækket af indvindingsoplønde på nær det kystnære område langs Øresund, herunder også Dyrehaven, som er blevet friholdt fra vandindvinding af naturmæssige hensyn.

De mange afværgeanlæg understreger den igangværende indsats for at bevare den drikkevandsressource i området. Primo 2011 er der kortlagt 747 punktkilder i området (Figur E.6), som afspejler den store arealmæssige andel af bymæssig bebyggelse og industriområder, som udgør et massivt forureningstryk på grundvandsressourcen og for vandværkerne. Landbrugsarealerne er derimod forholdsvis begrænsede og da landbrugsjorden samtidig dyrkes ekstensivt er belastningen med nitrat og pesticider fra landbruget ikke et væsentligt problem.

Den grundlæggende geologiske datadækning er god med mange boringer, der dog langt fra er jævnt fordelt. Et af de største datatomme områder er i Dyrehaven.

Grundvandet strømmer overordnet i to regionale vandførende lag, henholdsvis det dybe primære kalkmagasin og et øvre sandmagasin (Sand2). Langt hovedparten af drikkevandsindvindingen foregår fra det primære magasin, hvorimod de fleste afværgeanlæg oppumper fra Sand2 magasinet. Det primære kalkmagasin er kun sårbart (dvs. har mindre end 15 m ler som beskyttelse) i 26 % af dets areal, mens det tilsvarende er 66 % af det øvre Sand2 magasin, som er sårbart. Der er ikke taget højde for sprækkesystemer i lerlagene.

Grundvandet er spændt i hele det primære magasin, hvorimod det øvre magasin både består af områder med spændte og frie forhold.

Det nuværende grundvandsbidrag til søer, vandløb og vådområder i området er relativt begrænset, selvom vandløbsmålsætningerne i Regionplan 2005 er overholdt.

Vandkemien i det primære kalkmagasin er præget af en overordnet svagt reduceret vandtype, mens vandtypen i det øvre sandmagasin ikke kan kortlægges på det nuværende vidensniveau. Udover forureningen fra de mange punktkilder viser de vandkemiske analyser også en truende tendens af stigende klorid indhold ved flere kildepladser.

Samlet set er den væsentligste problemstilling i området forureninger med klorerede opløsningsmidler fra punktkilder og sekundært diffus forurening med BAM i byområder. Vandressourcen er under størst pres i Gladsaxe kommune.

E.2.4 Udvalgelseskriterier og yderligere screening

Udvælgelse og screening blev udført i flere iterationer for at indkredse de væsentlige punktkilder, der blev udvalgt til nærmere analyse.

Udvælgelseskriterierne iht. håndbogens terminologi er i rapporten beskrevet som en del af screeningen. Kriterierne var:

- Lokalteter i indvindings- og grundvandsdannende oplande til almen vandforsyning samt i ”tangerne” mellem oplandene, da der fokuseres på punktkilders risiko for indvindingerne i området.
- Fravalg af lokaliteter i områder med blivende opadrettet gradient fra Sand2-magasinet til terræn (primært ådale) da risikoen for nedsivning af forurening i de områder er stærkt begrænset.
- Lokalteter med chlorerede opløsningsmidler, da det er den altdomierende problemstofgruppe i området.
- Lokalteter på vidensniveau 2, da de mest kritiske lokaliteter er forventet V2-kortlagt, og idet grundlaget for fluxberegning på V1-niveau er spinkelt.

Der blev herefter udført en scorebaseret screening af lokaliteterne ud fra deres potentielle risiko overfor grundvandet. Der blev taget udgangspunkt i en metode, som kategoriserer lokaliteterne efter risiko ud fra et forureningsindex, baseret på branche- og stofrisiko samt stoffund af grundvandskritiske stoffer. Metoden var afhængig af kortlægningsfaserne for de enkelte lokaliteter, tilsvarende tilgangen i denne håndbogs afsnit 3.4.

Den scorebaserede screening bragte antallet af lokaliteter ned til 148.

Ved nærmere arkivgennemgang udgik yderligere 28 lokaliteter, idet det blev erfaret, at:

- Koncentrationsniveauet i ”kildeområdet” var under grundvandskvalitetskriterierne.
- Den påviste forurening stammede fra nabolokaliteter.
- Lokalteterne var fyld- og lossepladser, hvor der var utilstrækkeligt datagrundlag til at foretage en fagligt funderet fluxberegning.

E.2.5 Fluxberegninger

Fluxberegningerne blev udført med den dynamiske metode, for at kunne vurdere tidsperspektivet for de beregnede påvirkninger af indvindingsboringerne og sammenholde disse med målte koncentrationer.

E.2.6 Håndtering af usikkerheder

Lokalskala usikkerhed

Der blev foretaget en kvalitativ vurdering af den relative usikkerhed på fluxestimatet. Vurderingen blev baseret på en række systematiserede kvalitative vurderinger af de informationer, der lå til grund for beregningerne. Dette var implementeret i seks spørgeskemaer, hvor sikkerheden på beregningen måles via nogle relative scoringstal.

Den anvendte metode er anvendt i flere tidligere oplandsrisikovurderinger og bygger på et forslag til usikkerhedsvurderinger af beregninger af indeklimapåvirkning i JAGG 2.0, som ikke blev implementeret.

I den anvendte metode er vurderingen inddelt i tre dele, hvor dels det historiske materiale, undersøgelsen og den anvendte viden til fluxberegningen blev vurderet. For hver del vurderes dels datagrundlaget (dvs. mængden af data) og vurderingsgrundlaget (anvendeligheden af data). For hver af de seks parametre opnås en score mellem 0 og 1, hvor 0 repræsenterer størst mulig usikkerhed.

Hvis det på baggrund af den samlede risikovurdering ønskes at forbedre vidensgrundlaget for en lokalitet, er det via et søjlediagram muligt at vurdere, hvor der er størst potentiale for at forbedre grundlaget.

Oplandsskala usikkerhed

Sikkerheden på beliggenhed inden for de enkelte oplande blev vurderet indirekte. Indvindingsoplandene ligger stort set ”skulder ved skulder” i området, og i grænseområderne mellem oplandene blev betydende lokaliteter oftest medtaget i vurderingen af begge oplande.

E.2.7 Konsekvensvurdering

Konsekvensvurdering overfor grundvandsressourcen

Der blev foretaget en overordnet vurdering af påvirkningen af grundvandsressourcen i hvert indvindingsopland ved at sammenholde de samlede forureningsbidrag (med og uden effekt af afværge) med den samlede grundvandsdannelse.

På denne måde kunne det vurderes, om det teoretiske forurenede vandvolumen ved en ideel homogen fordeling af forureningsbidragene er større eller mindre end den årlige grundvandsdannelse.

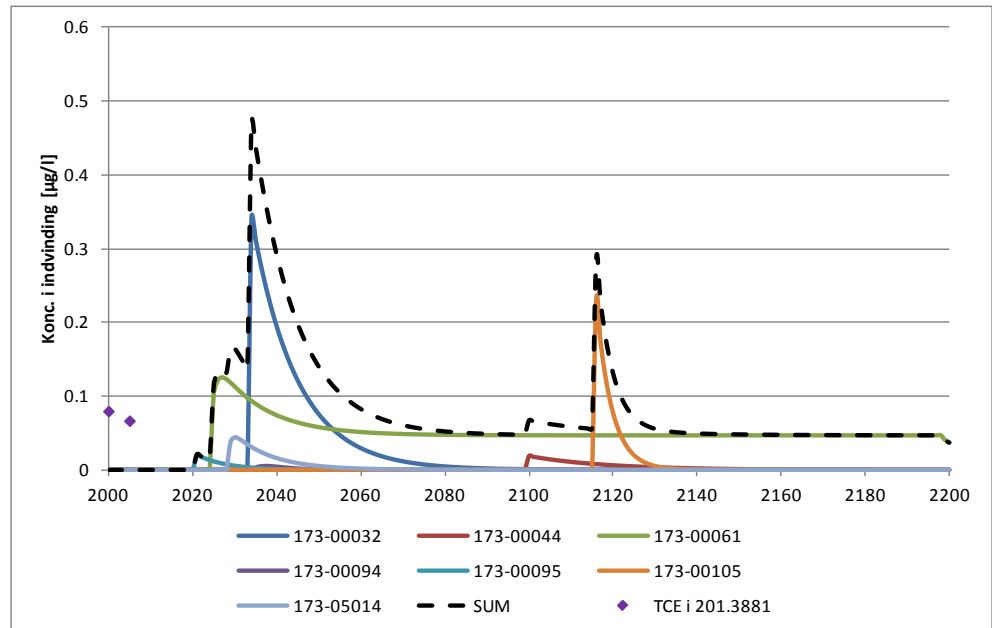
Konsekvensvurdering overfor konkrete indvindinger

Der blev foretaget en konsekvensvurdering for oplandet til hver af de almene indvindinger, som beskrevet i håndbogens afsnit 4.9.2.

Transporttiden i grundvandsmagasinerne blev beregnet ud fra en simpel vurdering af transporthastigheder ud fra det regionale potentialekort og vurderede hydrauliske egenskaber af magasinerne.

Transporten i grundvandsmagasinerne blev for at holde kompleksiteten nede regnet for summen af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter, og denne sum blev for hver lokalitet opblandet i indvindingen på det respektive vandværk (med reel indvinding for 2010).

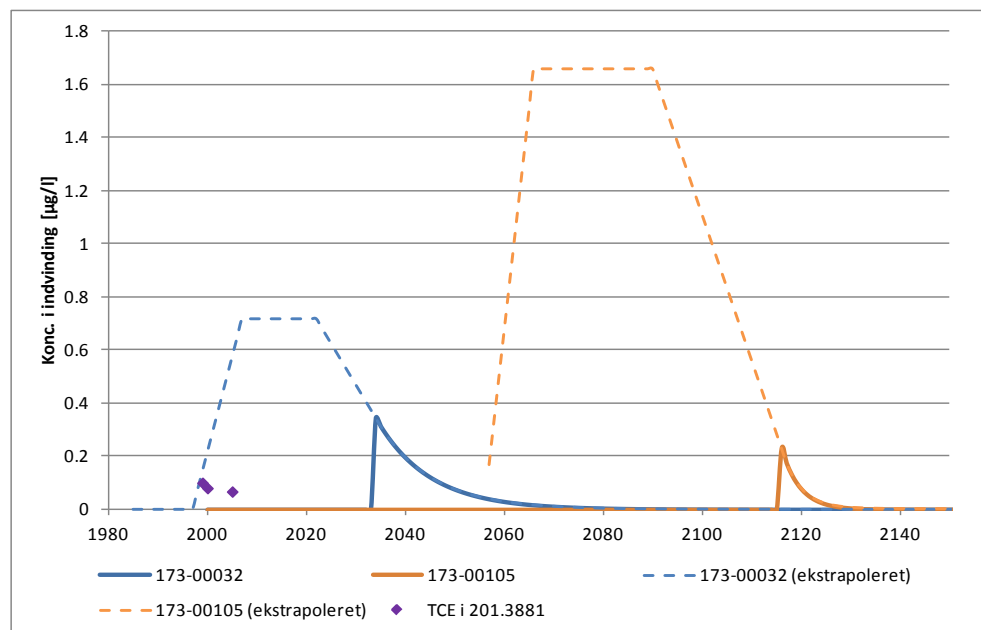
For hvert vandværk blev optegnet kurver for enkeltbidrag og sumkurver af chlorerede opløsningsmidler, som blev sammenlignet med eventuelle analyser for chlorerede stoffer, som f.eks. vist for Lyngby Vandværk i Figur E.7.



FIGUR E.7 KONCENTRATION AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER HERAF I SAMLET INDVINDING BASERET PÅ DEN BEREGNEDE FLUX TIL INDVINDINGEN SAMT INDVINDINGSMÆNGDEN I 2010. UDVASKNINGSKURVERNE ER BASERET PÅ UDVASKNINGEN FRA LOKALITETERNE FRA UNDERSØGELSESTIDSPUNKTET OG FREM. TIDSHORISONTEN ER BASERET PÅ TRANSPORTTIDEN FRA KILDEOMRÅDET OG TIL HHV. DET SEKUNDÆRE OG PRIMÆRE MAGASIN SAMT TRANSPORTTIDEN GENNEM MAGASINET (BESTEMT UD FRA POTENTIALEKORT FOR DET PRIMÆRE MAGASIN). GRÆNSEVÆRDIEN FOR SUM AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER ER 1 µG/L.

For at give et bud på den reelle tidlige påvirkning af indvindingen, som bl.a. kan sammenlignes med de målte koncentrationer på vandværket, er der ud fra informationer om driftstid og koncentrationsniveauer foretaget en ekstrapolation bagud i tid af bidraget fra de dominerende lokaliteter.

Den resulterende påvirkning på vandværket for de to dominerende lokaliteter i Lyngby-oplandet er vist på Figur E.8. De bagud-ekstrapolerede bidrag er meget usikre og vurderes generelt relativt konservative, og den maksimale påvirkning på sigt forventes i det viste eksempel at ligge et sted mellem 0,3 og 1,5 µg/l. En eventuel overskridelse af grundvandskriteriet forventes tidligst at indtræffe omkring år 2060, og forventes med stor sandsynlighed ikke at ske.



FIGUR E.8 KONCENTRATION AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER HERAF I SAMLET INDVINDING BASERET PÅ BAGUD-EKSTRAPOLERING AF BIDRAGET FRA DE DOMINERENDE LOKALITETER FOR TIDEN FØR UNDERSØGELSESTIDSPUNKTET.

E.2.8 Risikovurdering og prioritering

Gennemgangen af hvert opland blev afsluttet med en samlet risikovurdering for oplandet på baggrund af alle de opnåede resultater og delvurderinger, suppleret med oplysninger om eventuelle afværgepumpninger og øvrige kritiske kilder i området udover dem der er beregnet flux for. Formålet var at vurdere den samlede risiko overfor indvindingerne, og hvilke tiltag der er hensigtsmæssige, for enten at reducere risikoen eller få forbedret viden om trusselsbilledet.

Prioriteringen af tiltag er primært udført ud fra det overblik, som gennembrudskurverne og de øvrige oversigtskort (som Figur 5.3) gav i forhold til trusselsbilledet i oplandet.

I Lyngby-oplandet, som vist ovenfor blev det f.eks. konkluderet, at der ikke er en akut trussel mod indvindingen, men hvis der skulle prioriteres tiltag inden for oplandet, kunne det anbefales at revurdere monitoringsprogrammet på lokalitet nr. 173-00032, som ikke er dokumenteret siden 2003 i det tilgængelige materiale. I øvrigt blev det anbefalet det at udtage fornyede prøver (eller opsøre nyere analysedata) fra en afværgeboring nær indvindingsboringerne og revurdere behovet for fortsat afværgepumpning.

Appendiks F. Forklaring af ord og termer

I denne håndbog henvises ofte til en række centrale begreber. I dette appendiks forklares hvad begreberne dækker og hvad forskellen mellem dem er.

Drikkevandsinteresser

Naturstyrelsen varetager inddelingen af landet i tre overordnede grundvandsområder; Områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med drikkevandsinteresser og områder med begrænsede drikkevandsinteresser. Formålet er at målrette og effektivisere indsatsen med at beskytte grundvandet, herunder prioritere anvendelsen af midler til oprydning af jord- og grundvandsforureninger.

I henhold til Miljøstyrelsen (1995) skal *områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD)* afgrænses således,

- at det samlede fremtidige lokale og regionale drikkevandsbehov kan imødekommes,
- at grundvandskvaliteten er god og uden indhold af miljøfremmede stoffer, samt
- at grundvandsressourcen er velbeskyttet

Den øvrige del af landet, hvor der er væsentlige vandforekomster, skal i overensstemmelse med vejledningen udpeges som *områder med drikkevandsinteresser (OD)*. Vandindvinding skal fortsat foregå inden for områder med drikkevandsinteresser. Udpegningen som OD medfører således ikke, at den generelle beskyttelsesstrategi i disse områder lempes. Med generel beskyttelsesstrategi menes bl.a. regler og restriktioner for lokalisering og drift af grundvandstruende virksomheder og aktiviteter.

Endelig udpeges de områder, hvor der ikke kan indvindes fersk grundvand til drikkevandsformål, til *områder med begrænsede drikkevandsinteresser (OBD)*.

Forureningsindex (FI)

Forureningsindex anvendes som en aggregeret score, der samlet udtrykker risikoen for, om en given aktivitet har forårsaget grundvandstruende forurening, beregnet alene ud fra erfaringer om branchen. Forureningsindexet anvendes derfor primært som prioriteringsparameter for lokaliteter, hvor der ikke er udført fysiske undersøgelser (V0- og V1-lokaliteter).

Intervallerne for forureningsindekset går fra 0 til 10 og beregnes ved:

$$\frac{\text{Branchescore} \cdot \text{Grundvandsscore}}{100}, \text{ hvor}$$

Branchescore: Sandsynligheden for at branchen har givet anledning til forurening (0-100).

Grundvandsscore: Sandsynligheden for at det anvendte mest kritiske miljøfremmede stof genfindes i grundvandet (0-10).

I Appendiks A er listet forureningsindices for en række brancher/aktiviteter.

I tidligere prioriteringsprojekter for Naturstyrelsen (herunder Naturstyrelsen, 2012) er der arbejdet med et forureningsindex med intervallet 0-100. Der er

tale om nøjagtigt det samme index, blot skaleret forskelligt. Grunden til, at det er valgt at skalere fra 0-10 i denne håndbog er, at forureningsindexet hermed kan anvendes direkte som prioriteringsparameter sammen med de øvrige parametre.

Fødekæde

Det typiske undersøgelsesforløb for en forurennet grund, der ender med et afværgeprojekt er fra historisk redegørelse over indledende og videregående undersøgelse til afværgeprojekt og evt. efterfølgende drift og monitorering.

Regionerne afvikler undersøgelser og oprydninger på forskellige vidensniveauer således, at der til stadighed er en pulje af lokaliteter på hvert vidensniveau-trin, der tilsvare de økonomiske ressourcer der er sat af. Det er dette flow der populært kaldes "fødekæden" i regionernes indsats, som er nærmere beskrevet under Offentlig grundvandsbeskyttende indsats.

Førstkommende betydende grundvandsmagasin

Herved forstås enten:

- Det førstkommende primære magasin (større sammenhængende magasin af regional betydning, hvorfra der (kan) indvindes grundvand) eller
- Førstkommende sekundære magasin, såfremt der fra dette kan ske en betydende forureningsspredning til det primære magasin og/eller recipienter, eller hvis det sekundære magasin er eller kan være anvendeligt til vandforsyningsformål (Miljøstyrelsen, 1998).

Grundvandsdannende opland

Det grundvandsdannende opland til en boring er defineret som det areal på jordoverfladen, hvor vand infiltrerer ned til grundvandsspejlet og strømmer videre ned til det filter der indvindes fra, og pumpes ud af det pågældende magasin (Sonnenborg og Henriksen, 2005).

Det anbefales, at grundvandsdannende oplande beregnes på baggrund af numeriske grundvandsmodeller iht. GEUS' Geo-vejledning 2 (Iversen et al., 2008).

Grundvandskortlægningsområde

Se Kortlægning, Naturstyrelsens

Grundvandsopland

Et nærmere defineret geografisk område, for hvilket der kan foretages en samlet risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder, således at det samlede risikobillede for området belyses. Et grundvandsopland kan defineres bredt afhængigt af det aktuelle formål, men vil typisk være en hydrologisk eller administrativt afgrænset enhed, såsom et indvindingsopland, et OSD-område eller et grundvandskortlægningsområde.

Indsatsplan

En indsatsplan til beskyttelse af drikkevandet er kommunens detaljerede beskrive, hvad der skal gøres, og hvor der skal gøres noget for at beskytte drikkevandsressourcerne for fremtiden. Indsatsplanerne bygger på Naturstyrelsens grundvandskortlægning.

Indvindingsopland

Et indvindingsopland til en boring er defineret som det område i det filtersatte magasin, hvor grundvandet strømmer hen imod indvindingsboringen (Son-

nenborg og Henriksen, 2005). Indvindingsoplandet er som oftest større end det grundvandsdannende opland i spændte magasiner, og sammenfaldende med det grundvandsdannende opland, når magasinet er frit.

Det anbefales, at indvindingsoplande beregnes på baggrund af numeriske grundvandsmodeller iht. GEUS' Geo-vejledning 2 (Iversen et al., 2008).

Kortlægning, regionernes

Ved systematisk gennemgang af arkiver og historisk materiale indhenter regionerne oplysninger om, hvor tidligere eller nuværende aktiviteter kan have forurennet jorden og grundvandet. Vurderer regionen, at aktiviteterne kan have forurennet, bliver grunden kortlagt som mulig forurennet.

Oplysninger om påvist forurening i jorden eller grundvandet indsamles desuden løbende af regionen fra f.eks. kommunerne eller regionens egne undersøgelser. Regionen vurderer på baggrund af oplysningerne, hvorvidt grundene skal kortlægges som forurenede.

Se desuden Vidensniveau

Kortlægning, Naturstyrelsens

Naturstyrelsen varetager grundvandskortlægningen, som er en forudsætning for, at beskyttelsen af grundvandet kan gennemføres så målrettet og præcist som muligt. Kortlægningen er en syntese af viden om et konkret områdes geologi, hydrogeologi, arealanvendelse, vandforsyningsstruktur, forureningspåvirkning (med input fra regionerne) og sårbarhed overfor nuværende og fremtidig forurening.

Det er hensigten, at resultaterne af grundvandskortlægningen tilpasses, så de kan inddrages i vandplanerne. Resultatet af grundvandskortlægningen skal derudover give kommunerne det nødvendige grundlag for at udarbejde sikre og entydige indsatsplaner.

Offentligt finansieret grundvandsbeskyttende indsats

I relation til den grundvandsbeskyttende indsats skal regionerne iht. § 6 i jordforureningsloven (Pagh, 2000) prioritere den offentlige indsats på de arealer, hvor der er jordforurening, der kan have skadelig virkning på:

- Grundvandet inden for områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD)
- Grundvandet i indvindingsoplande for almene vandforsyningsanlæg

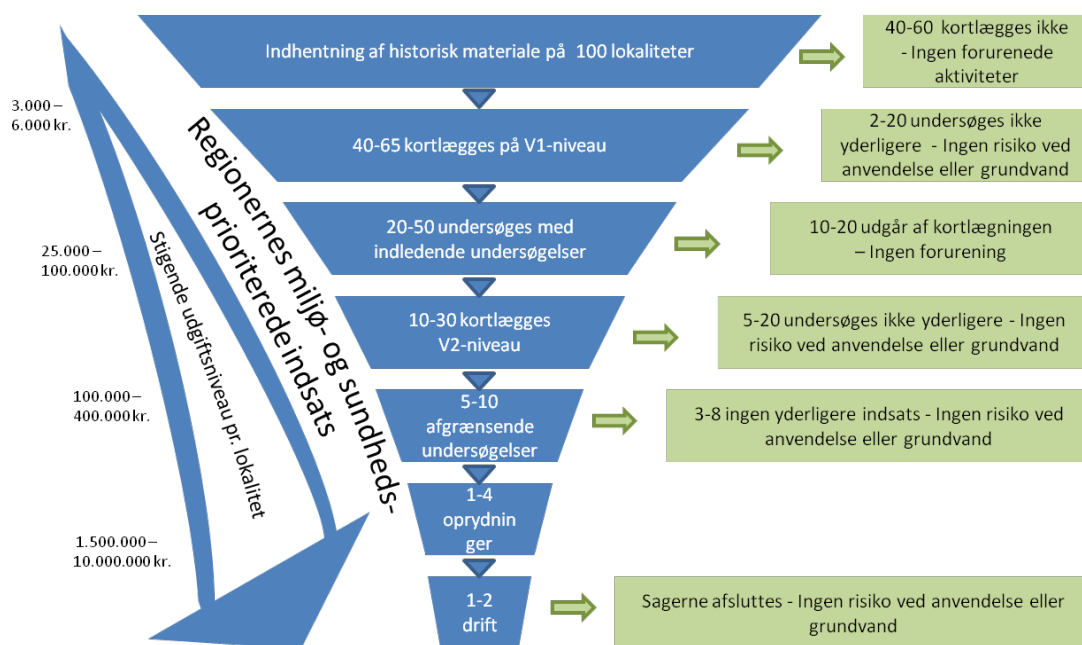
Regionerne udfører den offentligt finansierede indsats på forurenede grunde i henhold til jordforureningsloven i form af kortlægning, undersøgelser og oprensninger på forurenede grunde.

Faserne i den offentlige indsats

Regionernes indsats i forhold til at opspore og oprense forureninger indeholder typisk følgende faser (se også figur F.1):

- Først indsamles historiske oplysninger om aktiviteter, som kan være årsag til jordforurening. Er der på dette grundlag mistanke om forurening på lokaliteten, bliver den kortlagt på vidensniveau 1 (V1)
- Derefter gennemføres en indledende forureningsundersøgelse på lokaliteten for at be- eller afkræfte, om der rent faktisk er forurennet. Hvis der påvises forurening, bliver lokaliteten kortlagt på vidensniveau 2 (V2).

- Den næste fase kan være videregående forureningsundersøgelser med det formål at beskrive og afgrænse forureningen i et omfang, så der kan gennemføres en detaljeret risikovurdering.
- Derefter vil der blive gennemført oprensninger på de lokaliteter, som udgør den største risiko. Oprensningen kan indebære, at der installeres et afværgeanlæg, der fremadrettet skal sikre, at en evt. restforurening ikke udgør en risiko.



FIGUR F.1: FASERNE I REGIONERNES INDSATS FOR AT OPSPORE, UNDERSØGE OG OPRENSE FORURENEDE LOKALITETER. I FIGUREN ER MED UDGANGSPUNKT I 100 LOKALITETER ANGIVET ERFARINGSTAL FOR, HVOR MANGE LOKALITETER, SOM TYPISK GÅR VIDERE TIL NÆSTE FASE. I HVER FASE ER BESLUTNINGERNE OM, HVILKE LOKALITETER, SOM SKAL GÅ VIDERE TIL NÆSTE FASE, BASERET PÅ RISIKOVURDERINGER. I FORBINDELSE MED AFVIKLINGEN AF UNDERSØGELSER M.V. I HVER FASE GENNEMFØRES DER EN PRIORITERING.

Som det fremgår af figur F.1, er det erfaringsmæssigt kun en lille andel af de kortlagte lokaliteter, hvor der er behov for en oprensning. På de fleste lokaliteter er der ingen risiko eller risikoen så lille, at det ikke nødvendigt at rense forureningen op. Det kan dog være nødvendigt at overvåge forureningen for at være sikker på, at den ikke spreder sig – og for at kunne gribe ind i tide, hvis det mod forventning skulle ske.

Inden for hver af de ovenfor beskrevne faser er det nødvendigt med en prioritering af lokaliteterne. Regionerne prioriterer således løbende, i hvilken rækkefølge:

- V1-kortlagte lokaliteter skal gennemgå en indledende forureningsundersøgelse
- V2-kortlagte lokaliteter skal gennemgå videregående undersøgelser
- Lokaliteter, hvor der er en risiko, skal oprenses.

Den konkrete vurdering af risikoen fra en forurening er afgørende for, hvor hurtigt regionerne prioriterer forureningen videre til den næste fase. Der kan således gå flere år fra en foruren lokalitet bliver kortlagt, til den bliver undersøgt nærmere og eventuelt renses op.

Den offentlige grundvandsbeskyttende indsats og behovene for risikovurdering og prioritering i relation til denne er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsen (2011b), kapitel 2.

Områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD)

Se Drikkevandsinteresser

OSD-områder

Se Drikkevandsinteresser

Prioritering

Prioritering er i håndbogens termer en vurdering af den mest hensigtsmæssige rækkefølge af undersøgelser eller afværgeforanstaltninger ud fra nogle givne kriterier.

Prioritering inden for et grundvandsopland

Regionerne har behov for at kunne prioritere inden for mindre geografiske områder end hele regionen. Formålet med denne fremgangsmåde for prioritering er typisk at skabe et overblik over den samlede risiko inden for grundvandsoplandet og hvordan de enkelte punktkilder inden for oplandet bidrager til denne.

Termen ”grundvandsopland” kan dække bredt afhængigt af det aktuelle formål, men vil typisk være en hydrologisk eller administrativt afgrænset enhed, såsom et indvindingsopland, et OSD-område eller et grundvandskortlægningsområde.

Prioritering inden for et grundvandsopland kan således svare på spørgsmålet:

”I hvilken rækkefølge bør der på baggrund af det samlede risikobillede for grundvandsoplandet sættes ind over for én eller flere forureningskilder, hvis grundvandskvaliteten skal bevares nu og i fremtiden?”

Prioritering inden for et grundvandsopland behandles i kapitel 4.

Prioritering på regionalt niveau

Regionerne har behov for løbende at kunne foretage en risikobaseret prioritering af alle kortlagte lokaliteter inden for regionen. Denne prioritering foretages typisk samlet for lokaliteter på samme vidensniveau – bl.a. for at understøtte afviklingen af indsatsen inden for de forskellige faser. Der skal således foretages:

- Prioritering af V1-kortlagte lokaliteter til indledende undersøgelse.
- Prioritering af V2-kortlagte lokaliteter, som har været igennem den indledende undersøgelse, til videregående undersøgelser
- Prioritering af velundersøgte lokaliteter til afværge.

Der er således behov for at prioritere lokaliteter med samme vidensniveau inden for et større geografisk område (f.eks. en hel region) på tværs af grundvandsoplande.

Prioritering på regionalt niveau skal således kunne svare på spørgsmålet:

”Hvordan skal vi – ud fra en overordnet risikomæssig betragtning – prioritere den videre indsats på denne mængde lokaliteter på dette vidensniveau?”

Prioritering på regionalt niveau behandles i kapitel 3.

Risikobaseret prioritering

I en risikobaseret prioritering af lokaliteter inden for et givet område indgår systematiske vurderinger af de potentielle risici fra hver lokalitet som en del af prioriteringskriterierne. Andre kriterier kan være f.eks. identificerede usikkerheder og økonomi. Lokalitetsdata og prioriteringskriterier leder til opstilling af en prioriteringsliste i forhold til, hvor stor en risiko lokaliteterne potentielt kan udgøre overfor receptoren. At en lokalitet havner nederst på listen betyder således ikke, at en risiko kan afvises på lokaliteten, men at risikoen formentlig er mindre end for lokaliteterne længere oppe på listen inden for det vurderede område og den anvendte tidsramme. Prioriteringen kan således ikke bruges til at sætte en ”skæringslinje” på en given prioriteringsliste for hvilke lokaliteter der udgør en risiko eller ej.

En endelig indplacering af en forurenende grund på en regions prioriterede liste over vil ud over et risikovurderingsgrundlag ligeledes omfatte en vurdering af de økonomiske omkostninger i forbindelse med indsatsen, idet regionen med udgangspunkt i et regionalt grundlag skal prioritere inden for de afsatte økonomiske midler og inden for målsætningen om mest miljø for pengene.

Risikovurdering

En risikovurdering er en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en eller flere forureninger (Miljøstyrelsen, 1998). Risikovurderingen tager sit udgangspunkt i konkrete situationer og bygger på oplysninger om de forurenende stoffer, de sprednings- og eksponeringsveje og den målgruppe, der er aktuel i den givne situation. En konkret risikovurdering vil pege på de spredningsveje og effekter, der kan udgøre en fare for målgruppen (typisk kategoriseret under arealanvendelse, grundvand og recipient).

Ud fra en farlighedsvurdering af de forurenende stoffer, stoffernes mobilitet og de mulige spredningsveje er der fastlagt en række grænseværdier (i form af maksimale koncentrationer i relevante medier), der anvendes i den konkrete risikovurdering.

Vandplaner

Vandplanerne omfatter - i modsætning til de tidligere vandmiljøplaner - hele vandkredsløbet og sætter ind på alle typer vand – søer, vandløb, kyster, fjorde og grundvand. Desuden er planerne designet til det enkelte vandområde med mål og opskrift på, hvad man kan gøre, så vandet vil leve op til EU-standarderne.

En vandplan beskriver, hvor meget et vandområde skal forbedres - og den fortæller også, hvordan forbedringen kan ske. Det er kommunerne, der bestemmer, hvordan det skal ske (Naturstyrelsen, 2011b).

Vidensniveau

I administrationen af forurenede og muligt forurende grunde arbejdes grundlæggende med to vidensniveauer (Pagh, 2000).

Vidensniveau 1 (V1) anvendes om grunde, hvor der er historiske oplysninger om potentielt forurenende aktiviteter og dermed mulig forurening på ejendommen.

Vidensniveau 2 (V2) anvendes om grunde, hvor der via forureningsundersøgelser er bekræftet fund af forurening over grænseværdierne. I denne håndbog

nuanceres V2-lokaliteter efter omfanget af undersøgelser og andre tiltag, dvs. indledende og videregående undersøgelser samt afværge, drift og monitorering.

I tillæg til V1 og V2 arbejdes med V0-lokaliteter, som en samlebetegnelse for de lokaliteter, hvor der er ud fra oplysninger om branchen er mistanke om aktiviteter, der kan have forårsaget forurening, men hvor der ikke er udført en egentlig historisk redegørelse.

Resumé

Rapporten er en håndbog i, hvordan risikobaseret prioritering af lokaliteter med jordforurening inden for et større geografisk område gribes an.

Håndbogen og dens retningslinjer er målrettet regionerne og deres behov for prioritering af den grundvandsrettede indsats, men de beskrevne metoder kan også være til gavn for andre aktører på grundvandsområdet.

Ved prioritering af grundvandstruende jordforureninger, er der som oftest mange lokaliteter, som udgør en risiko for den samme grundvandsressource. Det har således været afgørende, at der i forbindelse med håndbogens anvendelse skabes et overblik over alle de lokaliteter, der kan påvirke kvaliteten af den samlede grundvandsressource.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk