



## **Kemisk grundvandskortlægning**

GEO-VEJLEDNING 2018/2

GEUS særudgivelse

Omslag: Henrik Klinge  
Repro: GEUS  
Oplag: 30

2018  
Print: 978-87-7871-493-0  
Online: 978-87-7871-495-4

Vejledningen kan hentes på nettet: [www.geovejledning.dk](http://www.geovejledning.dk)

Pris (indbundet): 200 kr.

© De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS  
Øster Voldgade 10  
DK-1350 København K  
Telefon: 38142000

E-post: [geus@geus.dk](mailto:geus@geus.dk)

Udarbejdet i samarbejde Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevarerministeriet.

## Forord

Geo-vejledning 6 med titlen "Kemisk grundvandskortlægning" blev udgivet i 2009 (Hansen m.fl., 2009) og var den første egentlige håndbog i kemisk grundvandskortlægning i Danmark. Denne første vejledning i kemisk grundvandskortlægningen blev udarbejdet af en gruppe af 7 geokemiske fagspecialister fra Aarhus Kommune, Alectia, staten og GEUS, der også havde projektledelsen. Udarbejdelsen af geo-vejledningen blev fulgt og kommenteret af en faglig følgegruppe af specialister fra forskellige rådgivningsfirmaer, staten, kommuner og universiteter.

Geo-vejledningen fra 2009 har i stor udstrækning været anvendt i grundvandskortlægningsopgaver både af staten og rådgivere. Den har medført, at den kemiske grundvandskortlægning er blevet mere operationel, systematisk og ensartet, og at den kemiske grundvandskortlægning generelt har fået en højere faglig kvalitet. Ligeledes er geo-vejledningen også medvirkende til, at kemisk viden i større grad inddrages i sammentolkningen af data i grundvandskortlægningen på lige fod med de øvrige faglige discipliner.

"Geo-vejledning 2018/2: Kemisk grundvandskortlægning" er en opdatering og revision af den første Geo-vejledning fra 2009. Baggrunden for revisionen er dels ny forskningsmæssig viden dels opsamling af erfaringer siden 2009. Geo-vejledningen skal fremover udgøre det faglige kemiske grundlag for grundvandskortlægningen i sammenhæng med statens administrative procedurer og forvaltningsgrundlag. Geo-vejledningen er målrettet grundvandskortlægningen og vil adressere de nye udfordringer, hvor fokus er på kemisk kortlægning af indvindingsoplande udenfor OSD. Geo-vejledningen er også tænkt til at kunne bruges i andre forsknings- og forvaltningsmæssige sammenhænge.

"Geo-vejledning 2018/2: Kemisk grundvandskortlægning" er udført af:

Birgitte Hansen & Lærke Thorling, GEUS

Geo-vejledningen er kvalitetssikret af:

Helle Ugilt Søb og Martin Hansen GEUS

Under revisionsarbejdet er der afholdt 2 workshops med Miljøstyrelsen (MST) og en gruppe af geokemiske fagspecialister:

Philip Grinder Pedersen, Nanna Linn Jensen &

Anders Pytlich,

Dan Møller,

Charlotte Bamberg,

Lotte Banke,

Henrik Olesen,

Niels Peter Arildskov,

Tina Halkjær,

Bianca Pedersen,

Asger Petersen,

Lonnie Frøjk,

Kurt Møller,

Miljøstyrelsen

Vejen Kommune

Skanderborg Kommune

Region Midtjylland

Orbicon

Cowi

Sweco

Rambøll

Rambøll

Niras

Danske Regioner

Derudover har Bente F. Nedergaard hjulpet med grafisk færdiggørelse af figurer og tabeller.

Geo-vejledning 2018/02 "Kemisk grundvandskortlægning" findes i en digital version på nettet: <http://geovejledning.dk>, hvor der er mulighed for at skrive kommentarer ind, sådan at redaktøren løbende kan opdatere geo-vejledningen. Det er muligt også at downloade hele geo-vejledningen som pdf-fil.

# Indholdsfortegnelse

<b>1.</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>7</b>
<b>2.</b>	<b>Indledning</b>	<b>10</b>
2.1	Baggrund .....	10
2.2	Indhold .....	10
2.3	Formål.....	11
2.4	Målgruppe .....	11
<b>3.</b>	<b>Arbejdsgangen ved kemisk grundvandskortlægning</b>	<b>12</b>
3.1	De fire trin og to modeltyper .....	12
3.2	Trin 1: Projektforberedelse .....	13
3.3	Trin 2: Den kemiske model på eksisterende data .....	14
3.4	Trin 3: Nye kemiske kortlægningsresultater .....	18
3.5	Trin 4: Den hydro-geokemiske model .....	19
3.6	Generelle anbefalinger til arbejdsgangen .....	20
3.7	Vurdering af eksisterende kemisk grundvandskortlægning.....	22
<b>4.</b>	<b>Datahåndtering</b>	<b>24</b>
4.1	Datagrundlag .....	24
4.2	Dataoverførsel og -udvælgelse .....	26
4.3	Dokumentation og accept af datagrundlag .....	28
4.4	Dataforberedelse .....	30
4.5	Udbredelsen af nitrat i magasinerne .....	35
4.6	Kvalitetssikring.....	38
<b>5.</b>	<b>Vandindvinding</b>	<b>43</b>
5.1	Overblik over indvindingsforholdene .....	43
5.2	Samarbejde med kommuner og vandværker .....	43
5.3	Overordnet beskrivelse af vandindvindingen .....	44
5.4	Vandværksbeskrivelse .....	45
5.5	Tidslig udvikling.....	47
<b>6.</b>	<b>Indsamling af nye data</b>	<b>50</b>
6.1	Databehov og prøvetagningsstrategi .....	50
6.2	Valg af boringer.....	52
6.3	Vandkemiske data fra nye boringer .....	54
6.4	Sedimentkemiske data fra nye boringer.....	55
6.5	Kvalitetskontrol.....	59
6.6	Dataopbevaring.....	59
<b>7.</b>	<b>Visualisering af data</b>	<b>60</b>

7.1	Filterintervalplot .....	61
7.2	Fraktildiagram.....	62
7.3	Fraktildiagram på sandsynlighedspapir .....	63
7.4	Dybdeplot .....	64
7.5	Scatterplot .....	66
7.6	Tidsserie.....	68
7.7	GIS-temakort .....	69
7.8	WFS/WMS - temakort.....	72
7.9	Principskitser .....	73
<b>8.</b>	<b>Tabeller</b>	<b>74</b>
8.1	Kontrol af ionbalance .....	74
8.2	Vandværksoversigt.....	75
8.3	Grundvandskemiske problemstillinger .....	76
8.4	Vandtyper opdelt på magasiner.....	77
8.5	Kemiske parametre opdelt på magasiner .....	78
<b>9.</b>	<b>Tolkning af kemiske resultater</b>	<b>79</b>
9.1	Formål .....	79
9.2	Den indledende tolkning .....	80
9.3	Identifikation af vigtige processer .....	84
9.4	Identifikation af problemstoffer.....	90
9.5	Tolkning af kilder til pesticider.....	93
<b>10.</b>	<b>Sammentolkning</b>	<b>94</b>
10.1	Sammentolkning med arealmæssige påvirkninger .....	94
10.2	Geologisk forståelsesramme for tolkning af kemiske data .....	95
10.3	Sammentolkning af kemiske data med "Den geologiske forståelsesmodel" ....	97
10.4	Sammentolkning af kemiske data i nye undersøgelsesboringer .....	97
10.5	Sammentolkning af kemiske data med "Den hydrostratigrafiske model" .....	98
10.6	Eksempel på sammentolkning: Sammenhæng mellem nitrat og lerdæklag.....	99
10.7	Eksempel på sammentolkning: Kemiske og hydrogeologiske forhold .....	101
10.8	Eksempel på sammentolkning: Udbredelsen af højtliggende kalk .....	103
10.9	Eksempel på sammentolkning: Kilder til arsen i grundvandet.....	104
10.10	Sammentolkningsmuligheder ved brug af 3D tolkningsværktøj .....	106
<b>11.</b>	<b>Referencer</b>	<b>108</b>
	<b>Bilag A: Geokemiske software programmer</b>	<b>112</b>
	<b>Bilag B: Litteratur</b>	<b>113</b>

# 1. Sammenfatning

Denne geo-vejledning er en opdatering af den første udgave om kemisk grundvandskortlægning i Danmark fra 2009.

Geo-vejledningens primære formål er at tjene som fagligt grundlag for den nationale grundvandskortlægning. Den kan dog anvendes bredt i forbindelse med alle typer af grundvandskemiske forsknings- og udviklingsprojekter.

Geo-vejledningen indeholder ikke almindeligt lærebogsstof. Det anbefales derfor, at brugeren har et fagligt niveau svarende til litteraturen anvist i bilag B.

Der anvendes en række begreber i geo-vejledningen til den kemisk grundvandskortlægning. Disse er: "Den kemiske model på eksisterende data" og "Den hydro-geokemiske model", der defineres som slutprodukterne af henholdsvis trin 2 og trin 4 kortlægningen. Begrebet modeller skal opfattes som et bredt dækkende udtryk, som udgør en præsentation af en samlet syntese af en række resultater og tolkninger.

Geo-vejledningen er inddelt i 2 dele, hvor første del (kapitel 3) handler om arbejdsgangen i en kemisk grundvandskortlægning og den anden del (kapitel 4-10) behandler indholdet i en kemisk grundvandskortlægning.

Det anbefales, at arbejdsgangen i den kemiske kortlægning inddeles i fire trin med 2 modeltyper:

1. Projektforberedelse (trin 1)
2. Den kemiske model på eksisterende data (trin 2)
3. Nye kemiske kortlægningsresultater (trin 3)
4. Den hydro-geokemiske model (trin 4)

Trin 1 indeholder projektforberedelsen, inden den egentlige kemiske grundvandskortlægning går i gang. Her skal der tages kontakt til kommuner og vandværker med henblik på at sikre, at alle relevante data er indberettet til Jupiter, og afklare om der skal udarbejdes vandværksbeskrivelser.

Under trin 1 skal undersøgelsesområdet for den kemiske grundvandskortlægning også afgrænses. Hidtil har grundvandskortlægningen hovedsagelig fokuseret på kortlægning i områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD). Med revisionen af grundvandskortlægningen fra 2015 er der især fokus på kortlægning af indvindingsområder til almene vandværker udenfor OSD. I meget små indvindingsområder udenfor OSD kan det være nødvendigt at udlægge en relativ stor bufferzone, sådan at der er et tilstrækkeligt datagrundlag til den kemiske grundvandskortlægning. I trin 1 indgår en vurdering af eksisterende kemiske grundvandskortlægninger, som ligger indenfor undersøgelsesområdet. Formålet er at komme med anbefalinger til det videre grundvandskemiske kortlægningsarbejde.

Trin 2 bygger udelukkende på eksisterende data. Dataanalysen skal resultere i opstilling af en kemisk model på eksisterende data og identificere eventuelle kemiske problemstoffer.

Desuden skal behovet for yderligere kemiske data beskrives, og der skal udarbejdes en prøvetagningsstrategi herfor. Trin 3 indebærer indsamling og præsentation af nye kemiske kortlægningsresultater. Under trin 4 syntetiseres hele den kemiske grundvandskortlægning i form af opstilling af den hydro-geokemiske model for undersøgelsesområdet gennem data-behandling og rapportering af både eksisterende og nye kemiske kortlægningsresultater.

Anden del af Geo-vejledningen (kapitel 4-10) kan opfattes som en værktøjskasse med detaljerede beskrivelser af datahåndteringen, vandindvinding inkl. vandværksbeskrivelser, indsamling af nye data, illustrationer, tabeller, tolkning og sammentolkning af data, som er selve indholdet i en kemisk grundvandskortlægning.

Geo-vejledningen sætter i kapitel 4 fokus på datahåndteringen, som er en meget vigtig del af den kemiske kortlægning. Datahåndteringen inkluderer bl.a. en beskrivelse af datagrundlaget i den kemiske grundvandskortlægning: kommunale oplysninger om vandindvindingen, drikkevandskemi, oplysninger om geologi, filterplacering, sedimentfarver fra borer, grundvandskemi og sedimentkemi. Desuden beskrives, hvordan data kan overføres fra Jupiter og udvælges, inden den egentlige dataanalyse starter.

Det anbefales, at udarbejde en skriftlig accept af datagrundlaget som en slags datadokumentation, inden den egentlige databearbejdning starter. Dette er et vigtigt led i den kemiske grundvandskortlægning, og skal medvirke til, at der arbejdes på et veldefineret datasæt for at gøre processen så omkostningseffektiv som muligt.

Kapitlet om datahåndtering kommer også med anbefalinger til dataforberedelsen, herunder udregning af afledte parametre (vandtype, forvitningsgrad, ionbytningsgrad etc.) på baggrund af de kemiske målinger. Desuden sættes der fokus på kvalitetssikring, kvalitetskontrol, usikkerhedsbestemmelser og repræsentativitet af de kemiske resultater.

Kapitel 5 omhandler beskrivelse af den nuværende og fremtidige vandindvinding og vandkvalitet indenfor undersøgelsesområdet. Den kemiske kortlægning skal både indeholde en beskrivelse af de overordnede forhold for vandindvinding og vandkvalitet, og samtidig anbefales det at tilvejebringe en vandværksbeskrivelse for alle private og kommunale vandværker i undersøgelsesområdet. Det undersøges, om der allerede foreligger en tilstrækkelig detaljeret vandværksbeskrivelse hos kommunen eller fra en tidligere grundvandskortlægning, som kan bruges direkte i den kemiske grundvandskortlægning.

Ofte skal der i den kemiske grundvandskortlægning indsamles nye kemiske data, for at opnå et tilstrækkeligt fagligt detaljeringniveau. Geo-vejledningens kapitel 6 beskriver, hvordan databehovet afklares, og en prøvetagningsstrategi formuleres. Indsamling af nye kemiske data kræver en afklaring af, om eksisterende borer kan anvendes til vandkemisk prøvetagning, eller om nye borer skal etableres. I den forbindelse skal det besluttes, hvilken type boring, der skal etableres, og analyseprogrammet skal fastlægges for de vand- og sedimentkemiske analyser.

Geo-vejledningen skelner mellem præsentation (illustrationer og tabeller) i kapitel 7 og 8, tolkning af kemiske data (kapitel 9) og sammentolkning af kemiske data med andre datatyper (kapitel 10). Kunsten i udarbejdelse af præsentationer består i at udvælge de vigtigste og



mest informative, da der findes mange muligheder. Geo-vejledningen giver eksempler fra de senere års grundvandskortlægning på udvalgte egnede kemiske præsentationstyper som filterintervalplot, fraktildiagram, dybdeplot, scatterplot, tidsserie og forskellige typer af tema-kort. Ligeledes gives der eksempler på nyttige tabeller. Det er vigtigt at angive oplysninger om datasættet i præsentationerne så som datatype, dato for udtræk fra Jupiter, antal boringer/filtre og antal analyser, så disse oplysninger huskes, hvis figurer klippes ud af rapporter til brug fx i indsatsplanlægningen. I forbindelse med udarbejdelse af temakort gives der anbefalinger til inddeling i koncentrationsintervaller og farveforslag for forskellige kemiske stoffer.

Tolkning af kemiske resultater indebærer identifikation af de betydende geokemiske processer, som er årsag til grundvandets kemiske sammensætning. Ofte vil det være relevant at vurdere betydningen af processerne: pyritoxidation, ionbytning og sulfatreduktion. Formålet med vurderingen af de geokemiske processer er at kunne identificere problemstoffer, der kan medføre forringelse af kvaliteten af den nuværende og fremtidige grundvandsressource, der anvendes til drikkevandsformål. Disse problemstoffer kan både skyldes menneskeskabt forurening og/eller naturlige geokemiske processer i grundvandsmagasinet.

Formålet med sammentolkningen er at medvirke til tolkning og forståelse af de grundvandskemiske forhold. Formålet er også at medvirke til en generel overordnet kvalitetssikring af resultaterne fra hele grundvandskortlægningen ved så vidt muligt at sikre, at tolkningsresultaterne i hver fagdisciplin ikke er i konflikt med hinanden, men spiller sammen i en større forståelse af hele dynamikken i den hydro-geokemiske forståelse af kortlægningsområdet.

De kemiske grundvandsdata skal sammentolkes med andre datatyper som arealmæssige data om påvirkninger på jordoverfladen (kvælstoftilførsel, pesticidanvendelse, forureningskilder etc.), geologiske data (udbredelse af dæklag, grundvandsmagasinet geologiske opbygning, mineralogiske undersøgelser etc.) og hydrologiske data (grundvandsdannelse, hydrauliske egenskaber, vandindvinding etc.). Sammentolkning af data er et særligt fokusområde, som skal sikre, at den viden, der indsamles i grundvandskortlægningen, udnyttes optimalt. Geo-vejledningen anbefaler specielt, at de kemiske resultater sammentolkes under trin 2 med "Den geologiske forståelsesmodel" og under trin 3 og 4 med henholdsvis "Den rumlige geologiske model" og "Den hydrostratigrafiske model" for undersøgelsesområdet.

Bilag A indeholder en liste over geokemiske programmer på markedet p.t., dog er geo-vejledningen søgt holdt uafhængig af software-produkter.

## 2. Indledning

Geo-vejledningen i kemisk grundvandskortlægning angiver retningslinjer for datahåndteringen, tilrettelæggelse af feltarbejde, præsentation, tolkning og rapportering af kemiske data under grundvandskortlægningen. Anbefalingerne i vejledningen bygger på en sammenstilling af den tilgængelige geokemiske viden om grundvand og kemiske kortlægningsmetoder på det tidspunkt, hvor vejledningen er udarbejdet. Det skal derfor pointeres, at denne vejledning i kemisk grundvandskortlægning ikke skal stå i vejen for fortsat geokemisk nytænkning, udvikling og kreativitet, sådan at fagområdet til stadighed udvikles.

### 2.1 Baggrund

Kortlægning af grundvandsmagasinerne i Danmark startede i 1998. Over en årrække skulle der foretages en kortlægning af grundvandsforekomsterne i Danmark med henblik på en fremtidig beskyttelse af drikkevandsressourcen. Kortlægningen blev til og med 2006 udført af de nu nedlagte amter. Fra 2007 er administrationen af kortlægningsopgaven videreført af staten, p.t. af Miljøstyrelsen under Miljø- og Fødevarerministeriet.

Hovedaktiviteterne i grundvandskortlægningen fandt sted i perioden fra 2000-2015, hvor ca. 40% af Danmarks areal blev kortlagt. I 2016 var der en revision af grundvandskortlægningen, og det blev besluttet, at frem til 2020 skal kortlægningen videreføres med fokus på indvindingsoplande udenfor områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD). De planlagte aktiviteter vil hovedsagelig foregå, hvor indvindingsforholdene er ændret fx på grund af etablering af nye kildepladser og indvindingsboringer enten i OSD eller i indvindingsoplande udenfor OSD. Endelig kan det besluttes at opdatere den kemiske grundvandskortlægning i OSD områder, hvis der vurderes et behov.

### 2.2 Indhold

Vejledningen er søgt holdt uafhængig af software-produkter. Der findes i bilag A en liste over geokemiske softwareprogrammer på markedet p.t. med vurdering af deres anvendelsesmuligheder indenfor grundvandskemiske problemstillinger.

Geo-vejledningen indeholder praktiske anbefalinger til udførelse af en kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledningen indeholder ikke almindeligt lærebogsstof. Derfor kræver anvendelsen af Geo-vejledningen et vist forhåndskendskab til grundvandskemi. I bilag B henvises til relevant lærebogsstof, som vil være et godt udgangspunkt før anvendelsen af denne geo-vejledning i kemisk grundvandskortlægning. Desuden forudsættes et vist kendskab til hydrogeologi.

Det anbefales under den kemiske grundvandskortlægning, at anvende den terminologi, der introduceres i dette kapitel.

I kapitel 3 beskrives arbejdsgangen for den kemiske kortlægning. Dernæst indeholder de efterfølgende kapitler 4-10 selve værktøjskassen med anvisninger og anbefalinger for opgaveløsningen. Her behandles emnerne datahåndtering, vandindvinding, indsamling af nye data, præsentationer og tolkningsværktøjer.

## 2.3 Formål

Formålet med denne vejledning er at sikre kvaliteten af den kemiske grundvandskortlægning, der udføres i forbindelse med den nationale grundvandskortlægning. Dette gøres ved at beskrive, hvordan en ensartet og systematisk tilgang til den kemiske grundvandskortlægning kan udføres i alle egne af landet. Vejledningen skal danne grundlag for fagligt velfunderede tolkninger af kemiske resultater i grundvandsmagasiner med nuværende og fremtidige drikkevandsinteresser. Resultaterne fra den kemiske grundvandskortlægning indgår i de efterfølgende sårbarhedsvurderinger, og kan desuden indgå i indsatsplanlægning for beskyttelse af grundvandsmagasinerne.

Grundvandskemien indgår i grundvandskortlægningen med metoder og resultater, som direkte beskriver den kemiske tilstand af grundvandsmagasinerne. I modsætning hertil bidrager andre fagdiscipliner ofte med mere indirekte metoder og målinger.

Et andet vigtigt formål med denne geo-vejledning er at fastholde fokus på den kemiske grundvandskortlægning som en selvstændig disciplin, på samme niveau som geologiske, geofysiske og hydrologiske undersøgelser. Dette er vigtigt, da den kemiske viden baseres på selvstændige og uafhængige data, der i sammentolkningen med andre datatyper bidrager med viden om vigtige hydrogeologiske og geologiske årsagssammenhænge.

## 2.4 Målgruppe

Geo-vejledningen i kemisk grundvandskortlægning er målrettet den nationale grundvandskortlægning. De vigtigste interessenter for arbejdet med den kemiske grundvandskortlægning er kommuner, vandværker og regioner, der alle kan bidrage med væsentlig viden og data, og som kan bruge geo-vejledningen i andre forvaltningsopgaver.

Geo-vejledningen i kemisk grundvandskortlægning er også relevant i forbindelse med geo-kemisk dataanalyse, som udføres i andre sammenhænge, fx i forbindelse med forsknings- og udviklingsprojekter eller andre rådgivningsopgaver.

### 3. Arbejdsgangen ved kemisk grundvandskortlægning

En faglig god og omkostningseffektiv kemisk grundvandskortlægning kræver en klar og præcis projektbeskrivelse, som kan tage udgangspunkt i denne geo-vejledning. Det er vigtigt med let datatilgængelighed og hurtig accept af data, inden den egentlige databehandling går i gang. Desuden er det vigtigt at geologisk viden inddrages, sådan at den nødvendige sammentolkning af data kan finde sted på det rette tidspunkt i forløbet af kortlægningen. I den forbindelse er det ligeledes vigtigt at evt. borearbejde, i forbindelse med indsamling af nye data, koordineres med de øvrige geologiske kortlægningsaktiviteter i undersøgelsesområdet.

#### 3.1 De fire trin og to modeltyper

Det anbefales, at den kemiske grundvandskortlægning udføres trinvis, og at der opbygges to forskellige typer af modeller, som bygger på et forskelligt datagrundlag (se figur 3.1). Dermed opbygges den geokemiske viden om kortlægningsområdet gradvis. Denne systematisering har til formål at gøre den grundvandskemiske kortlægning og arbejdsproces overskuelig. De fire trin og to modeltyper er:

- Projektforberedelse (trin 1)
- Den kemiske model på eksisterende data (trin 2)
- Nye kemiske kortlægningsresultater (trin 3)
- Den hydro-geokemiske model (trin 4)

Der er med udgangen af 2015 foretaget kemisk grundvandskortlægning i en stor del af landet, og der kan derfor være situationer, hvor der alene er behov for at supplere denne, se afsnit 3.7.

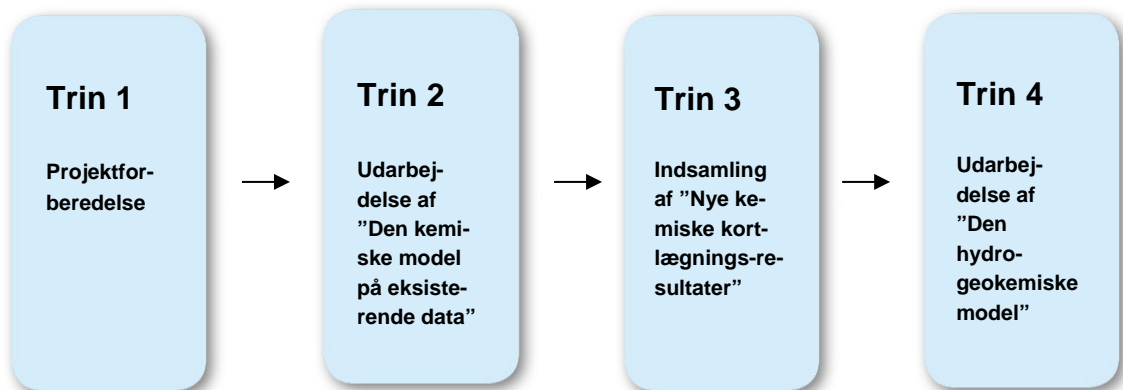
Opbygning af de to modeller under den kemiske grundvandskortlægning er sammentænkt med anbefalingerne til opstilling af geologiske modeller fra Sandersen m.fl. (2018).

Inddelingen i to modeltyper skal medvirke til at sikre fokus på kvaliteten af den kemiske grundvandskortlægning og skabe en mere ensartet behandling af de kemiske data i den nationale grundvandskortlægning. Samtidig er målet med opdelingen i fire trin, at der opnås en fælles og klar forståelse af, hvad en kemisk grundvandskortlægning skal indeholde, og hvor man er i processen undervejs.

I figur 3.1 er vist en oversigt over indholdet af en kemisk grundvandskortlægning. Trin 1 består af projektforberedelsen. "Den kemiske model på eksisterende data" opstilles under trin 2, "Nye kemiske kortlægningsresultater" indsamles under trin 3 og "Den hydro-geokemiske model" opstilles under trin 4.

I de næste afsnit vil det nærmere indhold i de to modeltyper og de fire kortlægningstrin blive detaljeret beskrevet. Ligeledes vil der blive fokuseret på usikkerhed og repræsentativitet, og

der vil blive givet nogle generelle anbefalinger til arbejdsgangen i den kemiske grundvandskortlægning.



Figur 3.1. Flowdiagram, som viser arbejdsgangen i en kemisk grundvandskortlægning.

## 3.2 Trin 1: Projektforberedelse

Trin 1 består af projektforberedelsen inden den egentlige kemiske grundvandskortlægning sættes i gang. Formålet er at sikre at den kemiske grundvandskortlægning vil forløbe optimalt uden unødige tidsforsinkelser gennem en struktureret planlægning af aktiviteter og leverancer indenfor den fastsatte tidsramme.

Projektforberedelsen inkluderer:

- Udarbejdelse af projektbeskrivelsen inkl. formål med den kemiske kortlægning og anbefalinger til det videre forløb
- Kontakt til interessenter (kommuner, regioner og vandværker mm.) med henblik på at initialisere samarbejdet omkring grundvandskortlægningen og indsamlingen af data, der ikke ligger i Jupiter, og relevante vandværksbeskrivelser
- Vurdering af evt. eksisterende kemisk grundvandskortlægning
- Afgrænsning af undersøgelsesområdet for den kemiske grundvandskortlægning

### Kontakt til interessenter

Kontakten til interessenterne under projektforberedelsen skal sikre, at alle væsentlige data (nyere og ældre) er tilgængelige i Jupiter inden selve projektstarten under trin 2. Dette arbejde er nærmere beskrevet i kapitel 4.

Den tidlige kontakt til interessenter skal også sikre, at der kan opstå synergi til den kemiske grundvandskortlægning fra andre tidligere projekter, der har med vandbehandling, jordforurening mv. at gøre i området.

Under projektforberedelsen bør relevante vandværksbeskrivelser indhentes fra kommunen, sådan at det kan afklares i hvilket omfang, der er behov for udarbejdelse af nye vandværksbeskrivelser under den kemiske grundvandskortlægning. Dette beskrives i kapitel 5.

### **Vurdering af eksisterende kemisk kortlægning**

Inden der udarbejdes en projektbeskrivelse, skal evt. eksisterende kemisk grundvandskortlægning gennemgås fx ved læsning af rapporter. Formålet er at tilegne sig den eksisterende viden og at identificere mangler og behov for opdatering af det kemiske data grundlag. I den forbindelse undersøges det også om indvindingsoplandet har ændret sig på baggrund af den nyeste geologiske og hydrologiske grundvandskortlægning.

Vurdering og gennemgang af eksisterende kemisk grundvandskortlægning er desuden beskrevet i kap. 3.7.

### **Afgrænsning af området**

Projektbeskrivelsen skal også indeholde en afgrænsning af undersøgelsesområdet for den kemiske grundvandskortlægning. Det kemiske grundvandskortlægningsområde vil tage udgangspunkt i et Område med Særlige Drikkevandsinteresser (OSD) eller indvindingsområder til almene vandværker udenfor OSD. Det anbefales, at der udlægges en bufferzone omkring OSD-området eller indvindingsområdet på typisk 500 m. Denne kan dog justeres afhængig af den kemiske datatæthed og kompleksiteten i randområderne af grundvandskortlægningsområdet og de aktuelle kemiske problemstillinger som fx beliggenhed af lossepladser og andre jordforureninger. I meget små indvindingsområder udenfor OSD kan det være nødvendigt at udlægge en noget større bufferzone, sådan at der er et tilstrækkeligt datagrundlag til den kemiske grundvandskortlægning.

### **Projektbeskrivelse**

Projektforberedelsen skal munde ud i en projektbeskrivelse. Projektbeskrivelsen skal indeholde en præcis beskrivelse af projektets formål, omfang og datagrundlag samt evt. udarbejdelse af vandværksbeskrivelser, indsamling af nye data, præsentationstyper, tolknings- og sammentolkningsmetoder. Desuden skal projektbeskrivelsen indeholde en præcis afgrænsning af undersøgelsesområdet.

## **3.3 Trin 2: Den kemiske model på eksisterende data**

### **Formål**

Under trin 2 skal "Den kemiske model på eksisterende data" opstilles. Formålet er at skabe et overblik over den eksisterende kemiske viden i forhold til den geologiske opbygning og drikkevandsinteresserne i kortlægningsområdet. På den baggrund skal eventuelle problemstoffer i kortlægningsområdet, der har betydning for egnetheden af ressourcen til drikkevandsformål, bl.a. identificeres. Desuden skal et evt. behov for nye kemiske kortlægningsdata beskrives ud fra bl.a. en vurdering af datatætheden og lokale kemiske problemstoffer, og der skal udarbejdes en prøvetagningsstrategi for fremskaffelse af disse data.

### **Datagrundlag**

Datagrundlaget for "Den kemiske model på eksisterende data" består af:

- "Den geologiske forståelsesmodel" for området gerne illustreret i form af en konceptuel geologisk model vist i et tværsnit
- Grundvands- og drikkevandsanalyser fra Jupiter
- Farvebeskrivelser af jordlagene i boreriger fra Jupiter

"Den geologiske forståelsesmodel" for området er et indledende rids af områdets geologiske opbygning og opstilles som regel uafhængigt af den grundvandskemiske kortlægning. Når grundvandskemien skal sammentolkes med "Den geologiske forståelsesmodel" er det en fordel, at det sker i samarbejde med geologen, der har opstillet modellen.

### **Datahåndtering**

De eksisterende data skal under trin 2 håndteres som beskrevet i kapitel 4, hvilket inkluderer følgende:

1. Overførsel fra Jupiter
2. Dokumentation og accept af data
3. Dataforberedelse

Det er vigtigt at opspore eventuelle kemiske analyser og vandværksoplysninger (fx nyere indvindingsboringer), som ikke findes i Jupiter før første dataoverførsel, og som måske allerede er identificeret i en tidligere kortlægning. Alle borejournaler med farveangivelse af jordlag ligger normalt i Jupiter. Relevante manglende kvalitetssikrede data skal så vidt muligt lægges i Jupiter, inden et nyt dataudtræk laves under trin 3. Det er også vigtigt manuelt at kontrollere fx farvebeskrivelser i indscannede originale borerapporter i Jupiter.

Datagrundlaget for "Den kemiske model på eksisterende data" udgøres af de eksisterende kemiske data og af viden om den overordnede geologi i området.

Når datagrundlaget er accepteret, kan den videre dataanalyse gå i gang. I forbindelse med den afsluttende del af datahåndteringen skal der ske en dataforberedelse, hvor de kemiske data opdeles i forhold til forskellige grundvandsmagasiner i området fx fra den hydro-stratigrafiske model. Derudover skal en række kemiske parametre beregnes eller estimeres. Dataforberedelsen er beskrevet i kapitel 4.

### **Vandindvinding**

Opstilling af "Den kemiske model på eksisterende data" indbefatter en beskrivelse af den overordnede grundvands- og drikkevandskvalitet inden for kortlægningsområdet. Derudover bør der foreligge en vandværksbeskrivelse fra hvert alment vandværk inden for kortlægningsområdet. Beskrivelse af vandindvindingen i kortlægningsområdet er nærmere beskrevet i kapitel 5.

Tabel 3.1. Oversigt over indholdet i en kemisk grundvandskortlægning

Emne	Aktivitet	Trin 1	Trin 2	Trin 3	Trin 4
		Projektforberedelse	Den kemiske model på eksisterende data	Nye kemiske kortlægningsresultater	Den hydrogeokemiske model
<b>Projektbeskrivelse</b>		•			
<b>Datagrundlag</b>	Dataindberetning	•			
	Eksisterende data		•		•
	Nye undersøgelsesdata			•	•
<b>Datahåndtering</b>	Dataoverførsel og udvælgelse		•	•	•
	Dokumentation og accept af data		•		•
	Dataforberedelse		•	•	•
<b>Vandindvinding</b>	Vandværksbeskrivelser		•		
	Identifikation af problemstoffer		•		
	Overordnet beskrivelse		•		
<b>Indsamling af nye data</b>	Prøvetagningsstrategi		•		
	Analyseprogram			•	
	Borearbejde			•	
	Prøvetagning			•	
	Sedimentkemiske analyser			•	
	Vandkemiske analyser			•	
<b>Præsentationer</b>	Andre datatyper		•	•	•
	Udvalgte kemiske præsentationer		•	•	•
<b>Tolkninger</b>	Forureningsstoffer				•
	Naturlige stoffer				•
	Geokemiske processer				•
	Tidslig udvikling				•
	Aldersvurdering				•
<b>Sammentolkninger</b>	Til arealmæssige data		•		•
	Til "Den geologiske forståelsesmodel"		•		
	Til geologiske og hydrologiske data på boringsniveau			•	
	Til "Den hydrostratigrafiske model"				•
<b>Kvalitetssikring</b>	Datakontrol		•	•	•
	Usikkerhedsvurdering		•	•	•
<b>Slutprodukter</b>	Accept af datagrundlag		•		•
	Prøvetagningsstrategi		•		
	Rapport		•	•	•

Kommunerne er den ansvarlige myndighed i forhold til vandforsyningerne, hvad angår fysisk tilsyn, vandkvalitet og indvindingstilladelser jf. BEK nr. 1147 af 24/10/2017 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017a). Kommunerne udarbejder vandforsyningsplaner, der kan indeholde en relevant vandværksbeskrivelse, som består af en gennemgang af vandværkernes tekniske forhold, vandkvalitet og vandbehandlingsanlæg. Desuden indeholder vandforsyningsplanerne også informationer om planer for den fremtidige vandforsyningsstruktur i området. Disse informationer fra kommunerne skal



indsamles forud for en beskrivelse af vandindvindingen i kortlægningsområdet, for at vurdere behovet for opdateringer og uddybning.

### **Prøvetagningsstrategi**

Den kemiske kortlægning under trin 2 kan resultere i en prøvetagningsstrategi, hvis der identificeres et behov for nye kemiske data i det aktuelle område (se kapitel 6).

### **Præsentationer**

I forbindelse med opstilling af "Den kemiske model på eksisterende data" er der mulighed for at lave en række præsentationer af data. Disse præsentationer er beskrevet i kapitel 7 og 8.

Præsentationen af de kemiske data skal resultere i identificering af eventuelle kemiske problemstoffer i kortlægningsområdet. Tidligere kortlægninger i undersøgelsesområder kan også hjælpe med at finde problemstofferne. Denne identifikation er vigtig for fokuseringen af den efterfølgende kemiske grundvandskortlægning under trin 2 inklusiv valg af kemisk analyseprogram til de nye undersøgelser under trin 3.

### **Sammentolkninger**

Der skal under trin 2 ske en sammentolkning af de grundvandskemiske data med "Den geologiske forståelsesmodel". Denne sammentolkning skal resultere i en indledende forståelse for grundvandsmagasinerne kemiske tilstand, identifikation af behovet for nye kemiske data og identifikation af problemstoffer i undersøgelsesområdet.

Senere skal der under trin 4 ske en sammentolkning af de grundvandskemiske data med arealmæssige data som fx kendte forureningskilder samt kvælstofbelastningen og pesticidforbruget fra jordbrugsproduktionen. Dette kan hjælpe med at identificere og forklare problemstofferne.

Eventuelle uoverensstemmelser mellem kemisk og geologisk/hydrogeologisk tolkning bør dokumenteres.

### **Slutprodukter**

"Den kemiske model på eksisterende data" kan dokumenteres på følgende vis:

1. Accept af datagrundlaget inden den egentlige databehandling går i gang under trin 2
2. Afrapportering af behovet for yderligere data og en prøvetagningsstrategi for produktion af nye kemiske kortlægningsresultater under trin 3
3. Afrapportering af alle resultaterne fra trin 2's opstilling af "Den kemiske model på eksisterende data"
4. Evt. opdatering af projektbeskrivelsen fra trin 1

## 3.4 Trin 3: Nye kemiske kortlægningsresultater

### Formål

Under trin 3 behandles ”Nye kemiske kortlægningsresultater”. Formålet er at fremskaffe ny kemisk viden om grundvandsmagasinerne på baggrund af prøvetagningsstrategien fra trin 2, sådan at grundvandskortlægningen opnår et tilstrækkeligt fagligt detaljeringsniveau.

### Datagrundlag

Databehandlingen i forbindelse med trin 3 bygger kun på de nye kortlægningsdata, som genereres under den kemiske grundvandskortlægning i området.

### Indsamling af nye data

Prøvetagningsstrategien fra trin 2 kortlægningen danner baggrund for tilrettelæggelse af feltarbejdet, som inkluderer:

1. Konkret udvælgelse af lokaliteter, lodsejerkontakt og boretilladelse
2. Valg af feltmetoder
3. Vand- og sedimentkemisk analyseprogram

Feltarbejde, prøvetagning og laboratorieanalyse af vand- og sedimentkemi finder sted under trin 3 arbejdet med ”Nye kemiske kortlægningsresultater”.

Alle de nye kemiske kortlægningsdata skal kvalitetssikres og lagres i Jupiter, som beskrevet i kapitel 6.

### Datahåndtering

Usikkerheden og repræsentativiteten af de nye kemiske kortlægningsdata skal beskrives. Der skal ske en kvalitetssikring af de nye data både med hensyn til ID og faglig kvalitetskontrol af de enkelte analyseparametre. I forbindelse med databehandlingen af de nye kemiske data skal disse opdeles i forhold til forskellige grundvandsmagasiner i området med udgangspunkt i den rumlige geologiske model.

Derudover skal der, som i trin 2, ske en dataforberedelse, hvor en række kemiske parametre beregnes eller estimeres for de nye kemiske kortlægningsdata. Databehandlingen er beskrevet i kapitel 4.

### Præsentationer

I forbindelse med ”Nye kemiske kortlægningsresultater” kan der laves en række præsentationer af data. Disse præsentationer er beskrevet i kapitel 7 og 8.

### Slutprodukt

”Nye kemiske kortlægningsresultater” under trin 3 dokumenteres skriftligt.

## 3.5 Trin 4: Den hydro-geokemiske model

### Formål

Under trin 4 skal "Den hydro-geokemiske model" opstilles. Formålet med "Den hydro-geokemiske model" er, på baggrund af samtlige geokemiske data, at skabe en samlet forståelse for hydro-geokemien i kortlægningsområdet på et tilstrækkeligt fagligt detaljeringsniveau for grundvandskortlægningen. Modellen udgøres af en syntese af alle de geokemiske resultater tolket i forhold til områdets geologiske og hydrologiske forhold.

### Datagrundlag

Data, som bruges i forbindelse med opstilling af "Den hydro-geokemiske model", er både de eksisterende data og de nye kortlægningsdata, som genereres i trin 3.

### Datahåndtering

Under trin 4 er det nødvendigt at foretage en ny dataoverførsel fra Jupiter for at opnå et komplet datasæt, som også inkluderer de nye kemiske data og evt. supplerende data, der er blevet indberettet siden trin 2. Det nye datagrundlag bør af hensyn til en effektiv arbejdsgang accepteres, inden den kemiske dataanalyse går i gang. Dette er nærmere beskrevet i kapitel 4.

Datagrundlaget for "Den hydro-geokemiske model" vil, udover de eksisterende kemiske data og de nye kemiske kortlægningsresultater, også udgøre viden om den overordnede hydrostratigrafi i området. Denne viden kan tilgås ved samarbejde med geologen, som opstiller "Den hydrostratigrafiske model" for området eller ved at tilegne sig denne viden fra udarbejdede rapporter mv.

### Præsentationer

I forbindelse med opstilling af "Den hydro-geokemiske model" kan der laves en række præsentationer. Disse præsentationer er beskrevet i kapitel 7 og 8.

### Tolkninger

Opbygningen af "Den hydro-geokemiske model" indebærer en række geokemiske tolkninger af data, som inkluderer beskrivelse af følgende forhold:

- Redegørelse for udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne
- Redegørelse for udbredelsen af sporstoffer og miljøfremmede stoffer
- Identifikation af betydende geokemiske processer i grundvandet
- Vurdering af grundvandets alder og identifikation af fronter fx redoxgrænser og forsuringsfronter

Disse tolkninger er detaljeret beskrevet i kapitel 9.

### Sammentolkninger

I "Den hydro-geokemiske model" for kortlægningsområdet er der sket en sammentolkning af geokemiske, geologiske, hydrogeologiske og hydrologiske forhold. Sammentolkningen af disse data udføres bl.a. ved udarbejdelse af konceptuelle tværsnit og eventuelt også 3-D præsentationer. Disse sammentolkningsmuligheder er nærmere beskrevet i kapitel 10.

Eventuelle uoverensstemmelser mellem kemisk og hydrogeologisk tolkning skal dokumenteres.

### **Slutprodukt**

Det endelige produkt af hele den kemiske grundvandskortlægning inkluderer:

1. Accept af datagrundlaget inden databehandlingen går i gang under trin 4
2. Rapportering og dokumentation af det kemiske kortlægningsforløb og præsentation af "Den hydro-geokemiske model" for kortlægningsområdet

## **3.6 Generelle anbefalinger til arbejdsgangen**

### **Den iterative tolkningsproces**

Tolkning af kemiske data vil foregå ved en iterativ proces, idet oplysninger, der fremkommer fra forskellige dele af arbejdet, influerer på hinanden. Derfor kan der ikke opstilles en optimal liste for rækkefølgen af aktiviteter. Det anbefales dog, at der først udarbejdes en række relevante præsentationer, med inspiration fra kapitel 7 og 8, således at de er tilgængelige for den fortolkning, som er nærmere beskrevet i kapitel 9 og sammentolkningen, som er beskrevet i kapitel 10. Figur 3.2 skitserer denne fremgangsmåde.

Helt konkret er formålet med tolkningen af de kemiske resultater i de 4 trin og 2 modeltyper, at forstå de vigtigste geokemiske processer og identificere eventuelle kritiske menneskeskabte og naturlige kemiske stoffers rumlige og geografiske udbredelse. På dette grundlag skal det være muligt at vurdere karakteren af den påvirkning, som grundvandet har været udsat for.

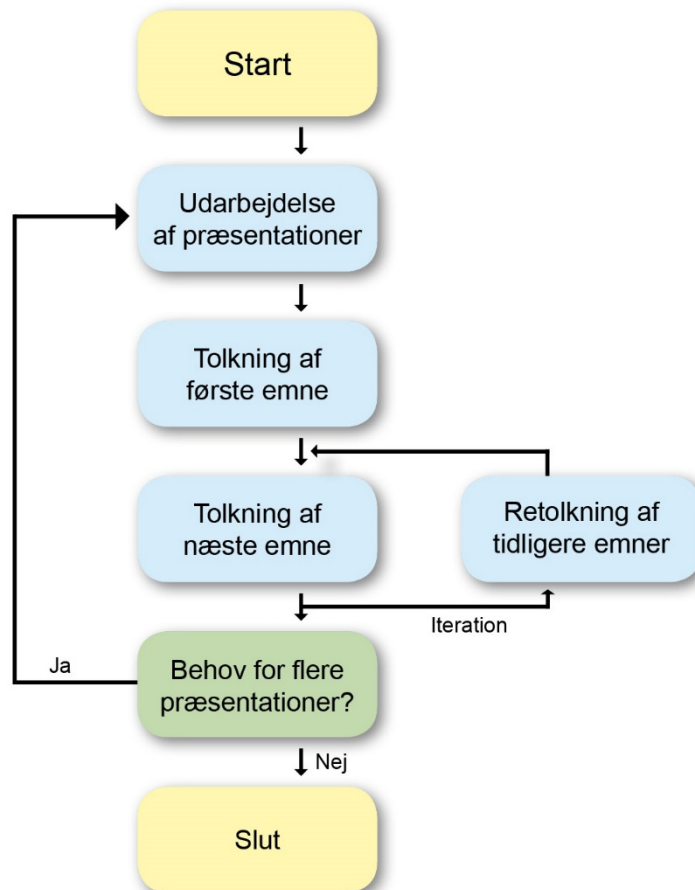
### **Samarbejde omkring geologisk, hydrologisk og kemisk grundvandskortlægning**

Opstilling af "Den kemiske model på eksisterende data" kræver, at der indhentes viden om de geologiske forhold i kortlægningsområdet.

Ligeledes kræver opbygningen af "Den hydro-geokemiske model", at der sammentolkes med "Den rumlige geologiske model og den hydrostratigrafiske model" for området.

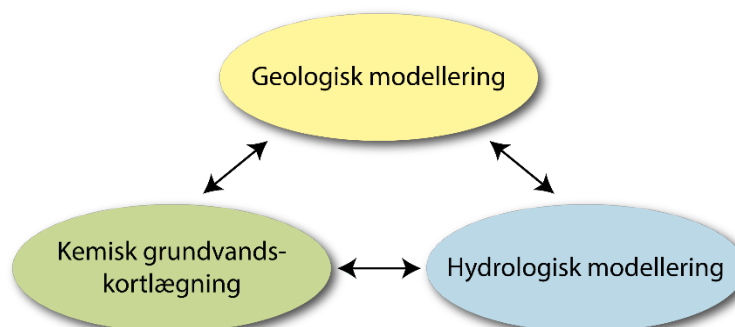
Det er også vigtigt at der udveksles viden mellem hydrologisk modellering og kemisk grundvandskortlægning fx i forhold til sammenligning af geokemiske aldersindikatorer og partikelbanesimulering.

Det vil sige, at der gennem hele det kemiske grundvandskortlægningsforløb er brug for vidensdeling af kemisk, geologisk og hydrologisk viden. Denne vidensdeling er gensidig, idet fx geologisk kortlægning også har brug for geokemisk viden for at opbygge de geologiske modeller på det bedste faglige grundlag.



Figur 3.2 Den iterative fremgangsmåde ved tolkning af kemiske data.

Det er derfor en fordel, hvis den kemiske grundvandskortlægning og opstilling af de geologiske og hydrologiske modeller foregår på nogenlunde samme tid, således at der er mulighed for at samarbejde og at udveksle viden. Dette samarbejde kan foregå ved en iterativ proces, som vist i figur 3.3.



Figur 3.3. Principskitse for den iterative proces ved udveksling af viden mellem geologisk modellering, hydrologisk modellering og kemisk grundvandskortlægning.

### Kvalitetssikring

Den færdige afrapportering bør kvalitetssikres. Kvalitetssikringen bør foretages af en geokemisk kyndig person, der ikke har været involveret i arbejdet.

### 3.7 Vurdering af eksisterende kemisk grundvandskortlægning

Når den kemiske grundvandskortlægning påbegyndes, skal det undersøges, om der allerede findes eksisterende tidligere kemiske grundvandskortlægninger, og det skal vurderes om der er behov for at igangsætte en ny kemisk grundvandskortlægning.

Denne opgave er relevant hvis kommunen fx indmelder ændrede indvindingsforhold for eksisterende vandværker, og indvindingsoplandet har ændret sig, samt hvis eksisterende tidligere kemiske grundvandskortlægninger er af ældre dato (> 5 - 10 år).

Vurdering af eksisterende kemisk grundvandskortlægning inkluderer:

- Indsamling og vurdering af tidligere kemiske grundvandskortlægninger og andre relevante afrapporteringer
- Screening af nuværende grundvandskemiske forhold
- Vurdering af behov og anbefalinger til evt. igangsættelse af ny kemisk grundvandskortlægning

#### **Eksisterende kemisk grundvandskortlægning**

Indsamling af tidligere kemiske grundvandskortlægninger kan inkludere egentlige kemiske grundvandskortlægninger, notater og rapporter fra kortlægningsområdet fx i form af kildepladsvurderinger og indsatsplaner.

Vurdering af tidligere eksisterende kemiske grundvandskortlægninger anbefales at følge denne geo-vejledning og kan med fordel gennemgås emnevis med udgangspunkt i kapitel 4 – 10 i denne geo-vejledning:

- Datahåndtering herunder udbredelse af nitrat i magasinerne og kvalitetssikring (kapitel 4)
- Vandvinding (kapitel 5)
- Indsamling af nye data (kapitel 6)
- Visualisering af data (kapitel 7)
- Tabeller (kapitel 8)
- Tolkning af kemiske resultater (kapitel 9)
- Sammentolkning (kapitel 10)

I vurderingen af eksisterende kemiske grundvandskortlægninger bør der bl.a. lægges vægt på at undersøge hvilke data, der er håndteret, og om der er udført og dokumenteret kvalitetssikring af data og frasortering af fejlbehæftede data. Det skal undersøges, om relevante stoffer og parametre er beskrevet, som det anbefales i denne geo-vejledning, samt om datadækningen er fyldestgørende i forhold til det nye kortlægningsområde. I forbindelse med datadækningen undersøges det endvidere, om tolkningerne er udført magasinspecifikt.

Når de tolkede resultater vurderes, er det vigtigt at vide, hvilket fokus, der har været i de eksisterende grundvandskemiske afrapporteringer. Hvis fokus ikke er det samme i den nye kortlægning, er det vigtigt at være kritisk overfor bl.a. manglende tolkninger og resultater.

#### **Screening af nuværende grundvandskemiske forhold**

Med det formål at vurdere om de kemiske forhold har ændret sig fra tidspunktet, hvor den tidligere eksisterende kemiske grundvandskortlægning blev udført og til i dag, kan der foretages en screening af de nuværende grundvandskemiske forhold i undersøgelsesområdet.

Screeningen af de nuværende grundvandskemiske forhold kan foretages med WFS/WMS – temakort som beskrevet i afsnit 7.8.

Screeningen skal bl.a. belyse, om den eksisterende datadækning er tilstrækkelig i forhold til de identificerede aktuelle grundvandskemiske problemstillinger i kortlægningsområdet. Datadækningen dækker både over den geografiske, tidslige og magasinspecifikke udbredelse for de undersøgte stoffer. Det er dog vanskeligt at vurdere den magasinspecifikke datadækning af grundvandskemiske data ud fra WFS/WMS – temakort, inden den hydrostratigrafiske model er udarbejdet for kortlægningsområdet.

### **Anbefalinger**

Der formuleres anbefalinger til en evt. ny kemisk grundvandskortlægning på baggrund af:

- Vurderingen af tidligere eksisterende kemiske grundvandskortlægninger emnevis med udgangspunkt i kapitel 4 – 10 i denne geo-vejledning
- Screeningen af de nuværende grundvandskemiske forhold og datadækning med WFS/WMS – temakort som beskrevet i afsnit 7.8

## 4. Datahåndtering

Datahåndtering er en vigtig del af den kemiske grundvandskortlægning både under trin 2, 3 og 4.

### 4.1 Datagrundlag

Tabel 4.1 viser en oversigt over de vigtigste kemiske data i den kemiske grundvandskortlægning. Tabellen viser samtidig, hvor disse data normalt kan findes.

Tabel 4.1 Oversigt over de vigtigste data til en kemisk grundvandskortlægning og deres kilder.

Type	Data	Kilde
Vandværker	Vandforsyningsplaner, indvindingstilladelser, tilstandsvurderinger på vandværker	Kommunen
Boringer	DGU nummer, koordinater (x, y og z), dybden til indtagens top- og bund, magasinbjergart, boringens anvendelse ved etablering	JUPITER
Vandprøver	Prøvetagningsdato, måleparameter, prøveforberedelse (filtrering), analyseresultater, attribut ("<"-tegnet), enheder, detektionsgrænse, analysemetode	JUPITER Kommuner/vandværker (ikke indberettede data)
Sedimentprøver	Borejournaler med angivelse af sedimentfarve, sedimentkemiske analyseresultater (pyrit, organisk stof, Fe(III), o.l.)	JUPITER/rapporter

Nogle parametre skal udledes af andre data eller fra den hydrogeologiske model i kortlægningsområdet og er derfor ikke tilgængelige i Jupiter. Dette drejer sig blandt andet om beregnede vandkemiske parametre såsom dybden til redoxgrænsen og tilknytningen til modellag eller magasiner. Disse omtales i afsnit 4.4. Vandtypen kan også udtrækkes af Jupiter: [www.geus.dk](http://www.geus.dk).

Kemiske analyser skal som udgangspunkt være i Jupiter. Hvis der under trin 1 findes supplerende data, som endnu ikke er indberettet til Jupiter, og hvis der i trin 3 indsamles nye data, bør disse indberettes til Jupiter, inden databehandlingen går i gang. Dataansvarsaftalen (2007) sætter rammerne for hvem, der har ansvar for kvaliteten og indberetning af data i Jupiter. Der skal derfor tages kontakt til de ansvarlige kommuner, regioner og laboratorier med hensyn til indberetning af eventuelle supplerende data. Formålet med denne anbefaling er:

- At sikre, at data bliver tilgængelige for såvel den konkrete kemiske grundvandskortlægning som fremtidige projekter
- At undgå, at den kemiske grundvandskortlægning går i stå, efter den er påbegyndt som følge af ventetid på indberetning af data
- At undgå arbejdet med at flette analyseresultater fra flere kilder, da dette indebærer risiko for fejl
- At sikre, at alle data er omfattet af samme kvalitetssikring



### **Nyere data som endnu ikke er indberettet til Jupiter**

Nyere data, der ikke er synlige i Jupiter for brugerne, kan eksempelvis stamme fra:

- En større prøvetagningsrunde på et vandværk, der mangler godkendelse hos kommunen
- Fejlbehæftede analyseresultater som laboratoriet skal rette
- Undersøgelingsboringer med tilhørende vandanalyser fra regionerne, der endnu ikke er overført til Jupiter

I nogle tilfælde vil kontakt til kommuner, regioner, vandværker og laboratorier derfor kunne afsløre, at der findes nyere relevante data, der endnu ikke er indberettet og/eller godkendt i Jupiter. I denne situation skal det besluttes, om de manglende data er så væsentlige, at opstart af kortlægningen skal afvente, at data gøres tilgængelige i Jupiter af de dataansvarlige.

Dette kræver ikke nødvendigvis en stor arbejdsindsats, men kan tage lang tid, da processen involverer flere instanser.

### **Ældre data som kun findes som papiranalyser**

Der har været udført kemiske analyser på vandprøver fra grundvand og drikkevand i Danmark i mere end 100 år. En del af de ældste analyser findes kun i sagsmapper eller rapporter og er aldrig blevet overført i elektronisk form til Jupiter. En mindre del af disse er blevet indberettet til Jupiter som PDF-filer og findes under digitale dokumenter på borings- eller anlægsrapporten. De resterende af disse "papiranalyser" vil typisk kunne findes i amternes og kommunernes gamle sagsmapper og vil ofte stamme fra lukkede vandværker, men kan også stamme fra eksisterende vandværker, nyere markvandingsboringer og enkeltindvindere.

Hvis ældre data findes frem, skal det besluttes, om de fundne data er så væsentlige, at opstart af kortlægningen skal afvente, at data digitaliseres og indberettes til Jupiter.

Denne vurdering skal baseres på følgende spørgsmål:

- Bidrager de ældre data til en væsentlig bedre geografisk og dybdemæssig dækning?
- Er kvaliteten i orden i forhold til fx detektionsgrænser, filtersætninger og identifikation med DGU nr. og geografiske koordinater?

De ældre data bør så vidt muligt, som alle andre kemiske data, være indberettet til Jupiter, inden de kan tages i brug i den kemiske grundvandskortlægning. Der kan være brug for en manuel indtastning ved hjælp af et fagsystem (fx GeoGIS 2020). Hvis de allerede findes på digital form, kan de indberettes via StanCode webservices, som laboratorierne bruger til indberetning af analysedata. Ved indberetning via et fagsystem skal der udvises særlig omhu ved indtastning af data og angivelse af enheder m.v., da der foretages færre kontroller af data end ved indlæsning via webservices (Miljøportalen, 2017).

### **Anvendelse af ældre data**

Ældre data kan normalt give stor informationsværdi fx ved analyse af eventuelle udviklinger i vandkvaliteten. Da den overordnede kemiske tilstand af grundvandet i forhold til mange

kemiske parametre kun ændrer sig meget langsomt, kan ældre data også have værdi i forhold til beskrivelse af grundvandets tilstand. Der er dog undtagelser:

- Nitratholdigt grundvand, hvor ældre data normalt kan anvendes til fastlæggelse af grundvandets redoxforhold, men ikke til den aktuelle nitratkoncentration
- Områder påvirket af en større indvinding, hvor vandkvaliteten ændrer sig hurtigere end områder uden påvirkning fra indvinding

### **Nye data fra undersøgelsesboringer**

Det er vigtigt, at nye kemiske data fra undersøgelsesboringer udført i den aktuelle kortlægning under trin 3 hurtigt indberettes af laboratoriet, så det nye datasæt kan godkendes inden udtræk under trin 4.

### **Regionernes data**

Regionerne indsamler data om grundvandet og jordlag i undersøgelsesboringer i forbindelse med jordforureningsopgaver. Disse data kan med fordel indgå i kortlægningen i forhold til vurdering af trusler imod grundvandets kvalitet, og kan bidrage til at forklare fund af miljøfremmede stoffer i grundvandet.

Der bør tages kontakt til regionen for at få data, der ikke ligger i Jupiter endnu, stillet til rådighed for kortlægningsopgaven.

Dog må data fra punktkilder ikke indgå direkte i databehandlingen under den kemiske grundvandskortlægning. Det skyldes, at punktkilderne ikke er repræsentative i forhold til den rumlige beskrivelse af grundvandskemien i et undersøgelsesområde. Data fra regionerne kan dog med fordel indtegnes på temakort, hvor de enkelte parametre præsenteres med en særlig signatur.

Regionernes data er i løbet af 2017 begyndt at blive overført til Jupiter i større mængder. Regionernes data kan skelnes fra de andre data ved, at deres borer har feltet "dataejer" i Jupiter sat til 'RE' = Region.

### **Andre data**

Det er muligt for alle offentlige myndigheder at indlæse egne borer med tilhørende data i Jupiter. Der findes pt. et lille antal kommunale borer i Jupiter, og det forventes, at der snart vil begynde at komme borer, der indberettes direkte af rådgivere. Disse data kan identificeres ud fra dataejerfeltet på borerne; 'KO' = kommunal og 'RG' = Rådgiver.

## **4.2 Dataoverførsel og -udvælgelse**

Ved starten af en trin 2 kortlægning og igen ved starten af en trin 4 kortlægning skal der ske en overførsel af data fra Jupiter.

### **Jupiter**

Hovedparten af de datatyper, som skal bruges til den kemiske grundvandskortlægning, ligger i den fællesoffentlige del af Jupiter = PCJupiterXL. PCJupiterXL er den datamodel, som GEUS vedligeholder for Danmarks Miljøportal (DMP), og som udstilles via de webservices,

som GEUS har udviklet for DMP. PCJupiterXL indeholder bl.a. oplysninger om borer (teknisk opbygning, geologisk beskrivelse, vandstandspejlinger og grundvandskemiske analyser) og vandindvindingsanlæg (drikkevandskemiske analyser, oppumpede vandmængder og tilladelser til vandindvinding). PCJupiterXL data er også tilgængelige på databaseformat via download fra Jupiters hjemmeside.

Analysedata i PCJupiterXL kan ses på internettet via internetadressen <http://jupiter.geus.dk/>. Her er der fx mulighed for at udtrække alle analyseresultater fra en enkelt vandprøve. Man kan også få vist en tidsserie for en enkelt parameter i et enkelt indtag. Der er udarbejdet en række GIS temaer, der læses direkte i Jupiter, og som kan tilgås som WMS/WFS tjenester via dette link: [Visning af Jupiter på kort](#). Her kan man vælge, hvilke parametre man ønsker at få vist og på kortet klikke sig ind på borer og de dertil knyttede data.

### **Udvælgelse af data i JupiterXL til en konkret grundvandskortlægning**

Relevante data downloades fra Jupiter fra et udvalgt geografisk område. PCJupiterXL giver mulighed for at udvælge data på baggrund af følgende administrative grænser:

- Kommune
- Miljøcenter
- Hele Sjælland
- Hele Jylland
- Hele landet

Det anbefales, at man benytter sig af en udvælgelse baseret på et miljøcenter eller en eller flere kommuner. Bemærk, der stadig kan udvælges på miljøcenterniveau selvom disse ikke længere findes som nationalt administrativt niveau. I forbindelse med udvælgelsen er det vigtigt at sikre, at hele kortlægningsområdet inklusiv en evt. bufferzone er indeholdt i de opstillede udtrækskriterier.

### **Dataoverførsel fra PCJupiterXL**

Når den administrative udvælgelse er foretaget, overføres data fra PCJupiterXL til det ønskede format. Det bemærkes, at samtlige data inden for den administrative afgrænsning overføres, dvs. at der ikke kan foretages nogen udvælgelse af bestemte datatyper.

I praksis overføres data fra PCJupiterXL til rådgiverens computere via [GEUS hjemmeside](#). På nuværende tidspunkt er nedenstående formater til rådighed:

- Access 97
- Access 2000
- Firebird
- MS SQL Server
- PostgreSQL (kommer snart)

Det skal bemærkes, at Access formaterne har en begrænsning på, hvor mange data de kan indeholde. Disse formater bør derfor kun bruges til download af data for en enkelte kommune. Skal der downloades data for fx et miljøcenter, skal et af databaseformaterne: Firebird, MS SQL eller PostgreSQL bruges.

Det anbefales, at navngive dataudtrækket med datoen for overførslen og kun give læseadgang til data. Dette fastlægger et bestemt "snapshot" af data fra Jupiter. Et skrivebeskyttet "snapshot" har flere fordele. Udtrækket kan sammenlignes med et senere udtræk, for at belyse hvilke ændringer (indberetning af flere analyser, rettelse af fejl og sletning/afvisning af analysedata), der har været tale om i den mellemliggende periode.

#### **Afgrænsning af et datasæt inden for kortlægningsområdet**

Det anbefales, inden den videre databehandling påbegyndes, at lave en yderligere geografisk begrænsning af mængden af data ved at udvælge de data, der stammer fra selve kortlægningsområdet inklusiv den valgte bufferzone.

Typisk findes kortlægningsområdet optegnet som en polygon i et GIS-program. GIS programmet anvendes til at udvælge de relevante data ved hjælp af x/y-koordinater knyttet til boringer og indvindingsanlæg.

Inden dette subset af data udarbejdes, skal man overveje, hvor stort et behov, der er for at inkludere data fra en bufferzone. Behovet for en bufferzone vurderes på baggrund af datatætheden i området. Hvis der er relativ få data, eller hvis der fx eksisterer en større kildeplads umiddelbart uden for kortlægningsområdet, bør disse data indgå. Typisk vil en bufferzones bredde være i størrelsesordenen 500 m. Summen af kortlægningsområdet og bufferzonen benævnes undersøgelsesområdet. Det er kun inden for undersøgelsesområdet, at kemiske analyser skal bearbejdes.

### **4.3 Dokumentation og accept af datagrundlag**

#### **Dokumentation af datagrundlaget**

Det anbefales, at "det foreløbige datagrundlag fra Jupiter", som rummer data inden for undersøgelsesområdet, dokumenteres som et led i kvalitetssikringen under trin 2. Dette gøres ved hjælp af metadata, dvs. en række nøgletal, der giver et overblik over, hvilke data, der findes i datagrundlaget.

Følgende oplysninger skal dokumenteres på boringsniveau:

- Antal boringer
- Antal koordinatsatte boringer
- Antal boringer med grundvandsprøver
- Antal prøver
- Ældste grundvandsprøve
- Yngste grundvandsprøve
- GIS-kort med undersøgelsesområdets afgrænsning og boringer med vandanalyser i et omfang svarende til en boringskontrolanalyse, tematiseret efter seneste prøvetagningstidspunkt (evt. i 5-års perioder)

Følgende oplysninger skal dokumenteres på anlægsniveau:

- Antal vandværker (evt. opdelt på underanlæg og kildepladser)
- Antal koordinatsatte vandværker (evt. opdelt på underanlæg)
- Antal vandværker (evt. underanlæg) med drikkevandsprøver

- GIS-kort med undersøgelsesområdets afgrænsning og vandværker (evt. underanlæg) med drikkevandsprøver, med en label, der angiver årstal for den seneste prøve
- Antal drikkevandsprøver for hvert anlæg/underanlæg
- Ældste drikkevandsprøve for hvert anlæg/underanlæg
- Yngste drikkevandsprøve for hvert anlæg/underanlæg

Det anbefales, at udarbejde en oversigt over disse oplysninger. Som et led i kvalitetssikringen kan kommunen evt. spørges om en vurdering af det foreløbige datagrundlag.

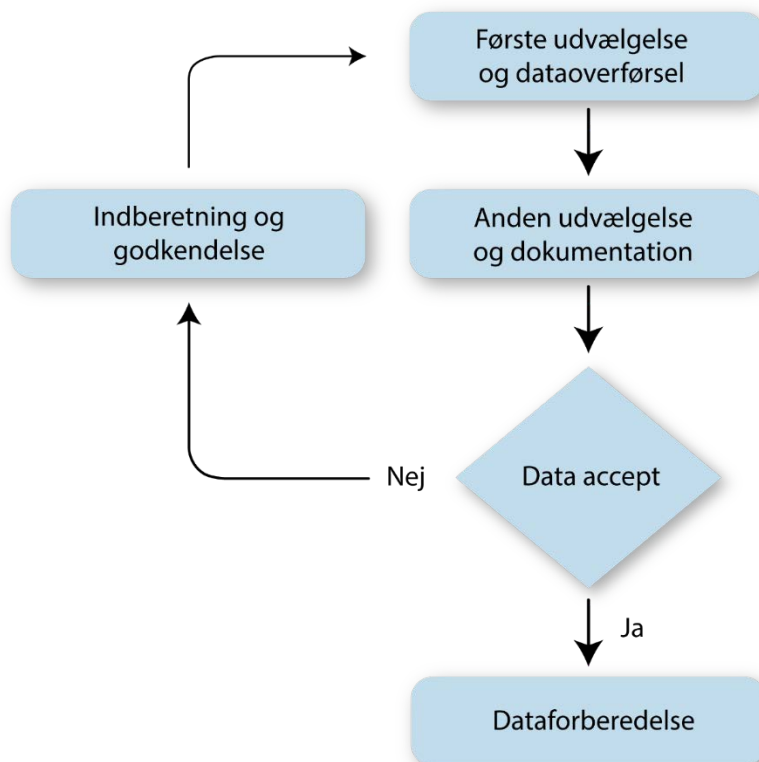
### **Accept af datagrundlag**

Datagrundlaget vurderes bl.a. på baggrund af den skriftlige oversigt og evt. tilbagemeldinger fra kommunen. I nogle tilfælde vil der kunne påpeges problemer i datagrundlaget, herunder manglende borer, manglende analyseresultater fra en bestemt prøvetagningsrunde eller ønske om tilpasning af undersøgelsesområdets udformning.

Før en endelig accept af data skal der tages beslutning om, i hvilket omfang der skal indberettes flere data til Jupiter og evt. rettes fejl. Hvis datagrundlaget skal udbedres, er der ofte behov for flere trin, herunder indberetning til Jupiter, godkendelse af data, og en ny dataoverførsel, se figur 4.1. Det bemærkes, at denne iterative proces kan være langstrakt, da der er flere instanser involveret, som beskrevet i Dataansvarsaftalen (2007). Derfor vil der altid være væsentlige usikkerheder i forbindelse med tidsplanen for den kemiske grundvandskortlægning, indtil datagrundlaget er accepteret.

I mange tilfælde vil man vurdere, at udbedring af datagrundlaget kan vente, indtil der udføres et nyt dataudtræk under trin 4. Denne løsning gør det muligt at lade udbedringen tidsmæssigt gå sin gang parallelt med trin 1 til 3. Hermed undgås forsinkelser i forbindelse med kortlægningen.

Det anbefales, at der af hensyn til en effektiv arbejdsgang udarbejdes en begrundet beslutning omkring accept af datagrundlaget. Først herefter begyndes arbejdet med at udarbejde visualiseringer og tolkninger.



Figur 4.1 Flowdiagram af opgaver i forbindelse med håndtering af data i Jupiter under trin 2 og trin 3. Indberetning og godkendelse kan evt. udskydes, så de nye data først er tilgængelige i trin 4.

#### 4.4 Dataforberedelse

Forberedelsen af data til visualiseringer og fortolkninger omfatter en række aktiviteter, der blandt andet afhænger af de aktuelle geokemiske problemstillinger i området, datagrundlaget, hvilke præsentationer, der er relevante for området og hvilken software, der anvendes til visualiseringer.

Behovet for disse forberedelsesaktiviteter vurderes for hvert undersøgelsesområde, da ikke alle er relevante for alle områder (se tabel 4.2).

Tabel 4.2. Udvalgte dataforberedelsesaktiviteter.

Type	Aktivitet	Formål
<i>Udledte data</i>		
	Tilknytning af indtag til et bestemt grundvandsmagasin	Relevant for de fleste visualiseringer
	Fastlæggelse af strategi for håndtering af data under detektionsgrænsen	Relevant for tidsserier og kort, og beregninger
	Fastlæggelse af redox vandtype	Vurdering af redoxforhold
	Beregning af vandkemiske parametre	Tolkningsarbejdet
	Fastlæggelse af dybden til farveskift i sedimentet	Vurdering af redoxgrænsen
<i>Databaseforespørgsler</i>		
	Seneste analyseresultat for hvert indtag	Temakort
	Seneste sammenhørende resultat for hvert indtag	Scatterplot
	Typisk indtag med $\geq 3$ vandprøver $\geq 10$ år	Tidsserier

### Magasintilknytning

Sammentolkning af de kemiske data med den hydrogeologiske kortlægning indebærer, at alle indtag med vandprøver knyttes til et magasin eller en gruppe af magasiner.

I alle tilfælde bør der vælges en inddeling i magasiner, hvor der er formodning om, at inddelingen vil fremhæve forskelle i vandkvaliteten. Det anbefales, at beslutning om hvilke magasiner eller grupper af magasiner indtagne skal knyttes til evt. foretages i samarbejde med geologen, som har stået for den geologiske modellering af området.

Ved tilknytning af et indtag til et magasin eller en gruppe af magasiner er det vigtigt at være opmærksom på, at mange indtag er så lange, at de kan gå på tværs af magasingrænserne.

### Værdier under detektionsgrænsen

Det anbefales, at der lægges en strategi for, hvorledes værdier under detektionsgrænsen skal håndteres i databehandlingen. Der er 4 typiske valgmuligheder:

- Der anvendes en værdi svarende til detektionsgrænsen. Alle data vises og indgår i beregninger med denne værdi
- Der anvendes en værdi svarende til detektionsgrænsen. I visualiseringer vises værdier under detektionsgrænsen med en særlig signatur
- Der anvendes den halve detektionsgrænse. Alle data vises og indgår i beregninger med denne værdi. Dette er anvendt på Jupiters hjemmeside
- Der anvendes værdien nul for alle analyser under detektionsgrænsen. Alle data vises og indgår i beregninger med denne værdi

Det anbefales, i forbindelse med grundvandskortlægningen, at substituere med værdien af detektionsgrænsen, da det giver mindst risiko for fejl i beregningsprocedurerne. Dette skyldes, at attributten som regel er i et andet felt i databasen end talværdien. Dette må ikke forstås som en generel anbefaling i alle sammenhænge, men alene som en praktisk tilgang i kortlægningsopgaver. Det er vigtigt at være opmærksom på, at i nogle tilfælde kan denne substitution give meningsforstyrende visualiseringer for data tæt ved detektionsgrænsen,

især når der har været skiftende detektionsgrænser, ligesom beregning af gennemsnit, medianværdier mv. naturligvis vil give højere værdier end hvis andre strategier vælges.

Man skal være opmærksom på, om der i datasættet optræder enkeltværdier, med meget høje detektionsgrænser, som kan give et afvigende resultat. Sådanne prøver bør sorteres fra. De kan opstå, hvis der fx er for meget suspenderet stof i en prøve eller stor egen-farve af grundvandet.

Det anbefales på alle illustrationer at skelne mellem data over og under detektionsgrænsen fx ved anvendelse af forskellig signatur eller farve.

### **Vandtyper**

Det anbefales at anvende redox-vandtyper, der i hovedtræk svarer til vandtyperne i Zoneringsvejledningen, der definerer vandtyper på grundlag af redox-følsomme parametre. Der er tale om:

- Vandtype A: oxideret (iltzonen)
- Vandtype B: anoxisk nitratreducerende (nitratzonen)
- Vandtype C: svagt reduceret (jern- og sulfatzonen, jern- og sulfatreducerende)
- Vandtype D: stærk reduceret (metan og svovlbrintezonen)

Prioriteringen af stofferne i fastlæggelse af vandtypen er ændret i forhold til Zoneringsvejledningen (MST, 2000):

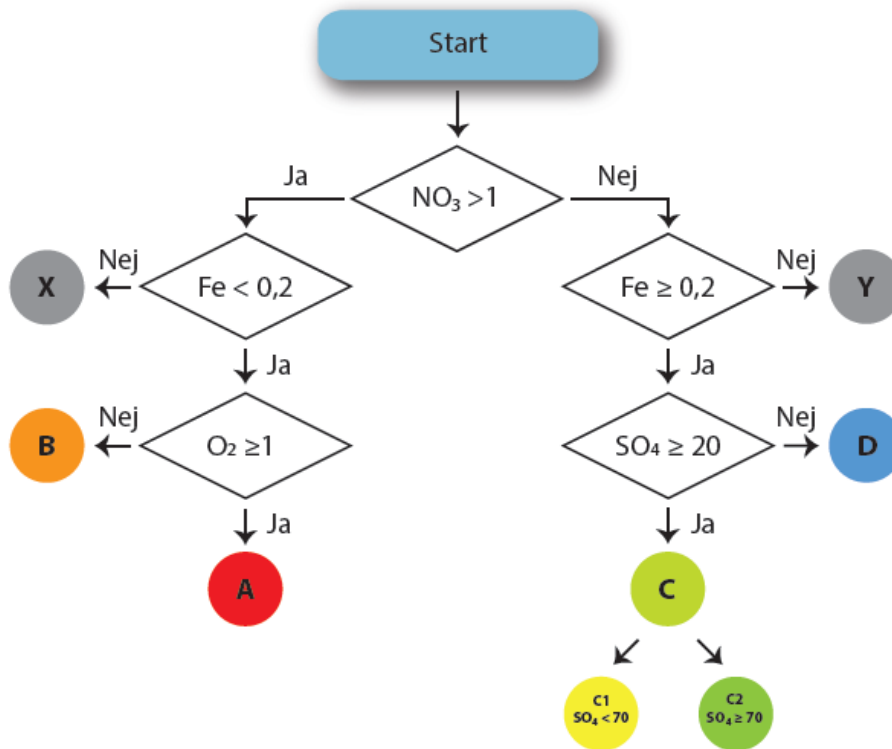
- Nitrat har 1. prioritet
- Jern 2. prioritet
- Ilt og sulfat har 3. prioritet

Forvittringsgraden er ikke en del af denne algoritme, hvilket er en forenkling siden første version i geovejledning 6 fra 2009, da denne kan være misvisende i surt vand.

Den anbefalede tildeling af vandtypen kan foregå ved hjælp af algoritmen i figur 4.2. Algoritmen kan let gennemføres maskinelt, da man forholder sig til én parameter ad gangen, og det entydigt angives, hvad udfaldet er i hvert enkelt tilfælde.

Algoritmens udfald er vandtype X eller Y for visse vandtyper. Dette sker når en såkaldt "redoxmodsætning" i prøven identificeres, hvilket betyder, at prøvens vandtype kun kan fastlægges ved en subjektiv manuel vurdering. Denne metode giver derfor mulighed for at kunne skelne mellem subjektivt-bestemte og objektivt-bestemte vandtyper. Algoritmen muliggør sortering af vandprøverne alfabetisk efter vandtype, samtidig med at oplysninger om prøvernes eventuelle redoxmodsætninger bibeholdes.





Figur 4.2 Algoritme til fastlæggelse af vandtyper ud fra redoxfølsomme parametre i vandanalyserne.

### Fejlbestemte vandtyper

Man skal være opmærksom på, at anvendelsen af algoritmen kan medføre fastlæggelse af fejlagtige vandtyper under flere forhold:

- Hvis rækkefølgen ikke overholdes. Hvis man vurderer jernindholdet, før man inddrager nitrat, vil vandtypen ikke overholde den stringens, der er lagt i forhold til at vægte tilstedeværelse af nitrat særligt højt, idet det netop er vandtyper, der er påvirket af nitrat, der er væsentlige i grundvandskortlægningen.
- Algoritmen indebærer, at alle nitratholdige prøver med  $\geq 0,2$  mg/l jern tildeles vandtypen X. Disse vandtyper træffes især i vandforsyningsboringer med lange indtag. Her er det vigtigt at påvise om vandtypen udviser tegn på blandingsvand, hvilket er en indikation på, at hele indtaget ikke er filtersat over samme redoxmiljø.
- Hvis vandprøven er nitratfri, men indeholder  $< 0,2$  mg/l jern fås vandtype Y. I få tilfælde kan prøven stamme fra et indtag, hvor nitratudvaskningen er meget lav, fx fordi der ikke er dyrkede marker i oplandet. Hvis prøven i øvrigt indeholder ilt  $\geq 1$  mg/l, mens såvel mangan som ammonium ligger under  $0,01$  mg/l, kan prøven tildeles vandtype AY, idet det da vil være naturligt nitratfrit iltet vand.
- Hvis iltindholdet er højt i en prøve uden nitrat, har det slet ingen betydning for udfaldet i denne algoritme, i de tilfælde hvor der er  $> 0,2$  mg/l jern. På denne måde er der taget højde for risikoen for kontaminering af prøver med atmosfærisk luft.
- Iltning af ammonium kan give anledning til små mængder af nitrat i prøver, der stammer fra reduceret grundvand. Dette ses ofte i drikkevand, og sjældnere i grundvandsprøver.

Såfremt algoritmen returnerer en vandtype X eller Y, bør man kigge på analyser fra samme boring med andre prøvetagningsdatoer, vandprøver fra naboboringer, længden af boringens indtag, prøvernes forbehandling (filtrering), geologiske forhold mv. Normalt vil det efter denne gennemgang være muligt manuelt at fastlægge en vandtype. Hvis det vurderes, at der er tale om en blandingsvandtype, angives vandtypen med sammensatte bogstaver, som fx "BCX" med den mest oxiderede vandtype først.

Vandtype C er den almindeligste vandtype i vandværksboringer. Typen tilstræbes, da den kvalitetsmæssig og behandlingsmæssig er fordelagtig. Der kan da være tilfælde, hvor en videreinddeling af denne vandtype kan være en fordel, især hvis man ønsker at identificere den del af magasinerne, der er tættest på redoxgrænsen. Inddelingen sker efter sulfatindhold, således at C1 angiver vand med sulfatindhold i intervallet 20 – 70 mg/l, og C2 angiver vand med et sulfatindhold  $\geq 70$  mg/l. Hvis sulfatindholdet er mindre end 20 mg/l er der tale om vandtype D.

### Beregnete vandkemiske parametre

Under dataforberedelsen skal en række væsentlige kemiske parametre beregnes ud fra de kemiske analyseresultater. Det anbefales, at disse vandkemiske parametre beregnes ved brug af ligningerne angivet i tabel 4.3.

Tabel 4.3. Beregnede parametre (alle koncentrationer i mg/l).

Symbol	Navn	Ligning	Enheder
FG	Forvittringsgrad	$FG = 2 \cdot \frac{(Ca^{2+} / 40,1) + (Mg^{2+} / 24,3)}{(HCO_3^- / 61,0)}$	Dimensionsløs
IG	Ionbytningsgrad <sup>1</sup>	$IG = \frac{(Na^+ / 23,0)}{(Cl^- / 35,5)}$	Dimensionsløs
SI <sub>calcit</sub>	Kalkmætningsgrad <sup>2</sup>	$SI \cong \log\left(\frac{Ca^{2+}}{40,1 \cdot 10^3} \cdot \frac{HCO_3^-}{61,0 \cdot 10^3}\right) + pH - 1,8$	Dimensionsløs
$\Sigma_{anioner}$	Sum af anioner <sup>3</sup>	$\Sigma = (Cl^- / 35,5) + (HCO_3^- / 61,0) + 2 \cdot (SO_4^{2-} / 96,1) + (NO_3^- / 62,0)$	Milliækvivalenter
$\Sigma_{kationer}$	Sum af kationer <sup>3</sup>	$\Sigma = 2 \cdot (Ca^{2+} / 40,1) + 2 \cdot (Mg^{2+} / 24,3) + (Na^+ / 23,0) + (K^+ / 39,1)$	Milliækvivalenter
IB	Ionbalance	$IB = \frac{\Sigma_{kationer} - \Sigma_{anioner}}{\Sigma_{kationer} + \Sigma_{anioner}} \cdot 100\%$	Procent
°dH	Hårdhed	$^{\circ}dH = 5,6 \cdot \left(\frac{Ca^{2+}}{40,1} + \frac{Mg^{2+}}{24,3}\right)$	Tyske hårdhedsgrader

<sup>1</sup>Usikkerheden på ionbytningsgraden afhænger i høj grad af størrelsesordenen af de målte koncentrationer. Hvis der fx kun findes 10-15 mg/l natrium og klorid, vil ionbytningsgraden lettere kunne udvise ekstreme værdier, end hvis der findes 10 gange så meget, idet der er

en langt større analyseusikkerhed i dette niveau, og resultaterne ofte kun angives med få decimaler. Ionbytningsgrad bør derfor ikke anvendes, uden at der tages højde herfor.

<sup>2</sup>Beregningen af kalkmætningsgraden tager ikke hensyn til aktivitetskoefficienter, kompleksdannelse eller temperaturens indvirkning på ligevægtskonstanten. Kalkmætningsgraden kan, hvis der er behov for det i sure, kalkfri magasiner, beregnes mere nøjagtig fx ved brug af programmet PHREEQC. Der er ofte en ikke ubetydelig usikkerhed forbundet med pH-målinger i grundvand, specielt i prøver målt på laboratoriet, hvor afgasning af CO<sub>2</sub> fra prøverne kan give forhøjede værdier.

<sup>3</sup>Ligningen for ionbalance inkluderer ikke alle ioner. Den viste formel er minimumskravene for en meningsfuld beregning af ionbalance. I princippet bør alle ioner som jern, aluminium, ammonium eller fluorid indgå i beregningerne, hvis indholdet i den konkrete prøve er over ca. 0,5 mg/l. Årsagen til evt. afvigelse bør undersøges nærmere, hvis ionbalancen er over 5 %. Ideelt set burde laboratorierne kunne overholde 2,5 % i ionbalancen, men da karbonat-systemet ofte ændres efter prøvetagning på grund af afgasning af CO<sub>2</sub>, vil en 5 % afvigelse i ionbalancen være et tilstrækkeligt kvalitetskrav til at fange evt. fejl.

#### Karakterisering af delmængder af data

I forbindelse med udarbejdelse af grafer og kort, er der ofte behov for at udvælge visse delmængder af data. Som det ses i tabel 4.4, varierer udvælgelsen afhængig af hvilken visualisering, der er tale om. Det er vigtigt, at de aktuelle udvælgelser fremgår tydeligt i teksten, der ledsager grafen eller kortet.

Tabel 4.4. Udvalgelse af data i forbindelse med udarbejdelse af visualiseringer.

Visualisering	Udvælgelse	Bemærkning
Temakort	Seneste resultat for hver parameter for hvert indtag	Vær opmærksom på, at forskellige temakort kan vise resultater fra forskellige tidspunkter for samme indtag.
Scatterplot	Seneste sammenhørende værdier	Hvis der fx plottes nitrat mod sulfat, skal begge disse resultater stamme fra den samme vandprøve.
Tidsserie	Indtag med $\geq 3$ analyser $\geq 10$ år	Der er normalt behov for at udvælge repræsentative borer, hvor der skal laves tidsserier, da der ellers vil være et uoverskueligt antal tidsserier i et kortlægningsområde, se kapitel 7.

## 4.5 Udbredelsen af nitrat i magasinerne

Vurdering af udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne er det væsentligste element i den kemiske grundvandskortlægning, da denne viden er væsentlig input for den efterfølgende sårbarhedsvurdering og udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder (NFI).

Udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne vurderes dels ved hjælp af farveskift i sedimentprøver og dels ved hjælp af direkte måling af nitrat i grundvandprøver. Datatætheden for farvebestemmelser af sedimentprøver er langt større end for nitratanalyser af grundvandsprøver. Størst mulig viden om udbredelsen af nitrat i magasinerne fås derfor ved at sammenholde resultater fra begge datatyper.

### **Dybden til redoxgrænsen**

Når redoxgrænsen skal bestemmes, ses der på de gennemborede lags farve og farveskift, da redoxforholdene i sedimentet afspejles i farverne på coatningen af mineralkorn, som skyldes udfældning af specielt jernforbindelser. Dernæst kan data for grundvandets nitratindhold bruges til at verificere redoxgrænserne.

Både brøndborer og GEUS' jordprøvelaboratorium farvebeskriver mange af jordprøverne fra borer. Prøvebeskrivelser hos GEUS er i mange tilfælde foretaget lang tid efter, at borearbejdet er afsluttet. Brøndborerbeskrivelsen er derimod i sagens natur foretaget på stedet og i direkte tilknytning til borearbejdet. Sedimentfarven kan efter lang tids iltning ændre sig, og derfor er der en risiko for, at GEUS' prøvebeskrivelse ikke svarer til den oprindelige farve i det pågældende lag. Endelig er sprogbrugen hos brøndborerne ofte meget ligefrem, med klare udtryk som, rød, grå mm. Omvendt bruger GEUS ofte farvebeskrivelser, der kan være mere uklare i forhold til redoxforholdene, eks. oliven brungrå og brun olivengrå. Derfor anbefales det at lægge største vægt på brøndborens farvebeskrivelse.

### **Automatisk gennemgang af farveskrift i borer**

Der kan i et kortlægningssområde indgå mange borer, og derfor har det været forsøgt at foretage en automatiseret bestemmelse af farveskift i borer. De enkelte borerers lagbeskrivelser er i Jupiter gemt i tabellen LITHSAMP, hvor også top og bund af de enkelte lag fremgår.

En automatiseret gennemgang er imidlertid vanskelig at håndtere. Den primære grund til dette er, at der oftest er stor uoverensstemmelse imellem de oplysninger, som er tabellært lagret i Jupiter fra GEUS' prøvebeskrivelse, og de oplysninger, som fremgår af brøndborerbeskrivelsen. Mange borerers lagfølge er desuden slet ikke digitaliseret, og de fremgår kun af dokumenter, typisk borerapporter eller geotekniske prøvebeskrivelser, som er tilknyttet borerne i Jupiter som indscannede pdf-filer.

### **Manuel gennemgang af farveskift i borer**

Det anbefales at registrere farveskiftene manuelt, idet en gennemgang af farveskift i borerne ud fra både brøndborerjournaler og GEUS' prøvebeskrivelse giver det mest valide resultat.

Brøndborerbeskrivelsen af farver vægtes som regel højere end GEUS' prøvebeskrivelser. Brøndborerbeskrivelsen kan tilgås fra indscannede dokumenter på borerens hjemmeside. Dette arbejde kan effektiviseres gennem anvendelse af software, som kan downloade alle ønskede dokumenttyper for alle de ønskede borer.

Farvebeskrivelserne tolkes og omsættes til redoxforhold ud fra følgende principper:

- Røde, brune, gule farver og blandingsnuancer heraf antages at repræsentere oxiderede lag
- Grå, grønlig, sorte farver og blandingsnuancer heraf antages at repræsentere reducerede lag

Oftes ses flere farveskift i en boring, som er tegn på, at redoxforholdene skifter flere gange. For eksempel kan reducerede lag underlejres af oxiderede lag, som endnu dybere igen underlejres af reducerede lag. Hvis farven veksler flere gange, bestemmes dybden til alle farveskift. Dette er vigtig information som vidner om geologisk heterogenitet og eventuelle geologiske vinduer.

Visse litologier, fx røde plastiske lerarter, har dog så kraftig og markant en egenfarve, at farven ikke nødvendigvis repræsenterer redoxforholdene. Det er derfor nødvendigt at inddrage litologiske oplysninger og ikke ukritisk omsætte farver til redoxforhold.

Dybden, hvor der registreres et farveskift fra oxiderede til reducerede farver, noteres sammen med boringens XY-koordinater og terrænkote. Herved kan koten for farveskiftet bestemmes.

### **Usikkerhed på farveskift**

Kvaliteten af farvebeskrivelserne kan være svingende, hvilket skyldes, at formålet med borerne og beskrivelserne har været forskellige fra boring til boring, og at farvebeskrivelsen ikke er lavet for at identificere en redoxgrænse. Dertil kommer, at farvebestemmelsen er subjektiv. Flere af de yngste undersøgelsesboringer er beskrevet med den mere objektive Munsell farvekode.

Til vurdering af sikkerheden på redoxgrænsen kan følgende skala benyttes:

- |                                     |                       |
|-------------------------------------|-----------------------|
| 1: Farve + verificeret med vandkemi | (særlig god kvalitet) |
| 2: Farve                            | (god kvalitet)        |
| 3: Usikker farvebestemmelse         | (dårlig kvalitet)     |

Skala 1 "Farve + verificeret med vandkemi, særlig god kvalitet" bruges i de tilfælde hvor farvebestemmelse af redoxgrænsen er tydelig, og hvor denne kan verificeres med en vandprøve med en nitratanalyse. Skala 2 "Farve, god kvalitet" benyttes, når redoxgrænsen er bestemt med en tydelig farvebestemmelse, men hvor der ikke er vandprøver til at verificere denne grænse. Skala 3 "Usikker farvebestemmelse, dårlig kvalitet" kan bruges i de tilfælde, hvor der kan være tvivl om farven indikerer iltet eller reduceret miljø, fx hvor farven er beskrevet som olivengrå. Ofte er farveskift og dermed redoxgrænsen velbestemt og mere eller mindre sammenfaldende med en laggrænse.

### **Valg af borer til bestemmelse af redoxgrænsen**

Det er vigtigt at gøre sig klart om alle borer uanset dybde anvendes til bestemmelse af redoxgrænsen på baggrund af farvebeskrivelser. Som udgangspunkt bør man se på alle borer i et område. Hvis der fx er mange geotekniske borer i et område, med ringe farvebeskrivelse eller fx shotholes til en geofysikundersøgelse, kan de dog sorteres fra. Samtidig er det også vigtigt at have så stor en datatæthed som muligt i undersøgelsesområdet.

### 3D rumlig tolkning af redoxgrænsen med interpolation

Det anbefales at lave en rumlig tolkning af udbredelsen af nitrat i grundvandet ud fra alle bestemte redoxgrænser indenfor undersøgelsesområdet. Det er vigtigt ikke kun at medtage den øverste redoxgrænse i områder med heterogene hydrogeologiske forhold og flere redoxgrænser i samme borer. Herved opnås der viden om udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne, som er grundlæggende vigtig i forhold til vurdering af grundvandsmagasinerens nitratsårbarhed.

Når redoxgrænsen er bestemt i punkter med XYZ-kordinater inden for det kemiske kortlægningsrum, kan der ske en rumlig tolkning af redoxgrænserne i et GIS-program eller i fx GeoScene 3D. Store forskelle i datatæthed stiller store krav til denne interpolation. Det er erfaringen fra grundvandskortlægningen, at "inverse distance" med en afstands-eksponent på 4 og med en stor søgeradius løser denne opgave godt. Herved prioriteres de nærmeste data meget højt, og de påvirkes ikke meget af data langt fra, samtidig med at der kan trækkes data ind fra lang afstand i ikke-tolkede områder (Miljøstyrelsen, 2017).

### Kvalitetssikring af redoxgrænsen

Når tolkningen af redoxgrænsen kvalitetssikres, anbefales det at forholde sig til følgende:

- Er dybde-kriterierne acceptable, som er brugt til udvælgelse af borerne for det givne område?
- Er alle brøndborerjournaler inddraget i datagrundlaget?
- Er farveskift tolket korrekt (stikprøvekontrol af data)?
- Er det noteret, hvis der optræder flere redoxgrænser i lagserien?
- Er sikkerheden på redoxgrænsen bestemt?
- Hvilken redoxgrænse er interpoleret i et fladedækkende kort (øverste, dybeste etc.)?
- Er metodik for benyttelsen af de anvendte data udførligt beskrevet?
- Er den griddede flade for redoxgrænsen gennemgående, så den kan anvendes i hele området?
- Er der overensstemmelse mellem den interpolerede redoxgrænse og tolkningspunkterne fra boredata?
- Er der overensstemmelse mellem tolkningen af farveskift og redoxkemien?
- Er der en fornuftig sammenhæng mellem terræn, landskabselementer, jordartskort og redoxgrænsen?
- Er der observeret stor forskel i redoxgrænsen i borer, der ligger tæt på hinanden, og kan det forklares ud fra hydrogeologiske forhold?

## 4.6 Kvalitetssikring

Kvalitetssikring inkluderer mange emner i den kemiske grundvandskortlægning. Under kvalitetssikringen arbejdes der med begreberne kvalitetskontrol, usikkerhed og repræsentativitet. Hvert begreb defineres, og i forlængelse heraf er der konkrete anbefalinger for hvilke vurderinger, der bør udføres for hvert kvalitetssikringsniveau.

### Hvad er kvalitetssikring?

Kvalitetssikring i grundvandskemisk kortlægningsarbejde defineres som en planlagt og systematisk arbejdsproces, der skal forebygge eller begrænse effekten af kendte fejltypen, således at der kan opnås det ønskede kvalitetsniveau i den kemiske kortlægning. Dette indebærer, at der aktivt er taget stilling til, at ikke alle kendte fejl og mangler kan undgås, men at der er valgt et kvalitetsniveau, der balancerer ressourcer og kvalitetskravene for den pågældende opgave.

Det anbefales at opbygge et kvalitetssikringssystem, hvor der ikke bruges uforholdsmæssigt meget tid på at identificere og rette enhver tænkelig fejl, således at der er for få ressourcer til selve tolkningsarbejdet.

Arbejdet med at fastlægge kvalitetssikringens omfang er dynamisk, erfaringsbaseret og bør løbende justeres.

Det anbefales at anvende flest muligt automatiserede rutiner frem for manuelle procedurer for at dokumentere og sikre en løbende optimering af processen og minimere omfanget af fejl.

Kvalitetssikring i forbindelse med grundvandskemisk kortlægning inkluderer mange emner, herunder GEUS's kontrol af data ved indberetning til Jupiter, kommunernes, regionernes og statens godkendelsesprocedurer af indberettede data, geo-vejledninger, tekniske anvisninger, interkalibreringer, autorisationer, efteruddannelse, m.m. Det anbefales, at inddrage de tekniske anvisninger fra grundvandsovervågningen, specielt den tekniske anvisning for håndtering af kemidata (Thorling, 2012).

Denne vejledning dækker alene kvalitetssikringsopgaver for aktører, der er direkte involveret i den konkrete grundvandskemiske kortlægning.

Det anbefales, at følgende kvalitetssikringsaktiviteter foretages i forbindelse med den grundvandskemiske kortlægning:

- *Kvalitetskontrol af datagrundlag:* Skriftlig dokumentation og accept af datagrundlaget under trin 2, 3 og 4
- *Kontrol for dubletter*
- *Kvalitetskontrol af konklusioner:* Det sikres, at resultaterne fra den grundvandskemiske kortlægning er integreret og sammentolket med de øvrige data fra grundvandskortlægningen, og at disse viderebringes korrekt til de overordnede konklusioner
- *Dialog:* Kortlægningsrapporten fremlægges og drøftes med de involverede parter
- *Kvalitetskontrol af kemiske data:* Der udføres kvalitetskontrol af de enkelte analyse-resultater, ligesom sammenhænge mellem de kemiske data vurderes (se næste afsnit)
- *Usikkerhed og repræsentativitet:* Usikkerheden og repræsentativiteten af resultaterne vurderes (se næste afsnit)

I Danmark har Dataansvarsaftalen (2007) opstillet rammerne for store dele af kvalitetsarbejdet for digitale miljødata, herunder data i Jupiter. Aftalen er indgået mellem Miljøministeriet, KL, Danske Regioner og Den Digitale Taskforce om Danmarks Miljøportal. I denne aftale står bl.a., at data skal kvalitetsmærkes og evt. fejl rettes efter et aftalt system. Ansvar for de

forskellige datatyper er angivet i bilag til aftalen. For grundvandskortlægningen er de særligt relevante datatyper og tilhørende ansvarlige instanser:

- Tilladt indvindingsmængde: Kommune
- Indvunden vandmængde: Vandforsyningen via kommune
- Drikkevandskontrol: Kommune
- Boringskontrol: Kommune
- Grundvandsovervågningen: Miljøstyrelsen
- Grundvandskortlægningen: Miljøstyrelsen

### **Kvalitetskontrol af kemiske data**

Kontrol af kemiske data foretages via en struktureret og automatiseret proces, hvor fejl og mangler i data og datastruktur samt afvigende kemiske data (outliers) identificeres og kommenteres. I forlængelse af kontrollen kan der ske en afklaring af årsagen til problemet samt udbedring eller forkastning af data. Omfanget og prioriteringen af potentielle rettelser bør være indarbejdet i kvalitetssikringsprocedurerne og ligger uden for kvalitetskontrollen (Ernstsen m.fl., 2014).

Det anbefales, at følgende kontrol foretages i forbindelse med den grundvandskemiske kortlægning:

- Identificering af evt. afvigende værdier (outliers) på alle udarbejdede diagrammer og tidsserier og kommentering af disse ved de enkelte grafer. Det anbefales, at afvigende værdier identificeres ud fra en subjektiv vurdering, og at der laves en kortfattet kommentar i teksten
- Beregning af ionbalancen og diskussion af afvigelser over 5 % i rapporten fx i en tabel som tabel 8.1. I princippet bør alle ioner som jern, aluminium, ammonium eller fluorid indgå i beregningerne, hvis indholdet i den konkrete prøve er over ca. 0,5 mg/l. Ideelt set burde laboratorierne kunne overholde 2,5 % i ionbalancen, men da karbonsystemet ofte ændres efter prøvetagning på grund af afgasning af CO<sub>2</sub>, vil en 5 % afvigelse i ionbalancen være et tilstrækkeligt kvalitetskrav til at fange evt. fejl
- Identificering af alle vandprøver med en redoxmodsatning (vandtype X og Y, se figur 4.2) og kommentering af hvorledes den "subjektive vandtype" tildeles i rapporten

Det anbefales, at være opmærksom på en lang række risici, der kan medføre fejl og mangler i vandanalyserne:

- Fejl i boringens identifikation og tilknytning til anlæg
- Analyserne ved indlæsning i Jupiter omregnes til en standard enhed. Det indberettede resultat og den indberettede enhed findes i felterne Amount-Reported og Unit-Reported, mens de tilsvarende beregnede værdier findes i Amount og Unit. Unormale værdier i UnitReported kan tyde på fejl
- Fejlagtig angivelse af koden "grundvand" frem for "drikkevand" i feltet "Vandprøveformål", for prøver udtaget ved enkeltindvindere, hvor der sker vandbehandling og prøven er udtaget i fx køkkenet
- Brug af højere detektionsgrænser end ellers, og/eller uhensigtsmæssig visning af resultater under detektionsgrænsen



- Fund tæt på detektionsgrænsen – usikkerheder er større på resultater tæt på detektionsgrænsen, fx pesticidfund på 0,01 µg/l kan være en falsk positiv, se analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2006)
- Ældre analyser – for især miljøfremmede stoffer og uorganiske sporstoffer er detektionsgrænserne faldet meget betydeligt gennem årene i takt med indførelse af nye analysemetoder
- At værdier med attribut "<" ikke er højere end detektionsgrænsen.
- Falske positive resultater, især ved iltmålinger og miljøfremmede stoffer.
- Enhedsfejl, eksempelvis for ledningsevne (mS/m eller µS/cm)
- Manglende feltfiltrering for specielt kationer i uklart vand eller uønsket laboratoriefiltrering for stoffer, der kan være udfældet i intervallet mellem prøvetagning og filtrering

Når der opdages fejl, mangler eller afvigende analyseresultater, kan årsagen forsøges afklaret. Det anbefales, at der tages en aktiv beslutning om, hvorvidt problemet skal udbedres, eller data skal forkastes. Hvis data forkastes, men ikke rettes, bør det overvejes, hvorvidt der er grundlag for at rette henvendelse til dataejer eller GEUS (kun for data før 2007), for at tilføje en kvalitetssikringskode i Jupiter, der angiver, at resultatet er af tvivlsom kvalitet. Ved mindre væsentlige fejl bør forholdet bemærkes i rapporten.

Rettes der i data der er under 5 år gamle, er det vigtigt, at data rettes hos laboratoriet som så indberetter de rigtige data. Denne procedure skyldes, at laboratorierne skal gemme data i en 5 årig periode, hvorfor det er vigtigt at fejlene også rettes der. Benyttes denne fremgangsmåde ikke, er der risiko for, at rettelsen overskrives, hvis laboratoriet af anden årsag genindberetter analysen.

Kontrollen af kemiske resultater dokumenteres under trin 2, 3 og 4.

### **Hvad er usikkerhed og repræsentativitet?**

Usikkerhed kan forekomme på flere niveauer i forbindelse med grundvandskemisk kortlægning. Ofte tænker man på usikkerheden som nøjagtigheden af den enkelte laboratoriemåling. Denne nøjagtighed kan kvantificeres ved at beregne den sandsynlige afvigelse fra den sande værdi. Normalt vil den analyse-mæssige usikkerhed være så lille, at den er uvæsentlig, og der kan ses bort fra denne i kortlægningens sammenhæng.

Usikkerhed optræder mange steder i måledata

- Analyseusikkerhed (normalt ubetydelig)
- Usikkerhed på den rumlige placering af indtaget
- Usikkerhed på hvor i indtaget hovedparten af vandet strømmer ind
- Usikkerhed på den geologiske tolkning og afgrænsning af magasiner og dæklag

Repræsentativitet defineres her som et udtryk for i hvor høj grad det samlede datasæt, fx målingerne af nitrat, giver et dækkende billede af den kemiske variabilitet inden for kortlægningsområdet. Da den sande værdi ikke kendes, i modsætning til den usikkerhed der eksempelvis er knyttet til laboratoriernes nitratmålinger, kan repræsentativiteten ikke kvantificeres. Vurderingen af repræsentativiteten er derfor altid kvalitativ.

### **Vurdering af usikkerhed og repræsentativitet**

Den væsentligste usikkerhed knyttet til den kemiske grundvandskortlægning findes i forbindelse med kortlægningens endelige konklusioner og sammentolkning (Sandersen m.fl., 2018). Denne usikkerhed er knyttet til det forhold, at kortlægningen indebærer en sammenstilling af en lang række forskelligartede objektive og subjektive data, som hver har deres egne usikkerheder og udfordringer i forhold til repræsentativitet. Ved sammenstilling og sammentolkning af disse data, tilføres der også en tolkningsusikkerhed. Tolkningsusikkerheden er vanskelig at kvantificere, idet den er snævert knyttet til den faglige kompetence hos fageksperterne. En del af formålet med sammentolkningerne er netop at opbygge en konceptuel model, hvor datasæt, der understøtter hinanden, kan medføre, at tolkningsusikkerheden på den sammentolkede model er mindre end usikkerheden på de enkelte datasæt. På denne måde påvirker de øvrige fagområder usikkerheden i forbindelse med den grundvandskemiske kortlægning og omvendt.

Usikkerheden ved kemisk grundvandskortlægning, herunder den usikkerhed der stammer fra dataenes repræsentativitet, har indflydelse på det videre arbejde med sårbarhedskortlægning og indsatsplaner. Derfor er det vigtigt, at usikkerheden videreformidles.

Det anbefales derfor, at der udarbejdes en konklusion vedrørende usikkerhed og repræsentativitet på den grundvandskemiske kortlægning. Denne konklusion har karakter af en vurdering, da det ikke giver mening at lave en kvantitativ konklusion. Konklusionen bør rapporteres særskilt i forbindelse med modelopsætningerne under trin 2 og trin 4 og bør som minimum inkludere omtale af:

- Den grundvandskemiske datatæthed (geografisk, vertikalt og på magasinniveau)
- Vurdering af områdets inhomogenitet/geokemiske kompleksitet
- Usikkerhed i forbindelse med identifikation af problemstoffer
- Usikkerhed i forbindelse med identifikation af geokemiske processer og redoxgrænsen
- Usikkerhed i forbindelse med den geografiske afgrænsning af områder med problematisk indhold af kritiske parametre
- Overensstemmelse mellem kemiske tolkninger og tolkninger fra andre fagdiscipliner

Herudover anbefales det, at usikkerhederne prioriteres, således at der foretages en vurdering af hvilke af de omtalte usikkerheder, der er mest væsentlig for kortlægningen.

## 5. Vandindvinding

Den kemiske grundvandskortlægning forudsætter kendskab til den eksisterende vandindvinding og vandkvaliteten ved de enkelte vandværker. Det skyldes, at viden om vandindvindingen indgår i fortolkningen af de kemiske grundvandsresultater, samt at vandbehandlingen har betydning for egnetheden af grundvandet som drikkevandsressource, og dermed beskyttelsen af grundvandet. Derfor skal der indhentes viden om den nuværende vandindvinding herunder beskrivelse af de enkelte vandværker.

I dette afsnit er det valgt at bruge begreberne drikkevand og grundvand i forhold til vandindvinding, mens der i andre sammenhænge bruges begreberne rentvand og råvand.

### 5.1 Overblik over indvindingsforholdene

Det anbefales at der fremskaffes information om følgende forhold inden for kortlægningsområdet for at få et overblik over indvindingsforholdene:

- Områdets vandforsyningsstruktur
- Vandkvaliteten ved aktive vandværker for grundvand og drikkevand
- Tidslig udvikling i vandkvalitet for grundvand og drikkevand
- Arealanvendelsen i oplandene
- Hydrogeologiske forhold på kildepladen og i oplandet
- Indvindingens størrelse og fordeling
- BNBO (boringsnære beskyttelsesområder)
- Forventelige ændringer i indvindingsforholdene

Selve vandværksbeskrivelsen har ofte et bredere formål end udelukkende at bidrage med viden om de vandkemiske forhold på vandværkerne. Vandværksbeskrivelserne er, sammen med vandforsyningsplanen, af væsentlig betydning for den hydrologiske modellering i kortlægningsområdet, idet den giver den nødvendige viden om indvindingsstrategien og fremtidige ændringer i forsyningsstrukturen i området, hvilket er en forudsætning for fastlæggelse af de hydrologiske oplande. Kendskab til indvindingsoplandene er en forudsætning for afgrænsning af kortlægningsområdet, som skal udføres i trin 1 under projektforbereðelsen.

### 5.2 Samarbejde med kommuner og vandværker

Det anbefales at tage kontakt til de implicerede kommuner og vandværker, før beskrivelsen af vandindvindingsforholdene igangsættes. Kommunerne er den ansvarlige myndighed for vandforsyningerne, herunder vandværker, markvandingsboringer mm.

Det anbefales, at det i samråd med de involverede kommuner besluttet, hvilket detaljeringsniveau der er behov for i forhold til vandværkernes indvindingsstrategi og vandkvalitet. I de fleste tilfælde vil der allerede eksistere tilstrækkeligt detaljerede vandværksbeskrivelser, fra

eksempelvis vandforsyningsplanerne eller tidligere udført grundvandskortlægning, som direkte kan indgå i den kemiske grundvandskortlægning.

## 5.3 Overordnet beskrivelse af vandindvindingen

### Almene vandværker

Vandforsyningsstrukturen inden for kortlægningsområdet beskrives med udgangspunkt i de kommunale vandforsyningsplaner for almene vandværker, såfremt disse er udarbejdet og er tilstrækkeligt opdaterede. Det er vigtigt at beskrive, hvilken tidsperiode den eksisterende vandforsyningsplan dækker, og tidspunktet for det seneste kommunale vandværkstilsyn, for at kunne vurdere, hvor opdaterede informationerne er. Dette gælder ikke mindst forhold, som er relevante for den videre prioritering i den efterfølgende kortlægning og hydrologiske modellering, så som den ønskede vandforsyningsstruktur, vandværkers indbyrdes placering, deres rolle/prioritering i forhold vandforsyningsplanen, herunder planer for nedlæggelse/udbygning af vandværker m.v.

### Andre indvindinger

Inden for hele kortlægningsområdet er det vigtigt at kende den samlede størrelse af vandindvindingerne, herunder om oplandet fra forskellige indvindinger er overlappende. Der skal derfor også indsamles oplysninger om indvindingen fra enkeltindvindere, markvandingsanlæg, industri, afværgeboringer m.v. Dette er nødvendigt for at få overblik over den samlede indvindings effekt på grundvandets kvalitet, så der evt. kan prioriteres i forbindelse med indsatsplanlægningen.

Der skal så vidt muligt redegøres for indvindingernes:

- Placering
- Indvindingstilladelse
- Udløb af tilladelse
- Indvindingens formål
- Grundvands- og drikkevandskvalitet

Disse andre indvindinger kan afbildes på et kort med fx en cirkel, hvis størrelse angiver indvindingens størrelse, en farve som angiver anvendelsen og en label med indtagsdybde. Vær opmærksom på at disse data allerede kan være indhentet og beskrevet i forbindelse med udarbejdelsen af den hydrologiske model.

### Påvirkning af grundvandspotentiale

Indvinding af vand påvirker grundvandets potentialeforhold og strømningsmønster. En større sænkning af vandspejlet kan, udover at have en negativ effekt på afstrømningen i vandløb m.v., også påvirke grundvandets kvalitet fx mht. sulfat og nikkel. Større afsænkninger bør derfor kommenteres, og tolkninger af vandets kvalitet bør foretages i lyset af, hvordan vandindvindingen har påvirket potentialet i indvindingsoplandet.

Særlige problemstillinger er knyttet til kraftig lokal afsækning som følge af en u hensigtsmæssig pumpestrategi. Dette kan fx give saltvandspåvirkning eller trække nitrat og pesticider ned i grundvandsmagasinet.

### **Nedlagte vandværker**

Det anbefales, at indhente information om nedlagte vandværkers placering og om årsagen til, at de er lukkede. Derved opnås en meget vigtig viden om problemstoffer i området som fx nitrat og pesticider, der ellers ikke er umiddelbart tilgængelig, idet overvågningen af grundvandet i lukkede indvindingsboringer ophører.

Mange vandværker og vandværksboringer blev lukket på grund af for højt nitratindhold i 1970'erne og 1980'erne. Data herfra mangler ofte i Jupiter, hvorfor viden om grundvandets nitratindhold i området ofte vil være usynlig ved en hurtig gennemgang af et dataudtræk indenfor kortlægningsområdet.

Det anbefales, at der som led i trin 1 af den kemiske grundvandskortlægning vurderes, om indsamlede data fra lukkede vandværker skal digitaliseres og lagres i Jupiter.

### **Enkeltindvindere**

Indberetning af vandanalyser fra enkeltindvindere er i en del kommuner mangelfulde i Jupiter, og en del af de ældre data kan findes i undermapper i Jupiter (Jensen, 2016). Disse prøver er ofte analyseret for nitrat og få andre stoffer og giver mulighed for at forøge data-tætheden betydeligt. Enkeltindvindere har ofte forholdsvis korte boringer, som er påvirkede af overfladeforurening fra både nitrat og pesticider (Brush m.fl., 2004; Schullehner & Hansen, 2014), og disse data kan derfor være vigtige i forhold til at beskrive nitratpåvirkningen af de øvre grundvandsmagasiner.

### **Problematiske stoffer**

Hvis der i et kortlægningsområde findes grundvand med en kvalitet, der er uegnet til drikkevand, bør det vurderes, om de problematiske kemiske stoffer kan fjernes ved almindelig vandbehandling. Dette kan være naturligt forekommende stoffer som brunt vand, metan osv. der giver særlige tekniske udfordringer og derfor i praksis begrænser indvindingsmulighederne.

Hvis der identificeres fund over grænseværdien i grundvand, som bruges til drikkevand, skal ordregiver orienteres med det samme, for at sikre orientering af berørte personer og relevante myndigheder.

Såfremt der er tilstrækkeligt med data, bør den tidlige udvikling for disse stoffer vurderes. Det gælder særligt, hvis den eksisterende indvinding har mobiliseret det underliggende saltvand, nærliggende havvand, eller trukket yngre (evt. nitrat/pesticidholdigt) grundvand ned fra de øvre magasiner. På dette grundlag vurderes områdets indvindingsmuligheder.

## **5.4 Vandværksbeskrivelse**

Vandværket og dets boringer skal placeres i en hydrogeologisk sammenhæng før beskrivelse af de vandkemiske forhold på kildepladsen.

### **Hydrogeologiske forhold på kildepladsen**

Det anbefales, at beskrive de hydrogeologiske forhold på kildepladsen:

- Boringernes indbyrdes placering på et kort
- En tabel med boringernes DGU nr., alder, filterinterval, historik og status.
- Beskrivelse af magasinbjergart og dæklag på kildepladsen
- Et geologisk profiltværsnit på kildepladsen
- Størrelse og udløbsdato for indvindingstilladelsen
- En tidsserie for oppumpede vandmængder
- Indvindingsstrategien fordelt på boringer og over tid, hvis relevant
- Plot af pejledata fra indvindingsboringer
- Data fra eventuelle prøvepumpningsforsøg
- Redoxgrænsens beliggenhed baseret på farvebeskrivelser fra boringerne

Visualiseringen af ovenstående kan suppleres med en kort prosatekst, der beskriver de geologiske forhold på kildepladsen samt karakteristika ved grundvandsmagasinet, fx hvorvidt magasinet er frit eller spændt, hvorvidt der findes andre nærtliggende magasiner, og om der lokalt forventes at være hydraulisk kontakt mellem de forskellige magasiner.

### **Hydrogeologiske forhold og arealanvendelse i oplandet**

Grundvandskvaliteten er meget afhængig af den geologiske opbygning og arealanvendelsen i indvindingsoplandet, såsom punktkilder eller andre forureningskilder, værdifulde natur- og vådområder og vandløb, der kan lægge begrænsninger for oppumpningen.

Det anbefales, at beskrive de hydrogeologiske forhold i oplandet med GIS temaer som:

- Kortlagte forurenede grunde fx vist på orthofoto
- Lertykkelseskort for oplandet og den forventede afgrænsning af det grundvandsdannende opland, hvis det er fremstillet på tidspunktet for vandværksbeskrivelsen
- Boringer med vandkemiske analyser i oplandet, angives med DGU-nr., filterdybde og evt. anvendelse
- Samtlige boringer i oplandet og deres anvendelse. Nogle af disse kan evt. prøvetages i trin 3
- Kort over arealanvendelser, fx målsatte naturtyper, by- og/eller skovområder
- Evt. potentialekort fra vandværkets opland, hvis et sådant findes
- Indvindingsmængde og oplande

### **Særlige forhold**

Hvis der på vandværket er særlige aktiviteter, eksempelvis avanceret arsenfjernelse, skal det nævnes i vandværksbeskrivelsen.

### **Kvaliteten af grundvandet**

Grundvandskvaliteten på det enkelte vandværk skal vurderes i lyset af kvalitetskravene ved drikkevandsproduktionen. Det vil sige, om en simpel vandbehandling af grundvandet giver en vandkvalitet, der kan opfylde bekendtgørelsens krav til drikkevand. Såfremt grundvandet ikke umiddelbart er anvendeligt som drikkevand på grund af fx nitrat, pesticider, aggressivt kuldioxid eller meget højt arsenindhold, bør det bemærkes, idet det kan have betydning for

vurderingen af grundvandet egnethed som drikkevandsressource, og dermed for behovet for beskyttelse.

Det anbefales at optegne tidsserier for relevante parametre, for at kunne vurdere vandkvalitetens stabilitet. Se nedenfor i afsnit 5.4.

Det anbefales at følgende parametre vurderes. Derudover kan der være lokale forhold, som betinger at andre stoffer skal inddrages, fx fosfor og NVOC.

- Nitrat
- Sulfat
- Klorid
- Vandtype
- Forvittringsindeks
- Redoxforhold
- Ionbytning
- Uorganiske sporstoffer
- Miljøfremmede stoffer
- Behandlingskrævende stoffer som fx metan, ammonium og jern m.v.

De beregnede vandkemiske parametre beregnes efter formlerne vist i tabel 4.3.

Det anbefales at inddrage viden om den tekniske tilstand af indvindingsboringerne, således at fejltolkninger på grund af utætte borer og undgås. Boringernes tekniske tilstand fremgår ofte af kommunernes tilstandsrapporter. I det omfang der identificeres vandprøver, der er påvirket af tekniske forhold, vil disse ikke være relevante for den grundvandskemiske kortlægning, og det må sikres, at disse data udgår af det datasæt, som der arbejdes med.

### **Drikkevandskvalitet**

Hvor meget der skal gøres ud af drikkevandskvaliteten afhænger af antallet af kildepladser/boringer og det generelle datagrundlag på det enkelte vandværk. Drikkevandskvaliteten bør kun kommenteres i det omfang, den kan bidrage med yderligere information om vandkvaliteten i magasinet. Dette er især interessant, hvis der er få eller ingen grundvandsanalyser, eller vandværket kun råder over en eller to borer.

## **5.5 Tidslig udvikling**

Vandindvinding påvirker og forcerer ofte den naturlige udvikling i grundvands kemi. Derfor er det særlig relevant at have fokus på den tidslige udvikling i vandkvaliteten i indvindingsboringerne og i nærtliggende borer. Tidsserieanalyser af vandkvaliteten er et centralt element i vandværksbeskrivelserne.

### **Formål**

Formålet med at analysere den tidslige udvikling af grundvandskvaliteten er at kunne vurdere påvirkningen over tid fra vandindvinding, arealanvendelse og andre menneskelige aktiviteter og identificere eventuelle stigende eller faldende tendenser.

Formålet med tidsserierne er derfor ikke alene at vurdere, hvorvidt enkeltstoffer nærmer sig grænseværdien. Sammenstilling af den tidlige udvikling i vandkvalitet med indvindingsstrategi og -mængde vil kunne afsløre geokemiske processer i både magasin og dæklag, der har betydning for den fremtidige grundvandskvalitet.

Derudover anbefales det, at tidsserierne anvendes til kvalitetssikring af de kemiske data. Optræder der enkelte prøver med koncentrationer, der afviger væsentligt fra de normale niveauer i området eller tidligere værdier fra samme filter af et givet stof, skal det altid undersøges, hvorvidt dette er et udtryk for en reel ændring i vandkvaliteten eller om det skyldes fejlanalyser, indberetning for forkert boring, enhedsfejl eller lignende.

### **Datagrundlag**

Grundvandet i indvindingsboringer analyseres hvert 3. til 5. år, afhængig af indvindingens størrelse. Analysehyppigheden for drikkevand er langt større ved de almene vandværker, mens drikkevandet hos enkeltindvindere typisk analyseres hvert 5. år.

### **Kvaliteten i indvindingsboringerne**

Tidsserier for grundvand i indvindingsboringerne bidrager med vigtig information omkring de geokemiske forhold i selve magasinet. Vandkvaliteten kan i visse tilfælde også være påvirket af vand, der er trængt ned langs boringen, såfremt denne ikke er udført korrekt, se kapitel 6.

Det anbefales i det omfang, der er tilstrækkeligt med data, at lave tidsserier for såvel aktive som nedlagte/sløjfede boringer, idet særligt sidstnævnte kan afsløre potentielle problemer for kildepladsen og for området.

### **Tidsserieanalyser**

Det anbefales som minimum at optegne tidsserier for følgende stoffer:

- Klorid, fordi stoffet er konservativt og normalt er stabilt
- Nitrat, dog kun hvis der er nitrat > 5 mg/l i boringerne, eller hvis der er tegn på, at vandtypen er ved at ændre sig fra reduceret til oxideret
- Sulfat, da det kan indikere pyritoxidation
- Ionbytning, fordi det kan indikere, om der trækkes salt grundvand/vejvand til boringen

Derudover kan der optegnes tidserier for andre problematiske stoffer som fx ammonium, mangan, fluorid, NVOG (brunt vand) eller miljøfremmede stoffer herunder pesticider.

### **Anvendelse af drikkevandsdata i tidsserier**

Drikkevandsdata inkluderer analyser på drikkevandsprøver udtaget efter vandet forlader vandværket. Den tidlige udvikling i drikkevandet bør udarbejdes for nitrat, sulfat og klorid. Førre drikkevandsanalyser anvendes til tidsserieanalyser skal følgende overvejes:

- Antallet af kildepladser hvorfra der kan blandes vand til drikkevand
- Antal boringer, deres indbyrdes placering samt dybde og placering af indtag
- Indvindingsstrategi
- Antal vandbehandlingsanlæg



De nævnte parametre indikerer, hvilken indvindingsteknisk kompleksitet drikkevandets kemiske sammensætning afspejler, og dette er afgørende for anvendeligheden af data. Jo større variation i grundvandets sammensætning i de enkelte borer, jo mindre nytte har man af tidsserier på drikkevand.

Drikkevandet er ikke repræsentativt for alle stoffer i grundvandet. Indholdet ændres for mange kemiske stoffer efter en simpel vandbehandling i form af iltning og filtrering. Dette gælder fx jern, mangan, aggressiv CO<sub>2</sub>, svovlbrinte, ammonium, nitrit, hydrogenkarbonat og dermed også forvittringsindekset, pH og arsen. Man skal særligt være opmærksom på, at ammonium ved almindelig vandbehandling oxideres til nitrit eller nitrat, så lave koncentrationer af nitrat i drikkevandet ikke nødvendigvis hænger sammen med, at der er nitrat i grundvandet (0,5 mg/l NH<sub>4</sub> bliver til 1,7 mg/l NO<sub>3</sub>).

På mindre vandværker med blot en eller to indvindingsboringer betyder den forholdsvis store analysehyppighed af drikkevand i forhold til grundvand, at drikkevandet ofte med fordel kan anvendes i den tidlige analyse. Drikkevandskvaliteten vil i praksis bestå af ethvert tænkeligt blandingsforhold af vandbehandlet grundvand fra de aktive indvindingsboringer.

Tidsserier for drikkevandsanalyser skal derfor alene ses som et supplement til tidsserierne på de enkelte indvindingsboringer. Når der tages tilstrækkeligt hensyn til den bias, der introduceres på de vandbehandlingsfølsomme stoffer og variationer i grundvandets sammensætning i de enkelte borer, så er drikkevandsanalyser trods begrænsningerne nyttige, når der er få grundvandsanalyser til rådighed.

## 6. Indsamling af nye data

Indsamling af nye data foregår under trin 3 og tager udgangspunkt i analyseprogrammet og databehovene fra trin 2. Der er i dette kapitel en detaljeret redegørelse for sedimentkemiske analyser, idet disse oplysninger ikke er tilgængelige på dansk i andre sammenhænge, og der derfor ikke kan henvises til relevant lettilgængelig litteratur.

### 6.1 Databehov og prøvetagningsstrategi

Efter en nærmere gennemgang af eksisterende data under trin 2 skal det afklares, hvilke behov der er for at indhente supplerende data vedrørende:

- Grundvandets kemiske sammensætning
- Dæklagenes geokemiske egenskaber
- Grundvandsmagasinernes geokemiske egenskaber

Når behovet for nye data er afklaret, skal der ske en afvejning af, hvorledes disse behov bedst dækkes i forhold til den økonomiske ramme for kortlægningen. Indsamling af vandanalyser fra eksisterende borer er billigt i forhold til at etablere nye borer med nye filtre. Til gengæld er der en binding på de eksisterende borerings geografiske placering og filterdybder og længder.

I det omfang eksisterende borer anvendes til prøvetagning, bør man være meget kritisk over for forhold som:

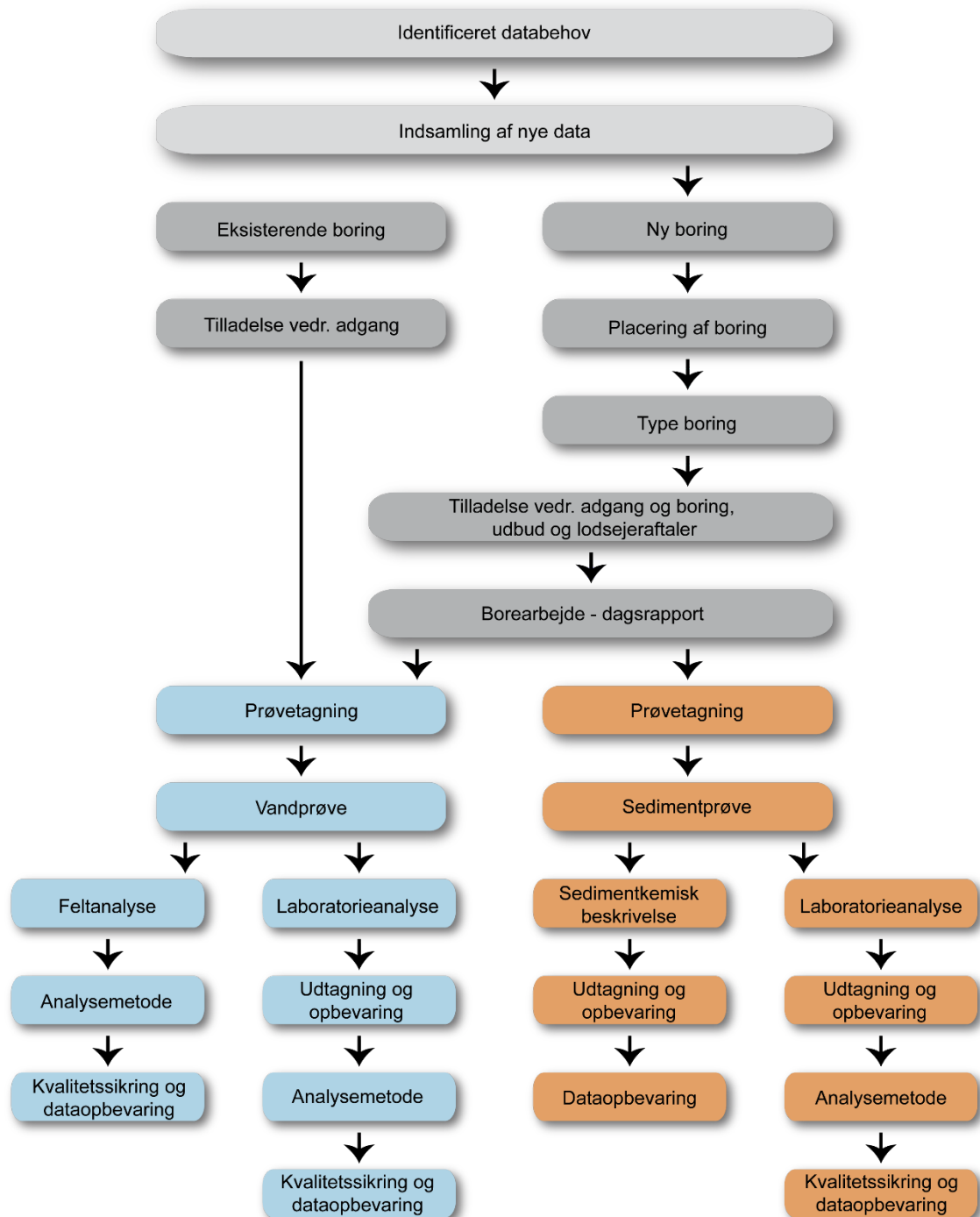
- Filterlængder og placering (er filterintervallet kendt, er det for langt eller dybt?)
- Boringens tekniske kvalitet (er der en tæt boringsafslutning?)
- Adgangsforhold
- Markvandingsboringer (er ofte lukkede i vinterhalvåret)
- Prøvetagningssted (er der mulighed for at udtage en grundvandsprøve)

Der kan være et behov for at etablere et antal nye borer, hvor filterplaceringen kan fastlægges optimalt i forhold til manglende viden. Da borer også bidrager med vigtige informationer til afklaring af den geologiske opbygning for området, anbefales det, at borearbejdet koordineres med de øvrige hydrogeologiske undersøgelser for undersøgelsesområdet.

Indsamling af nye data vil ofte strække sig over en længere periode. På figur 6.1 er vist et diagram over de trin, der kan indgå i processen. Det er vigtigt at være opmærksom på, at nogle trin indebærer en risiko for forsinkelse af arbejdsprocessen. Dette gælder især hele forberedelsesfasen, hvor der skal etableres kontakt til ejerne af eksisterende borer og udarbejdes tilladelser til borearbejdet hos lodsejer og kommune.

Det anbefales, at al prøvetagning af vandprøver finder sted under iagttagelse af de retningslinjer, der er angivet i de tekniske anvisninger for grundvandsovervågningen (Thorling, 2012). Specielt skal der altid anvendes pumpekemaer, der dokumenterer prøvetagningen, herunder renpumpningstid, ydelse og sænkning, samt stabiliteten af feltanalyserne.

Analysekvaliteten af de udførte analyser skal følge Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b).



Figur 6.1. Diagram over det tidsmæssige forløb i forbindelse med indsamling af nye data fra eksisterende borer eller nye borer.

## 6.2 Valg af boringer

### Boringstyper

Der findes en lang række boremetoder, der kan anvendes i forbindelse med indsamling af jord og vandprøver, og som på forskellig vis kan honorere de kvalitetskrav, der bør stilles i forbindelse med løsning af en boreopgave. Ofte kan der med fordel anvendes flere forskellige boremetoder i et kortlægningsområde for at dække de forskellige behov bedst muligt.

Ingen boringer kan dække alle ønsker til geologisk og hydrogeologisk information, sedimentprøver og vandanalyser på en gang. Da borearbejdet ofte planlægges i samspil med den hydrogeologiske kortlægning, skal der udarbejdes en samlet strategi for at dække behovet for de forskellige datatyper.

Det vil derfor ofte indebære, at der anvendes flere forskellige boremetoder, eksempelvis en kombination af dybe skylleboringer, korte snegleboringer, Geoprobe-boringer og ellog-boringer. Tabel 6.1 giver en oversigt over fordele og ulemper ved forskellige boringsmetoder i forhold til indsamling af forskellige datatyper til kemisk kortlægning, herunder mulighed for filtersætning.

Når antallet, typen og placeringen af boringerne er aftalt, skal der indhentes tilladelse til at udføre boringerne hos lodsejerne og kommunen.

Tabel 6.1 Oversigt over forskellige boremetoder samt deres anvendelighed i forbindelse med indsamling af vand- og sedimentprøver samt filtersætning (delvis efter Ditlefsen m. fl., 2008).

Boremetode		Prøve	Anvendelse*	Boreddybde	Borediameter
Tørboring	Slagboring	Sandspand	SA, FVP	30-50 m	8"-16"
	Rotationsboring	Snegl	SA, GP, FVP	0-30 m	3"-12"
Skylleboring	Direkte skylning	Cuttings/ Løst materiale	FVP	0-200 m	6"-12"
	Omvendt skylning		FVP	0-200 m	6"-12"
	Lufthæveboring		(SA), GP, FVP	20-200 m	10"-20"
Kerneboring	Slagboring	Kerner	SA, GP	0-50 m	2"-4"
Geoprobe-boring	Direct push	Kerner /vandprøver	SA, GP, FVP, V	0-30 m	Ca. 50 mm
El-logboring	Rotationsboring	Sammenblandede prøver	V, SA, GP, FVP	0-80 m	4"-8"

\* FVP: Filtersætning til vandprøvetagning og pejling; GP: Geologisk prøvebeskrivelse; SA: Sedimentprøver til kemisk analyse og V: Vandprøveudtagning, niveaubestemt.

### Praktiske forhold

Der tages udgangspunkt i oversigten over eksisterende boringer i området fra trin 2. Disse gennemgås for at vurdere, hvilke der er egnede til prøvetagning. Der udarbejdes en samlet oversigt, med oplysninger om

- Filterinterval
- Geologisk information (findes der borejournal, boring i brønd etc.?)
- Hidtidig(e) prøvetagning(er), evt. med resultater

- Boringens anvendelse
- Ejerforhold, kontaktperson og telefonnummer.

Når ejeren kontaktes, skal der ud over tilladelse til prøvetagning, også give tilladelse til adgang til boringen, prøvetagningssted etc. Det bemærkes, at markvandingsboringer kan være lukket ned for vinteren, og det kan være forbundet med ekstra omkostninger at få dem aktiveret. Husholdningsboringer kan mangle tappested for grundvand, og etablering af en sådan kræver medvirken fra en smed eller anden fagperson.

Først når alle de praktiske forhold er afklaret, vil der være et overblik over, hvor mange prøver, det er praktisk muligt at indhente fra eksisterende boringer.

### **Analyseprogram**

Analyseprogrammet sammensættes af faste pakker af stoffer, fx med udgangspunkt i Grundvandskortlægningens, grundvandsovervågningens eller boringskontrollens pakker, med hovedbestanddele, miljøfremmede stoffer, pesticider mv. Der skal ved sammensætning af analyseprogrammet tages særligt hensyn til identificerede problemstoffer og tidligere fund i området samt stoffer, som er anvendt i området.

### **Feltanalyser**

I alle vandprøver måles ilt, ledningsevne, pH, temperatur og redoxpotentiale i felten som beskrevet i teknisk anvisning fra grundvandsovervågningen (Thorling, 2012).

Alle feltanalyser påføres analyserekvisitionen til laboratoriet, hvorved det sikres, at de overføres sammen med resultaterne af laboratorieanalyserne til Jupiter.

Moderne feltfotometre giver mulighed for retningsgivende analyseresultater for en lang række parametre, hvor prisen og ofte også kvaliteten er konkurrencedygtig. Af praktiske grunde er det dog ikke formålstjenligt at anvende feltanalyser, undtagen i situationer, hvor der ønskes et meget hurtigt analyseresultat, sammenlignet med en typisk analysetid på 2-5 uger for laboratorieanalyser.

Måling af sulfid kan ofte være særlig vanskelig, idet stoffet nemt tabes under prøvetagningen. Selv lave koncentrationer af sulfid i vandprøven kan tydeligt lugtes. Hvis der er særlig fokus på denne parameter, anbefales det at lave kontrolanalyser i felten med simple kolorimetriske analysekits.

Strips kan anvendes til at undersøge tilstedeværelsen af nitrat i grundvandet, men kan ikke anvendes til at kvantificere indholdet. Nitratstrips kan med fordel anvendes sammen med farvebeskrivelser af sedimentet til beslutning om filterplacering.

### **Laboratorieanalyser**

Før udtagning af prøverne skal analyseprogram og flaskehåndteringen aftales med laboratoriet. Prøveudtagningen skal ske i overensstemmelse med teknisk anvisning fra grundvandsovervågningen (Thorling, 2012).

Det skal afklares, hvorledes kvalitetssikringen af analyser skal ske, når analyseresultaterne ligger i Jupiter i ikke godkendt form.

### **6.3 Vandkemiske data fra nye boringer**

Vandkemiske analyser kan både udføres på vandprøver udtaget fra færdigt udbyggede boringer og fra nyetablerede boringer. I begge tilfælde er det vigtigt at tage højde for, at prøverne kan være påvirkede af borearbejdet. Ved ellogboringer er det specielt suspenderet stof, der udgør et problem for vandanalyserne, og det er ikke altid muligt at filtrere prøverne, uden at disse iltes, medmindre der anvendes specialudstyr.

#### **Praktiske forhold**

Når boringen har nået den ønskede dybde, filtersættes den. Det anbefales, at der så vidt muligt sættes flere filtre i samme boring, så grundvandets sammensætning i forskellige dybder kan vurderes. Til støtte for valg af filtersætningsdybden anvendes den foreløbige beskrivelse af de gennemborede lag samt evt. analyseresultater fra vandprøver, udtaget under borearbejdet.

Hvis det er muligt, filtersættes over og under redoxgrænsen eller forsuringsfronten samt i de lag, der er relevante for en overordnet forståelse af ressourcens kvalitet. Filtersætningen bør ske i samarbejde med den øvrige hydrogeologiske kortlægning, idet fx potentialer i de filter-satte lag er vigtige oplysninger.

Af hensyn til at få vandprøver og potentialer fra veldefinerede lag, anbefales det at anvende filterlængder på mindre end 2 meter. Antallet af filtre, der er plads til i en boring, vil afhænge af dimensionerne af selve boringen, og det anbefales at vælge dimensioneringen, så der er plads til 3-4 filtre med et forerør med en indre diameter på 63 mm. Denne dimensionering sikrer, at en passende dykpumpe senere vil kunne nedsænkes.

Ren- og forpumpning af boringen før prøvetagning er helt afgørende for prøvens kvalitet og repræsentativitet. I boringer, hvor der er anvendt boremudder, kan boremudderet give anledning til en mere reduceret vandprøvekvalitet i prøven end i magasinet ud for indtaget, og boremudderets ofte store ionbytningskapacitet kan også give betydelige fejl på analyseresultatet.

Det anbefales, at nye boringer prøvetages med mindst 6 måneders mellemrum for at dokumentere, om den første prøve var påvirket af borearbejdet. Indsvingningstiden for vandkvaliteten i nye boringer, der ikke anvendes til vandindvinding, kan være flere år, hvis ikke der er foretaget en tilstrækkelig renpumpning efter borearbejdet for derigennem at reducere boremudderets påvirkning på vandkvaliteten.

For yderligere detaljer henvises til teknisk anvisning fra grundvandsovervågningen (Thorling, 2012).

### **Analyseprogram**

Analyseprogrammet sammensættes med fordel af faste pakker af stoffer, fx med udgangspunkt i grundvandskortlægningens, grundvandsovervågningens eller boringskontrollens pakker med hovedbestanddele, miljøfremmede stoffer, pesticider mv. Der kan nogle gange være behov for at udtage prøver under selve borearbejdet, hvis det er en fordel med et hurtigt analyseresultat, idet der skal træffes beslutning om filtersætning eller om at bore videre. Dette gælder fx i forbindelse med ellogboringer. Moderne feltfotometre giver under rette brug hurtige og nyttige resultater, fx i løbet af borearbejdet, for mange hovedbestanddele, som eksempelvis for nitrat og klorid.

### **Feltanalyser**

Feltanalyserne foretages som beskrevet i afsnit 6.2 "Valg af boringer".

### **Laboratorieanalyser**

Når der udtages prøver i nye boringer, er det vigtigt, at laboratoriet hurtigst muligt modtager oplysninger om boringens DGU nr. og anden ID, der er nødvendig for prøvens håndtering i laboratoriet og senere i Jupiter. Det er derfor vigtigt, at der indhentes et DGU nr. hos GEUS, i samme øjeblik borearbejdet går i gang. I øvrigt henvises til afsnit om laboratorieanalyser i eksisterende boringer.

## **6.4 Sedimentkemiske data fra nye boringer**

I forbindelse med den grundvandskemiske kortlægning kan der udtages prøver til forskellige sedimentkemiske analyser, herunder bl.a. til bestemmelse af jordlagenes nitratreduktionskapacitet.

Sedimentkemiske data fra nye boringer omfatter

- Sedimentkemisk beskrivelse af prøverne i felten eller hurtigst muligt efter prøvetagning
- Sedimentkemiske analyser i laboratoriet

### **Udtagning af sedimentprøver i felten**

De sedimentkemiske prøver bør udtages efter en nøje gennemtænkt prøvetagningsstrategi, hvor krav til prøvetagningsdybder, homogenisering, sammenblanding af prøver, neddeling etc. beskrives. Prøvetagningsstrategien skal sikre, at prøverne er repræsentative for de geologiske enheder, hvorfra der ønskes geokemiske informationer.

Vedrørende prøvetagningsstrategier og tolkningsmuligheder kan der for nærværende hentes inspiration fra Århus Amt (2006a), hvor der er givet forslag til en metode til optimering af den sedimentkemiske prøvetagning, som tager udgangspunkt i prøvetagningsteori TOS: Theory of Sampling (Esbensen & Wagner, 2015).

Det anbefales, at der udtages sedimentprøver fra hver meter i boringen samt ved lagskifte, hvis der ikke foreligger en specifik strategi for udtagningen af sedimentprøver. Anvendes GeoProbe er det muligt med endnu tættere farvebeskrivelser, uden væsentlige meromkostninger.

## Emballering af sedimentprøver

Før sedimentprøverne emballeres, renses de grundigt for materiale, der stammer andre steder fra i boringen. Luftens indhold af ilt påvirker kun i ubetydelig grad den kemiske og mineralogiske sammensætning af sedimentprøver fra den oxiderede zone, mens prøver fra den nitratholdige og den reducerede zone påvirkes ved kontakt med atmosfæren.

Til brug for de efterfølgende analyser skal der normalt kun bruges ganske lidt materiale, men det anbefales, at der udtages 100-200 g prøve, som hurtigst muligt emballeres for at undgå udtørring og eventuel iltning af prøven. Det anbefales, at anvende en lufttæt emballage, eksempelvis metaldåser, hvor sedimentprøven indledningsvis er anbragt i en plasticpose for at sikre, at der ikke sker en afsmitning fra dåsen. Alternativt diffusionstætte poser, der er tilstrækkeligt holdbare til at tåle håndtering af relativt tunge prøver.

Tabel 6.2. Oversigt over hvorledes sedimentprøver anbefales opbevaret i felten efter udtagning samt i perioden fra udtagning og indtil analyse. Hvis der skal foretages flere analyser på den samme jordprøve, opbevares prøven ved den laveste temperatur, som analysepakken foreskriver.

Sedimentanalyse	Opbevaring af sedimentprøve					
	I felten			Indtil analyse		
	Frys	Køl	Lufttemp.	Frys	Køl	Stuetemp.
<b>Kornstørrelsesfordeling</b>			•			•
<b>Organisk stof (TOC)</b>	•	•		•		
<b>Pyrit</b>	•	•		•		
<b>Ferro-jern</b>	•	•		•		
<b>Reduktionskapacitet</b>	•	•		•		

Sedimentprøver, der skal opbevares frosne, overføres hurtigst muligt, normalt ved ophør af dagens arbejde, til en fryser, hvor de opbevares indtil analyse (se tabel 6.2).

## Sedimentkemisk beskrivelse i felten

Det anbefales, at sedimentprøverne beskrives i felten, umiddelbart efter de er udtaget. Prøvebeskrivelserne omfatter:

- En geologisk beskrivelse
- Påvisning af kalk, med saltsyre (10 % HCl). Hvis det bruser, er det en positiv indikator for kalk. Oplysninger om kalkindholdet bidrager til en kortlægning af kalkfrie zoner, herunder udbredelsen af den sure front, der sammen med andre data om redoxforhold bidrager til kortlægningen og beskrivelse af forskellige geokemiske miljøer. Dybereliggende kalkfrie zoner kan ligeledes indgå i kortlægningen af hydraulisk aktive lag
- Påvisning af organisk stof med natriumhydroxid (3 % NaOH). Mørkfarvning af prøven er en positiv indikator for organisk stof
- Påvisning af manganoxider med brintoverilte (10 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Mørkfarvning af prøven er en positiv indikator for manganoxider
- Beskrivelse af sedimentets farve. Sedimentprøvens basisfarve og farvemønstre beskrives ved brug af et farvekort. Det anbefales, at anvende Munsell soil color charts. Iltede jordlag er typisk gule, gulbrune, brune og gråbrune farver, mens reducerede jordlag er grå, brungrå, grågrønne eller sorte. Afhængig af boremetode kan det være



ønskeligt at beskrive såvel sediments egenfarve som skyllevandets farve, idet nogle prøver har en stærk egenfarve, som dækker over bl.a. jernoxider, der kun kan iagttages i skyllevand

### **Sedimentkemisk beskrivelse i laboratoriet**

Sker den sedimentkemiske prøvebeskrivelse ikke i felten, stilles der ikke yderligere krav til opbevaring, idet det dog anbefales, at beskrivelsen finder sted hurtigst muligt, efter at sedimentprøverne er udtaget. Prøvebeskrivelsen i laboratoriet sker efter samme fremgangsmåde som ovenfor beskrevet i afsnittet "sedimentkemisk beskrivelse i felten".

### **Sedimentkemiske analyser i laboratoriet**

Normalt foretages målinger af nitratreduktionskapacitet på finjordsfraktionen (< 2 mm). I sedimenter, hvor finjordsfraktionen (<2 mm) udgør en ringe del (10-20 %) af den totale sedimentprøve, anbefales det at supplere med kornstørrelsesanalyser, til brug når redoxkapaciteten skal beregnes. For langt de fleste typiske sedimenter vil det ikke være nødvendigt at bestemme kornstørrelsessammensætningen forud for beregningen, idet andre usikkerheder såsom volumenvægte, naturlig variation mm., ligeledes indvirker på beregningen.

### **Nitratreduktionskapacitet – potentiel og aktuel**

Den aktuelle, tilgængelige, pulje af nitratreduktionskapacitet findes ved at beregne forskellen mellem puljen af pyrit, organisk stof og ferrojern i reducerede sedimenter med den tilsvarende pulje i oxiderede sedimenter (Ernstsen m.fl., 2001).

I den hidtidige kortlægning af jordlagenes nitratreducerende evne har den normale procedure omfattet særskilte analyser af pyrit, organisk stof og ferrojern (Ernstsen m.fl., 2001), men det er også muligt at bestemme en total reduktionskapacitet.

Analyseprogrammet kan reduceres til udelukkende at omfatte pyrit, der ofte udgør den mest aktive pulje af nitratreduktionskapaciteten. Dette er også relevant, hvis prøverne er blevet kontamineret med organisk stof og ferrojern under borearbejdet fx ved lufthæveboringer.

### **Bestemmelse af pyrit med to-trins-kogning med salt- og salpetersyre**

Her bestemmes pyrit i to trin. Først opløses al jern i jernoxider med saltsyre. Derefter opløses jern i pyrit med salpetersyre og prøvens indhold af jern omregnes til pyrit ( $\text{FeS}_2$ ). Hvis første trin medfører en ufuldstændig fjernelse af jernoxider vil et bidrag herfra indgå i slutmålingen af jern og bidrage til falske positive værdier. Disse såkaldte falske positive er normalt kun knyttet til prøver fra den oxiderede zone, hvor der er utilstrækkelig opløsning af jernoxider. En reel forekomst af pyrit kan undtagelsesvis iagttages under oxiderede forhold, hvis pyritkrystaller er indkapslet af jernoxider. Der er således god grund til at være opmærksom på, at tilsyneladende indhold af pyrit under fuldt ud oxiderede forhold, kan skyldes en for utilstrækkelig prøveforbehandling.

### **Bestemmelse af ferrojern.**

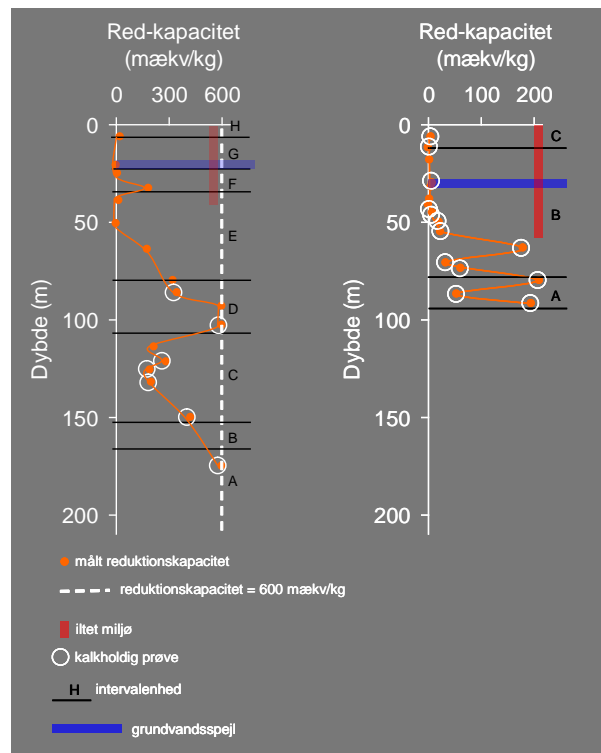
Ferrojern bestemmes efter oplukning af prøven ved spektrofotometri eller ved titrering af  $\text{Fe(II)}$ .

## Bestemmelse af organisk stof

TOC (total organic carbon) bestemmes ved udviklingen af kuldioxid (CO<sub>2</sub>). Målingen foretages på finjordsfraktionen (< 2 mm) efter forbehandling med saltsyre (HCl) for at fjerne eventuel kalk.

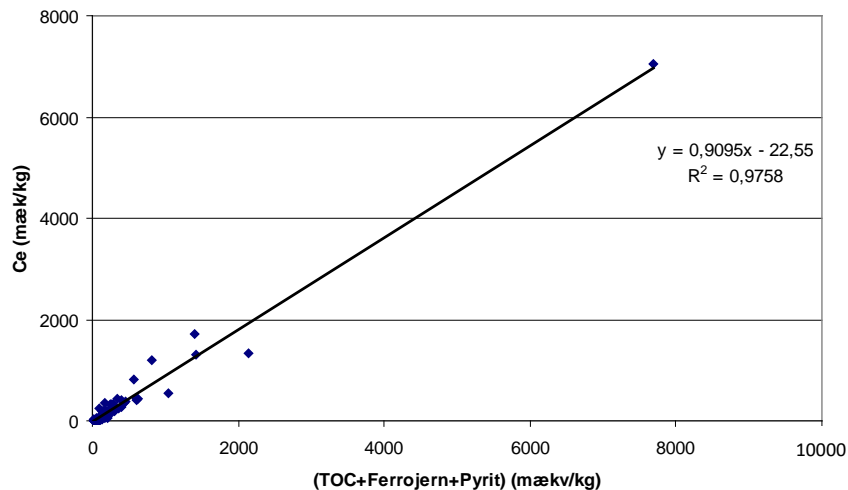
## Total bestemmelse af nitratreduktionskapacitet

Det er også muligt at bestemme den totale tilgængelige pulje af nitratreduktionskapacitet. Her anvendes en metode, hvor forbruget af en cerium(IV)-opløsning i jordprøven bestemmes ved titrering med ferrosulfat (Ernstsen m.fl., 2005). Prisen for analysen af den samlede reduktionskapacitet er langt mindre end den samlede pris for analyser af parametrene pyrit, organisk stof og ferrojern. Den forholdsvis billige analysemetode kan med fordel anvendes til at forøge antallet af analyser per boring for derigennem at opnå et bedre kendskab til variationen i reduktionskapaciteten i finjordsfraktionen med dybden, samt i et større antal boringer til en beskrivelse af den geografiske fordeling af reduktionskapacitet. I figur 6.2 vises resultaterne fra to dybe boringer, hvor sedimentprøverne er udtaget med lufthævemetoden.



Figur 6.2. Nitratreduktionskapacitet i finjordsfraktionen bestemt ved ceriummetoden i to boringer (pers. komm. Vibeke Ernstsen).

Udvalgte prøver vil efterfølgende kunne analyseres på "enkeltparameter" niveau for derigennem at få et øget indblik i fordelingen af forskellige puljer af reducerende forbindelser som fx pyrit, organisk stof og ferrojern. I figur 6.3 ses sammenhængen mellem reduktionskapaciteter bestemt ved brug af ceriummetoden og reduktionskapaciteten beregnet på basis af analyser af pyrit, organisk stof og ferrojern.



Figur 6.3. Nitratreduktionskapacitet i finjordsfraktionen (<2mm) bestemt ved ceriummetoden (y-aksen) og ved puljer af organisk stof (TOC), ferrojern og pyrit (x-aksen) i sedimenter (pers. komm. Vibeke Ernstsén).

## 6.5 Kvalitetskontrol

De nye vand- og sedimentkemiske dataresultater skal dels kvalitetskontrolleres af analyselaboratoriet efter gældende kvalitetskrav (Miljø- og fødevarerministeriet, 2017b) og af den fagperson, som står for den kemiske grundvandskortlægning, som beskrevet i kapitel 4.

Med hensyn til de vandkemiske analyseresultater bør der udføres mindst 2 prøvetagninger. Den første prøvetagning udføres ca. 1-3 måneder efter etablering af boringen afhængig af renpumpningen. Anden prøvetagning udføres ca. ½-1 år efter etablering af boringen. Vandkvaliteten under den første prøvetagning vil ofte være præget af etableringen, især hvis der er brugt boremudder. Den anden prøvetagning skal verificere resultaterne fra første prøvetagning og klarlægge, om etableringseffekten er ophørt.

## 6.6 Dataopbevaring

Såvel vandkemiske som sedimentkemiske data skal lagres i Jupiter.

## 7. Visualisering af data

Præsentation af kemiske data i form af visualisering af data på grafer og kort er af afgørende betydning for en vellykket kemisk grundvandskortlægning, da dette hjælper til at overskue store datamængder. Formålet med visualiseringer af data er at lette tolkningsarbejdet ved at skabe det nødvendige overblik og fremhæve vigtige sammenhænge og tendenser samt at videreformidle den opnåede forståelse til andre. Visualiseringer udarbejdes i både Trin 2 og Trin 4.

Inden arbejdet med illustrationerne påbegyndes, anbefales det, at der foreligger en accept af datagrundlaget, og de ønskede afledte data såsom magasintilhørsforhold og redox-vandtype er frembragt, se kapitel 4.

Der findes utallige grafer og kort, der potentielt kan udarbejdes i forbindelse med den kemiske grundvandskortlægning. Kunsten består i at udvælge de vigtigste og mest informative præsentationer, sådan at der opnås en tilstrækkelig geokemisk forståelse af grundvandsmagasinerne i kortlægningsområdet. Dette kapitel vil præsentere et udvalg af kemiske præsentationer, som det anbefales at udarbejde under en kemisk grundvandskortlægning.

Ud over præsentation af kemiske data, kræver en kemisk grundvandskortlægning inddragelse af data fra andre fagområder. Her tænkes på lertykkelseskort, potentialekort, placering af vandværker, indvindingsboringers oplande, det grundvandsdannende opland, områder med opadrettet gradient m.v. Disse præsentationer omtales ikke i denne rapport.

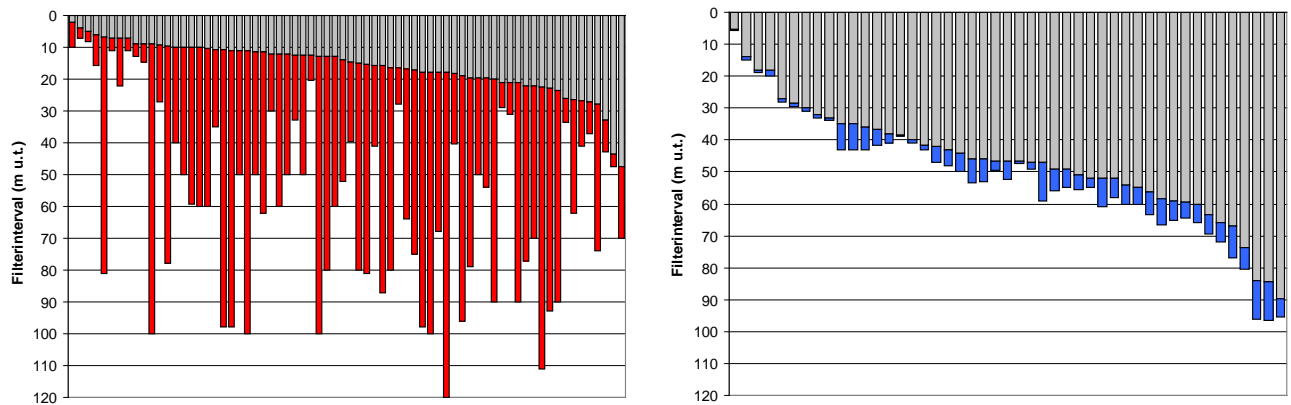
Denne vejledning behandler ikke selve sårbarhedsvurderingen, men alene det kemiske grundlag for den efterfølgende sårbarhedsvurdering af grundvandsmagasinerne.

Det anbefales, at der altid ved præsentation af geokemiske data tilføjes metadata for de anvendte data. Dette gøres bedst i direkte forbindelse med visualiseringen, fx i figurteksten eller i signaturforklaringen, sådan at informationen følger med, hvis figuren bruges i anden sammenhæng. Følgende forhold (metadata) kan være vigtigt at fremhæve:

- Statistiske værdier (seneste værdi, middel, median etc.)
- Vandtype (grundvand, drikkevand etc.)
- Dato for udtræk fra Jupiter
- Total antal boringer
- Total antal analyser
- Periode analyser stammer fra

I de følgende afsnit findes eksempler på de mest grundlæggende præsentationsmetoder til kemisk grundvandskortlægning. Det er tanken, at disse eksempler skal tjene som inspiration frem for at sætte en begrænsning for hvilke visualiseringer, der må anvendes. De viste præsentationsmetoder kan tilpasses og forbedres efter behov, ligesom specielle forhold kan kræve helt andre præsentationer. Eksemplerne er især hentet fra de seneste kemiske grundvandskortlægninger, hvor der er udviklet mange gode visualiseringer.

## 7.1 Filterintervalplot



Figur 7.1 Eksempel på filterintervalplot.

**Definition:** Et filterintervalplot er et søjlediagram, der viser længden af forerøret (gråt) og filterintervallet eller det åbne interval (rødt og blå) i forhold til terræn for boringer indenfor et bestemt område.

**Beskrivelse:** Figur 7.1 viser til venstre med rødt ekstremt lange filtre, som er typiske for kalkmagasiner, der giver risiko for blandingsvand. Samtidig ses, at filtertop ofte er terrænnært placeret, hvorfor der kan være tale om et sårbart magasin. Højre figur viser korte filterintervaller med blå, som kan være typisk for et sandmagasin med begrænset mægtighed.

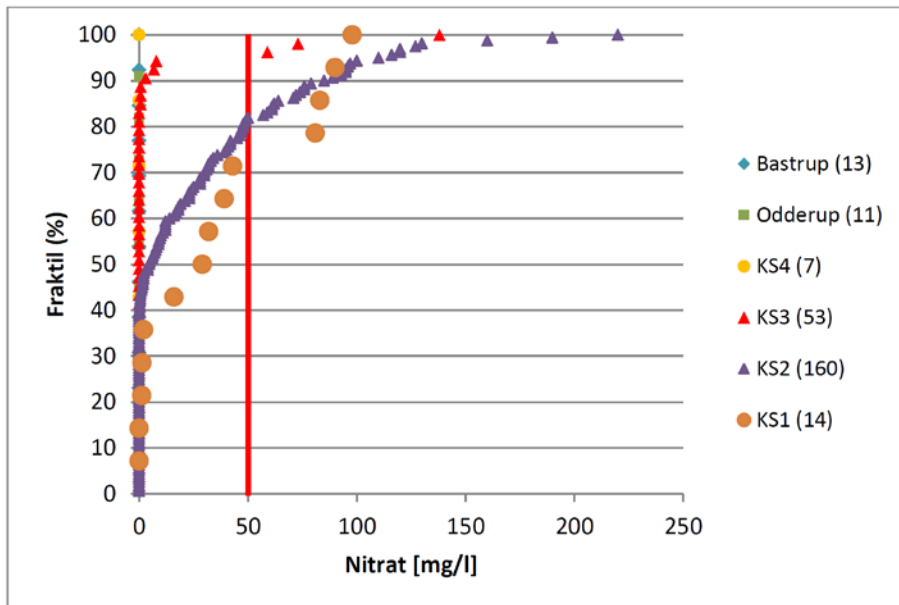
**Fordele:** Dette plot giver overblik over såvel filterdybde som filterlængde.

**Ulemper:** Data om filtertop og filterbund i Jupiter kan være mangelfulde. I åbentstående kalkboringer kan man i stedet anvende bunden af forerør som filtertop og bunden af boring som filterbund som erstatning for filtertop og –bund.

**Opstillingstips:** Dybdeaksen vendes, så der er stigende dybder nedad. Der anvendes et stablet søjlediagram, hvor afstanden fra terræn til filtertop fremhæves med svag farve, og filterlængde (forskul mellem filterbund og filtertop) stables ovenpå og fremhæves med stærk farve. Kategoriaksen bør rangordnes efter dybden til filtertop (som i figur 7.1) frem for DGU nr. Der kan laves et separat plot for hvert magasin.

**Relevans:** Det er relevant at lave plottet først i den kemiske grundvandskortlægning under både trin 2 og 4.

## 7.2 Fraktildiagram



Figur 7.2 Fraktildiagram, som viser fordelingen af seneste nitratanalyse i grundvandet grupperet i forhold til magasiner i Tinglev-Bedsted Kortlægningsområdet (Niras, 2015) Antallet af analyser er vist i parentes og kravværdien for nitrat er vist med lodret rød linje.

**Definition:** Et fraktildiagram er en visualisering af fraktiler af et datasæt, dvs. hvor stor en andel af datasættet der ligger under en given værdi, og viser den kumulative distribution af alle fundne koncentrationer for en enkelt parameter indenfor undersøgelsesområdet.

**Beskrivelse:** Figur 7.2 viser et eksempel nitrat i forskellige magasiner i Tinglev-Bedsted kortlægningsområdet. Ved at opdele data efter magasiner fremstår figuren med en tydelig forskel i fordelingen mellem i overfladenære (KS 1 og 2) og dybere kvartære lag (KS 3 og 4).

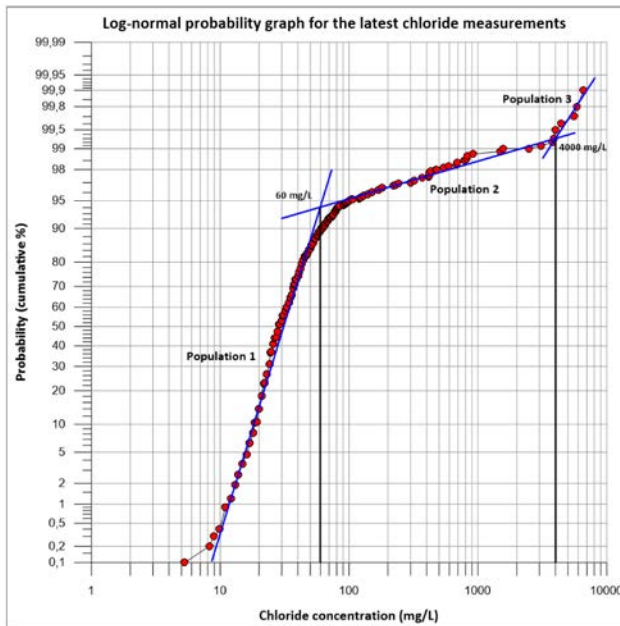
**Fordele:** Figuren giver et godt overblik over hele det målte koncentrationsinterval og kan bruges til at afgøre, om fordelinger er forskellige eller ens for fx forskellige geologiske enheder og magasiner.

**Ulemper:** Det kræver lidt tilvænning at læse plottet.

**Opstillingstips:** Hvis koncentrationer varierer over store koncentrationsintervaller (fx pesticider), kan x-aksen være logaritmisk.

**Relevans:** Det er relevant at lave plottet for de mest betydende kemiske stoffer og parametre i grundvandet: nitrat, klorid, sulfat, calcium, ionbytning, forvitring, pH og problemstoffer samt dybde til farveskift. Det er hensigtsmæssigt at sammenligne koncentrationsfordelingen i forskellige geologiske enheder/magasiner og dermed afgøre, om geologien har nogen indflydelse på vandkemien. Plottet kan desuden bruges i verifikationen af den geologiske tolkning.

## 7.3 Fraktildiagram på sandsynlighedspapir



Figur 7.3 Fraktildiagram på sandsynlighedspapir, som viser fordelingen af tre kloridpopulationer i et Sønderjysk undersøgelsesområde i Geocenter projektet SALTCOAST. Data udgør 1104 analyser fra perioden 1900-2015 (Aagaard, 2016).

**Definition:** Et fraktildiagram på sandsynlighedspapir viser samme data som i figur 7.2. Anvendelsen af en sandsynlighedsakse på y-aksen gør det muligt at identificere forskellige populationer af data for et enkelt kemisk stof, som derfor kan tolkes til at stamme fra forskellige typer af kilder.

**Beskrivelse:** Figur 7.3 viser et eksempel på et fraktildiagram på sandsynlighedspapir, hvor der er identificeret 3 kloridpopulationer i et Sønderjysk undersøgelsesområde, som er tolket til at stamme fra henholdsvis diffus forurening på jordoverfladen, saltvandsindtrængning og residualt havvand.

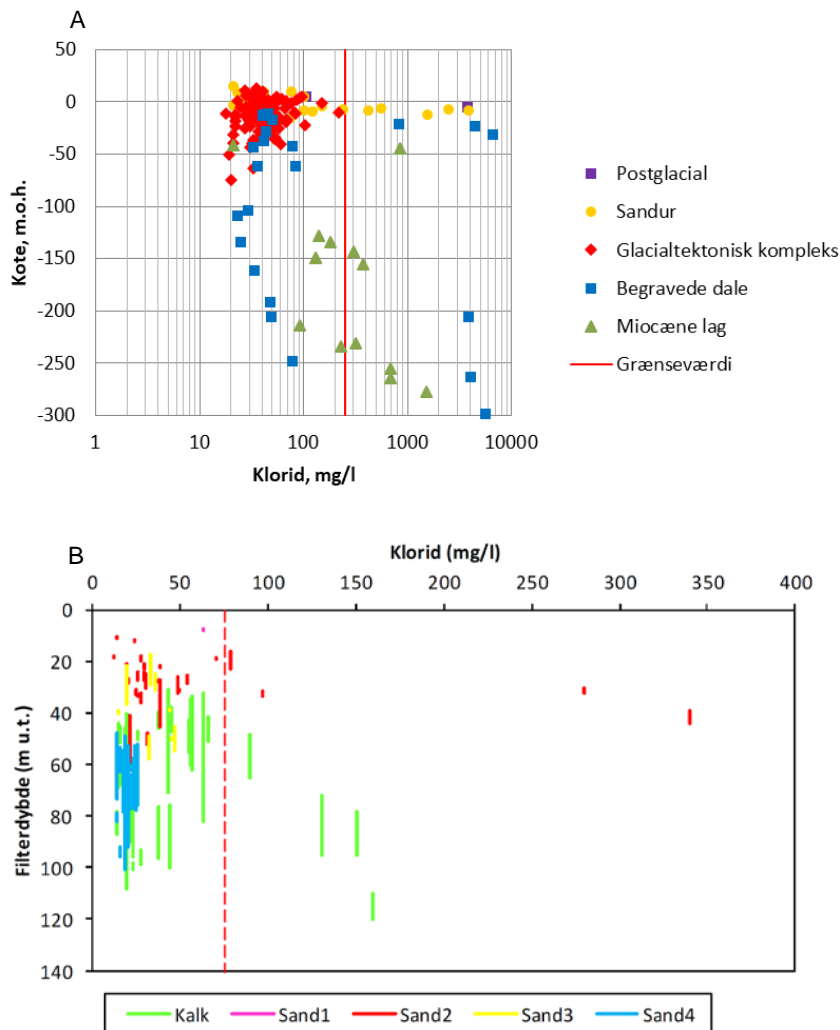
**Fordele:** Figuren kan anvendes til tolkning af kilder til kemiske stoffer i grundvandet.

**Ulemper:** Det kræver lidt tilvænning at læse plottet.

**Opstillingstips:** X-aksen kan enten være lineær eller logaritmisk afhængig af variationen i koncentrationerne.

**Relevans:** Det er relevant at lave plottet for udvalgte kemiske parameter, som både kan være geogene eller antropogene, hvor der ønskes en tolkning af årsagen til koncentrationsfund i grundvandet, herunder om der kan skelnes mellem forskellige populationer.

## 7.4 Dybdeplot



Figur 7.4 Eksempler på dybdeplot af seneste analyser af klorid i A: hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder indenfor et kortlægningsområde ved Tønder (Hansen m.fl., 2015) og B: hvert indtag (filteret) i de geologiske enheder indenfor Fredensborg kortlægningsområdet (COWI, 2013).

**Definition:** Et dybdeplot er et plot, der typisk viser den seneste målte koncentration af en parameter i hvert indtag afbildet mod filterdybde, dybde under grundvandsspejlet eller kote.

**Beskrivelse:** I figur 7.4A ses kloridkoncentrationernes variation med dybden i Tønder kortlægningsområdet for forskellige geologiske enheder. Figuren indikerer både overfladenære og dybere kilder til klorid og dermed forekomst af saltholdigt grundvand. Figur 7.4B viser kloridindholdet men her repræsenteret ved hele filterintervallet. Også her er det angivet hvilke forskellige geologiske enheder, der er filtersat.

**Fordele:** Plottet giver et godt overblik over fordelingen af et stof med dybden og kan bruges til at afgøre, om fordelingen er forskellig eller ens for fx forskellige geologiske enheder. Hvis man anvender hele filterintervallet, kan man inddrage den usikkerhed, der er på indstrømningsintervallet i meget lange indtag, og samtidig gøre læseren opmærksom på risikoen for blandingsvand.



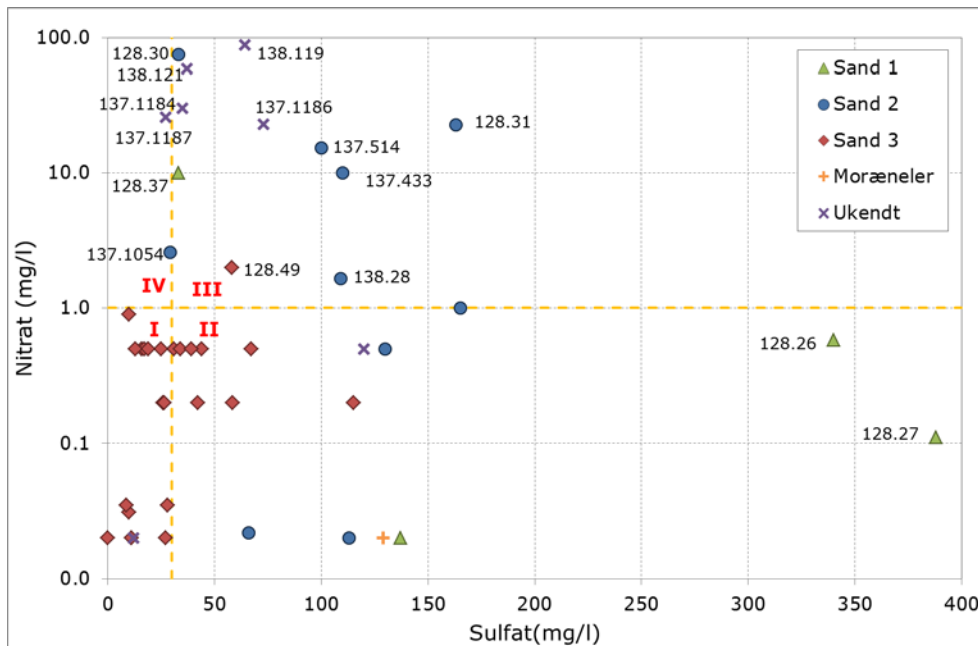
**Ulemper:** Hvis man viser data for hele filterintervallet, kan lange filtre visuelt tildeles en større vægt end korte filtre, da farverne herfra dominerer figuren. Ligeledes er der større risiko for, at data kan komme til at overlapse og skygge for hinanden.

**Opstillingstips:** Datapunkter kan vises som et punkt eller en streg, som repræsenterer filteret som vist i Figur 7.4B. Hvis der anvendes punkter, anvendes normalt filtrets top, når der er tale om forurening fra overfladen og filterbund, hvis der er tale om fx klorid fra dybtliggende residualt saltvand. Midtpunktet kan også anvendes som i figur 7.4.A.

Hvis koncentrationer varierer over store koncentrationsintervaller (fx pesticider), kan x-aksen være logaritmisk. Den mest egnede y-akse kan afhænge både af geologi og parameter. Hvis den aktuelle parameter stammer fra terræn (fx nitrat), kan det give mening at anvende dybde som y-aksen, mens hvis den aktuelle parameter stammer fra dybden (fx klorid), kan det give mening at anvende kote.

**Relevans:** Det er relevant at lave plottet for de mest betydende kemiske stoffer og parametre i grundvandet: nitrat, klorid, sulfat, calcium, ionbytning, forvitring, pH og problemstoffer samt dybde til farveskift. Det er muligt at sammenligne koncentrationsfordelingen i forskellige geologiske enheder og dermed afgøre, om geologien har nogen indflydelse på vandkemien. Plottet kan desuden bruges i verifikationen af den geologiske modellering.

## 7.5 Scatterplot



Figur 7.5 Eksempel på scatterplot, hvor nitrat er afbilledet mod sulfatindholdet for forskellige geologiske lag i Hindsholm kortlægningen (Rambøll, 2014). DGU numre er angivet for udvalgte borer. Horizontal gul linje angiver baggrundsniveauet for sulfat, mens lodret gul linje angiver kriteriet for nitratfrit/nitratholdigt grundvand.

**Definition:** Et X-Y plot af 2 kemiske parametre enten målte eller beregnede.

**Beskrivelse:** Figur 7.5 viser et scatterplot af sammenhørende værdier af nitrat og sulfat, hvor grafen er opdelt i fire områder og y-aksen er logaritmisk. Grundvandets udvikling langs en strømningsbane er ofte fra II til III til IV. Gul lodret linje indikerer baggrundsniveauet for sulfat, mens vandret gul linje opdeler data i nitratholdige og ikke-nitratholdige.

**Fordele:** Grafen er meget fleksibel og kan give indsigt i mange forskellige processer, der er væsentlige for grundvandets sammensætning. Grafen gør det let at få øje på usædvanlige resultater og tendenser i data. Der kan afbildes mange resultater på én graf.

**Ulemper:** Det er nødvendigt med et vist forhåndskendskab til geokemiske processer i området for at kunne vælge, hvilke scatterplots der er mest egnede.

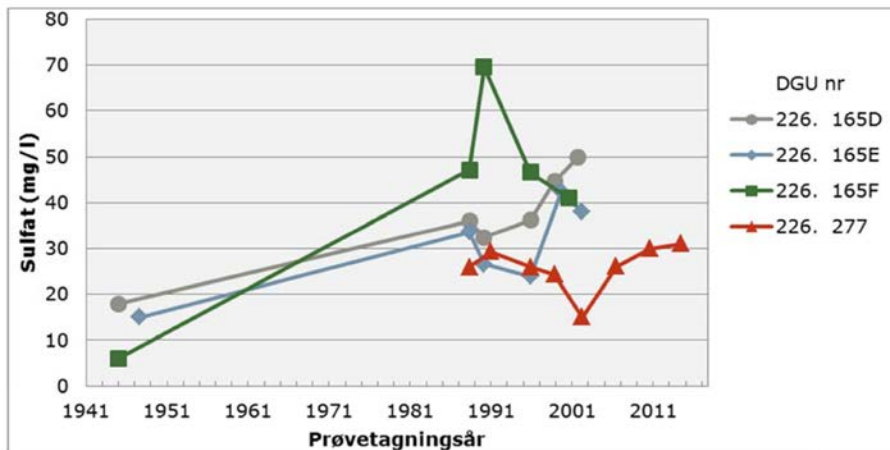
**Opstillingstips:** Ved at bruge forskellige signaturer kan data fra forskellige magasiner vises. Ligeledes vil plottet kunne forbedres ved at lave et lodret gult interval for baggrundsniveauet for sulfat i stedet for plot en linje.

**Relevans:** I tabel 7.1 er vist relevante scatterplots, som med fordel kan udføres under den kemiske grundvandskortlægning.

Tabel 7.1. Eksempler på scatterplots som med fordel kan udføres under den kemiske grundvandskortlægning.

x-akse	y-akse	Formål
Sulfat	Nitrat	Indikation af vandets alder og redoxforhold
Calcium	Sulfat	Pyritoxidation
Natrium	Klorid	Ionbytning og saltvandspåvirkning
Hydrogencarbonat	Sulfat	Sulfatreduktion
Ionbytningsgrad	Forvitningsgrad	Indikation af vandets alder, årsag til lav forvitningsgrad, m.m.
Calcium	Fluorid	Mætning med fluorit
Ca/Mg	Fluorid	Indikation af alder i kalkmagasiner

## 7.6 Tidsserie



Figur 7.6 Eksempel på tidsserie af sulfat i fire borer i Vordingborg kortlægningsområdet (Rambøll, 2017).

**Definition:** En tidsserie er en graf, der viser koncentrationsudviklingen af en parameter med tiden i enten grundvand eller drikkevand.

**Beskrivelse:** Figur 7.6 viser udviklingen af sulfat i fire borer i Vordingborg kortlægningen fra omkring 1940 til 2013, som antagelig er påvirket af ændringer i indvindingsmængde gennem tiden. Det bemærkes, at de gamle data bidrager med stor værdi til analysen.

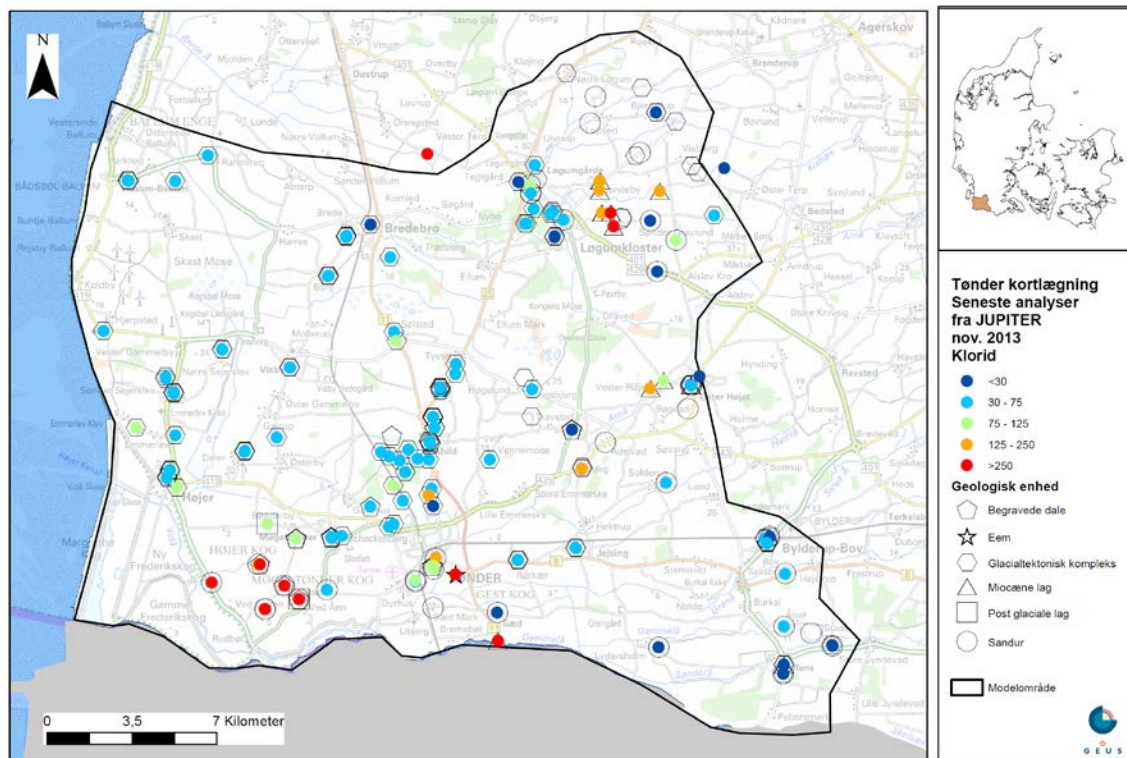
**Fordele:** Tidsserier gør det muligt at kvalitetssikre kemiske data fx ved at vurdere, om der er outliers. Udviklingstendenser kan vurderes enten ved en visuel bedømmelse eller ved hjælp af lineær regression. Fx kan tidsserieanalyse af iltet grundvand for nitrat anvendes til at vurdere effekten af indsatsplaner for reduktion af nitratudvaskningen afhængig af alderen af grundvandet. Tidsserieanalyse for drikkevand kan bruges til at vurdere, om indvindingen på en kildeplads er bæredygtig, fx om stigende sulfatkoncentrationer kan resultere i gennembrud af nitrat.

**Ulemper:** Det kræver mange grafer at dække mange indtag og mange parametre.

**Opstillingstips:** Det foreslås, at tidsserier kun opstilles, hvis der forekommer minimum tre målinger fra en tidsperiode på mindst 10 år. En kortere periode kan vælges, hvis en meget hurtig udvikling er forventet, fx umiddelbart efter en boring er sat i drift. Endvidere skal der udvælges hvilke borer, det giver mest mening at lave graferne for. Ofte vælges borer med stor indvinding.

**Relevans.** I grundvandskortlægningen er det relevant at identificere tidlige udviklingstendenser (trendanalyse) for specielt indvindingsboringer med lange tidsserier (>20 år) med henblik på vurdering af grundvandsressourcens kemiske tilstand. Det anbefales, at anvende statistiske værktøjer til trendanalyse, hvis der er tilstrækkeligt med data, hvor den statistiske signifikans af trenden estimeres (se fx Hansen m.fl., 2011 & 2017). Hvis der er ikke er tilstrækkelig med data, anbefales det, at der foretages en subjektiv vurdering af om et problematisk stof (fx nitratkoncentrationen eller sulfatkoncentrationen) udviser en stigning eller et fald.

## 7.7 GIS-temakort



Figur 7.7 Eksempel på temakort som viser den geografiske fordeling af seneste kloridkoncentrationer i forskellige geologiske enheder i kortlægningsområdet i Tønder fra udtræk fra Jupiter fra november 2013 (Hansen m.fl., 2015).

**Definition:** Et fladekort der viser den geografiske fordeling af en eller flere kemiske parametres koncentration.

**Beskrivelse:** Figur 7.7 viser den geografiske fordeling af seneste kloridkoncentrationer i forskellige geologiske enheder i kortlægningsområdet i Tønder. Metadata indgår i signaturforklaringen fx at dataudtrækket, der ligger til grund for kortet er udtrukket fra Jupiter i november 2013.

**Fordele:** Et temakort kan give et hurtigt overblik både over de kemiske parametres udbredelse i et område og datatætheden. Der kan udarbejdes temakort over andre data end kemiske parametre, fx temakort over den kemiske datatæthed, geologiske lag ved indtag, vandtyper og redoxgrænser. Man kan også kombinere et temakort med diverse fladekort udarbejdet under andre fagområder, herunder potentialekort, lertykkelseskort og arealanvendelse. Det anbefales først at udarbejde færdige kort under trin 4, men foreløbige kort kan udarbejdes tidligere.

**Ulemper:** Kemiske analyser af vandprøver giver punktoplysninger. Det frarådes at konturere resultaterne. Præsentationer på kort er 2-dimensionelle, hvilket medfører risiko for at relatere forskelle i koncentrationer til boringens geografiske lokalisering, frem for at være udtryk for

en dybdeforskel. Hvor det er muligt, bør der angives forskellige signaturer for prøver fra forskellige magasiner (eller udarbejdes helt separate kort), angives filterdybder på kortet eller supplere med dybdeprofiler på grafer.

**Opstillingstips:** Det anbefales at inddele i forhold til magasiner og evt. dybde af indtag enten ved separate kort eller ved tematisering. Signaturerne skal være så tilpas store, at læseren hurtigt kan danne sig et overblik, da der ofte anvendes alt for små markeringer,

Der er mange beslutninger, der skal tages ved udarbejdelse af et temakort. I det følgende omtales nogle af disse.

1. Korttype: To metoder til tematisering: koncentration eller "fund"-kort. Fund bruges typisk til miljøfremmede stofgrupper, fx pesticider og chlorerede opløsningsmidler.
2. Ældre data: Man kan evt. vælge at udelade ældre data, hvis der er tale om ungt vand i det aktuelle magasin med stor datatæthed.
3. Baggrundskort: For at lette læsbarheden af temakortet kan baggrundskortet fremstå i sort/hvid.
4. Farveinddeling: Det anbefales som udgangspunkt at anvende inddelingerne angivet i tabel 7.2 for at give bedre mulighed for sammenligninger mellem kortlægningsområder. Der kan dog afviges fra disse farveinddelinger, hvis lokale forhold taler for det. Grænserne mellem farverne er valgt af hensyn til forskellige forhold. Ofte er blå anvendt til angivelse af koncentrationer under detektionsgrænsen, mens rød er anvendt til angivelse af koncentrationer over kravværdier.

Tabel 7.2 Anbefalinger til intervalinddeling og farvevalg i temakort. Blå farve viser detektionsgrænsen jf. analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b) eller meget lave værdier. Grøn og gul viser intermediære værdier mellem detektionsgrænse og kravværdier. Orange farver viser værdier lige under kravværdien, mens røde farver viser værdier over kravværdien for drikkevand (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b).

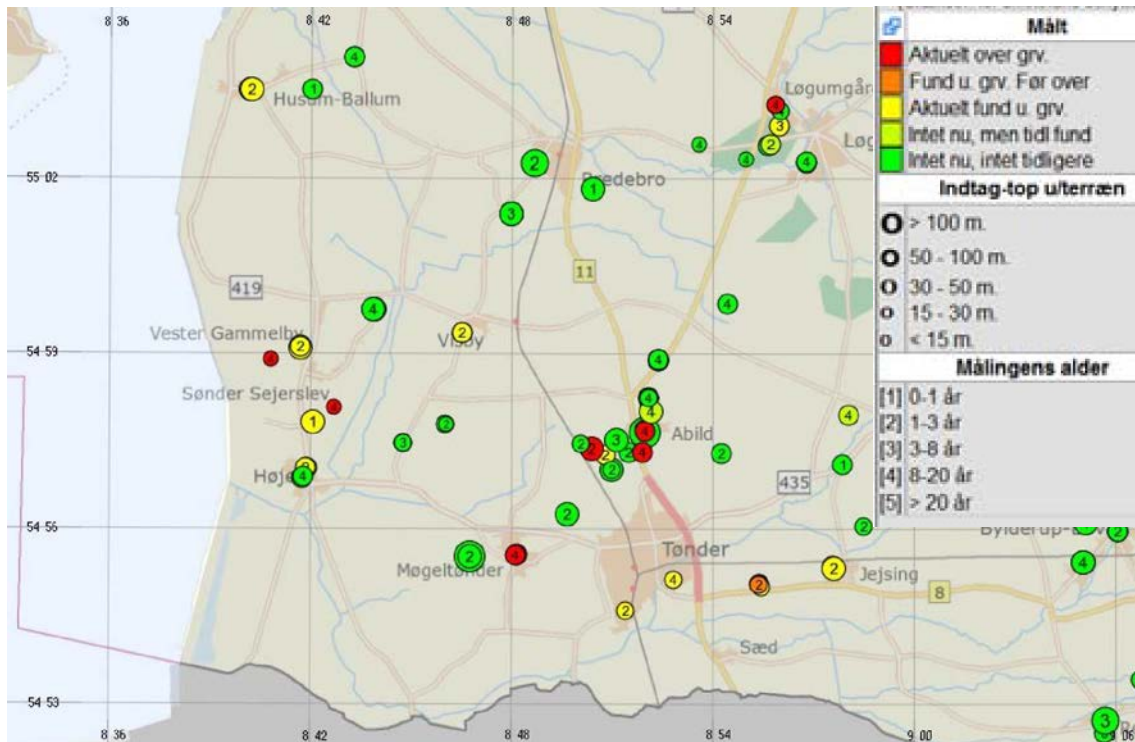
Parameter	Enhed	Blå	Grøn	Gul	Orange	Rød
Nitrat	mg/l	≤1	]1 - 10]	]10 - 25]	]25 - 50]	>50
Sulfat	mg/l	≤5	]5 - 20]	]20 - 70]	]70 - 250]	>250
Klorid	mg/l	≤30	]30 - 75]	]75 - 125]	]125 - 250]	>250
Arsen	µg/l	≤0,03	]0,03 - 1]	]1 - 2,5]	]2,5 - 5]	>5
Nikkel	µg/l	≤0,03	]0,03 - 1]	]1 - 10]	]10 - 20]	>20
NVOC	mg/l	≤0,1	]0,1 - 0,5]	]0,5 - 1]	]1 - 4]	>4
Ionbytning	ingen	>2,0	]1,15 - 2]	]0,65 - 1,15]	]0,5 - 0,65]	≤0,5
Forvitring	ingen	≤0,8	]0,8 - 1,0]	]1,0 - 1,3]	]1,3 - 2]	>2,0
Hårdhed	grader	≤8	]8 - 12]	]12 - 18]	]18 - 30]	>30
Kalkmætning		≤-2	] -2 - -0,2]	] -0,2 - 0,2]	]0,2-2]	>2
pH	pH	>8,5	]7,5 - 8,5]	]7,0 - 7,5]	]6,0 - 7,0]	≤6,0
Vandtype		D	C1	C2	B	A
Pesticider	µg/l	Aldrig påvist	<0,01 (seneste analyse og tidligere ≥0,01)	≤0,1 (seneste analyse)	≤0,1 (seneste analyse og tidligere >0,1)	>0,1 i seneste analyse

Boringer med flere filtre: Hvis der er analyseret vandprøver fra flere filtre i samme boring, kan disse dække hinanden i temakort. Dette er u hensigtsmæssigt. Her kan det vælges at vise den mest relevante måling (fx indvindingsmagasinet), eller at bruge en blanding af symboler, der ikke dækker over hinanden eller at forskyde filtrene således, at alle resultater er synlige. Da disse fremgangsmåder er tidskrævende, bør det vurderes i hvert enkelt område, hvilken metode der skal bruges.

5. Dybdeangivelse: I områder, hvor dybden til filtret er væsentlig for fortolkningen, bør det overvejes at udbygge temakortet med en dybdeangivelse. Dette kan fx gøres ved at erstatte prikkerne med en stang, hvis længde repræsenterer dybden til filtertop.
6. Hvis datagrundlaget er tilstrækkeligt, kan der laves separate magasinspecifikke temakort. Dette kan gøres ved at bruge forskellige geometriske former (fx cirkler og trekanter) for de forskellige magasiner.

**Relevans:** Det anbefales at udarbejde temakort over nitrat, klorid, sulfat, ionbytning, forvitring, hårdhed, pH, kalkmætningsgrad, vandtype, samt evt. kritiske stoffer, der er specielle for det aktuelle område.

## 7.8 WFS/WMS - temakort



Figur 7.8 Eksempel på WFS/WMS-temakort som viser den geografiske fordeling af pesticidanalyser i Tønder udtrukket fra GEUS' hjemmeside i april 2014 (Hansen m.fl., 2015).

**Definition:** Et WFS/WMS-temakort viser den geografiske fordeling af punktoplysninger af en eller flere kemiske parametres koncentration. Kortet kan dannes fra GEUS hjemmeside eller på dette link: <http://www.geus.dk/DK/data-maps/Jupiter/Sider/udviklere-dk.aspx>.

**Beskrivelse:** Figur 7.8 viser den geografiske fordeling af fund af pesticider inden for kortlægningsområdet i Tønder tematiseret i forhold til dybden af indtag og alderen af analysen. Data er udtrukket fra Jupiter i april 2014

**Fordele:** Et WFS/WMS-temakort er en hurtig screening af kemiske parametres udbredelse i et kortlægningsområde. Det anbefales at lave kortene under trin 2 ved screening af nuværende grundvandskemiske forhold i forbindelse med vurdering af eksisterende kemisk grundvandskortlægning.

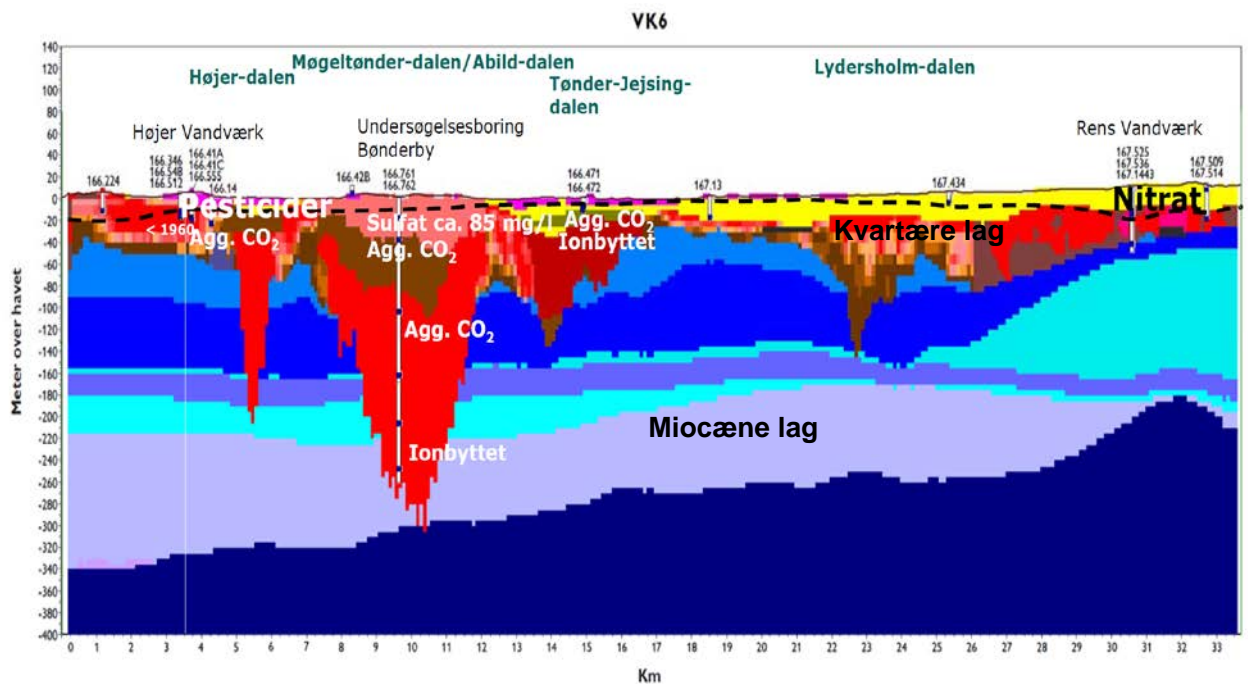
**Ulemper:** Mulighederne for visning af data kan ikke ændres.

**Opstillingstips:** Det anbefales at downloade data som Excel-fil.

**Relevans:** Det anbefales at udarbejde temakort over nitrat, klorid, sulfat, ionbytning, forvitring, hårdhed, pH, vandtype, pesticider samt andre evt. kritiske stoffer, der er specielle for det aktuelle område, evt. fundet i tidligere kortlægninger.



## 7.9 Principskitser



Figur 7.9 Eksempel på principskitse fra grundvandskortlægning ved Tønder (Hansen m.fl., 2015). Stiplede sort linje er dybeste redoxgrænse.

**Definition:** En principskitse er et profilsnit, der viser boringer og filterplaceringer i forhold til geologiske lag, grundvandsmagasiner, grundvandsspejl og geokemiske fronter (fx redoxgrænse).

**Beskrivelse:** Figur 7.9 viser en principskitse fra grundvandskortlægningen ved Tønder. Her er vist et 2D udsnit af den geologiske model i GeoScene 3D med voxler og lag. Herpå er geokemien tolket, og der ses boringer med filtre og redoxgrænse.

**Fordele:** En principskitse er en god måde at skabe overblik over de forskellige geokemiske situationer i et kortlægningsområde. Skitsen kan med fordel anvendes som kommunikationsmiddel til at formidle og drøfte dette overblik.

**Ulemper:** En principskitse kan ikke anvendes til at angive konkrete koncentrationer. Valg af hvilke principskitser, der er væsentlige at udarbejde, er en subjektiv proces, der kræver en del omtanke.

**Opstillingstips:** Det anbefales at tolke kemien på et 2D tværsnit fra den geologiske model, fx fra GeoScene 3D.

**Relevans:** Det er yderst relevant at udarbejde principskitser under trin 4. Det foreslås, at der udarbejdes et passende antal principskitser i et kortlægningsområde, afhængig af graden af inhomogenitet.

## 8. Tabeller

Ligesom illustrationer er opsummerende tabeller vigtige i den kemiske grundvandskortlægning. Disse hjælper til overskue store datamængder og systematisere informationen for vigtige parametre og elementer fx ved brug af deskriptiv statistik. Ofte vil en opsummerende tabel i tilknytning til en figur være meget informativ og kan tillade, at figuren forenkles, idet metadata kan findes i tabellen. Tabeller udarbejdes i både trin 2 og trin 4.

I det følgende gives der eksempler på gode opsummerede tabeller, som til dels er hentet fra nyligt afsluttede kortlægningsopgaver i Miljøstyrelsen.

### 8.1 Kontrol af ionbalance

Tabel 8.1. Eksempel fra Vordingborg kortlægningen: Oversigt over analyser med fejl på ionbalancen, da denne overstiger 5 % (Rambøll, 2017).

DGU nr.	Prøvetagningsår	Sum anioner	Sum kationer	Ionbalancen (%)	Bemærkning
226. 165A	1988	21,3	18,3	-8	
226. 165D	1988	20,1	17,3	-7	Høj Cl, lav Na
226. 165E	1988	22,6	19,2	-8	Høj Cl, lav Na

**Beskrivelse:** Tabel 8.1 viser oversigt over vandprøver, hvor ionbalancen er større end 5 %, og angiver en mulig forklaring, herunder om data anses for anvendelige.

**Fordele:** Tabellen dokumenterer, hvilke valg og vurderinger, der er truffet mht. kvalitetssikringen af de kemiske data på baggrund af prøvernes ionbalance.

**Ulemper:** Hvis der generelt har været problemer med analysekvalitet eller prøvetagningskvaliteten i området, kan tabellen blive meget omfattende.

**Opstillingstips:** Husk at angive årsager til evt. godkendelse eller forkastelse af data.

**Relevans:** Tabellen er meget relevant for kvalitetskontrollen af data.

## 8.2 Vandværksoversigt

Tabel 8.2. Eksempel fra Tønder kortlægningen: Oversigt over aktive, inaktive og sløjfede boringer ved vandværkerne inden for modelområdet. Der gives et overblik over kvalitetsproblemer, vandtype og geologisk enhed ved de aktive boringer (Hansen m.fl., 2015).

Nr	Vandværk	Aktive boringer DGU nr.(mut)	Kvalitetsproblemer i grundvandet	Geologisk enhed	Sløjfede boringer DGU nr.	Indvindingstilladelse 2013
1	Abild Vandværk	166.711 (F2:169-175) 166.395 (pejleboring)	NVOC, P Pesticidfund	Begravede dale (Abild-dalen)	166.43 166.552 166.611	55.000
2	Daler Vandværk	166.603 (12-15) 166.728 (12-18)	Agg. CO <sub>2</sub> , P, stigende sulfat	Glacialtektonisk kompleks	166.358A 166.358B	30.000
3	Højer Vandværk (Tønder forsyning)	166.512 (16-22) 166.548 (17-23)	Agg. CO <sub>2</sub> , pesticidfund Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	166.41A 166.41B 166.41C 166.344 166.345 166.346 166.555 166.656	190.000
4	Løgumgårde Vandværk	159.1187 (19-25)	As, P, pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	159.11 159.330 159.385	90.000

**Beskrivelse:** Tabel 8.2 viser en oversigt for alle vandværker med tilknyttede boringer, herunder lukkede boringer i kortlægningsområdet. Indtagstop og -bund samt boringsanvendelsen er angivet for alle eksisterende boringer. Kvalitetsproblemer i grundvandet er angivet på boringsniveau. Endelig er indvindingstilladelsens størrelse vist, sammen med oplysninger om, hvilken geologisk enhed der indvindes fra.

**Fordele:** Tabellen giver et hurtigt overblik over indvindingsinteresserne i området, og da der er navne på vandværkerne og DGU nr. på boringerne, kan den fungere som nøgle, når der i præsentationer og tekst nævnes konkrete boringer eller vandværker. Derfor er det i vid udtrækning en tabel, der henvises til i teksten, og som kan anvendes til opslag.

**Ulemper:** Hvis der er mange vandværker i kortlægningsområdet, kan den blive meget lang.

**Opstillingstips:** Hvis tabellen allerede er lavet i vandværksbeskrivelserne under trin 2, kan den umiddelbart hentes til trin 4 rapporten. Ellers bør den laves til trin 4 rapporteringen. Det anbefales at kontakte kommunen for at sikre, at oplysningerne i Jupiter er opdaterede for boringsanvendelsen.

**Relevans:** Tabellen giver overblik over vandindvindingen i området og er nyttig til understøttelse af informationer i figurer og tekst.

### 8.3 Grundvandskemiske problemstillinger

Tabel 8.3. Eksempel fra Vordingborg kortlægningen: Oversigt over relevante grundvandskemiske parametre med angivelse af, hvor mange indtag der er prøver fra for hvert stof, og højeste værdi og medianværdi i området for seneste analyse fra hvert indtag. (Rambøll, 2017)

Hovedbestanddele	Antal analyser	Max (mg/l)	Median (mg/l)	Kvalitetskrav til drikkevand	Bemærkning
Ilt	55	4,5	0,2	Over 5	Ilt indgår i vandtypebestemmelsen.
Nitrat	73	6	0	50	Der er ikke overskridelser af kvalitetskravet.
Mangan (II)	74	0,056	0,005	0,02	Mangan fjernes normalt uproblematisk i simpel vandbehandling for koncentrationer op til 0,3 mg/l.

**Beskrivelse:** Tabel 8.3 viser de første tre rækker af en meget lang tabel over relevante stoffer og parametre, der er analyseret i undersøgelsesområdet ved Vordingborg. Det er angivet for hvert stof, hvor mange indtag der er prøver fra, og på baggrund af den seneste analyse fra hvert indtag, er den maksimale værdi og median-værdien for de undersøgte borer vist. Til sammenligning er drikkevandskravet vist. For hvert stof er det kommenteret, hvilken betydning det pågældende stof har for vandindvindingen i området og for kortlægningen. Koncentrationer under detektionsgrænsen er i dette eksempel substitueret med værdien 0, og median er anvendt for at mindske bias fra koncentrationer under detektionsgrænsen.

**Fordele:** Tabellen giver overblik over de kemiske forhold i grundvandet og kan fungere som metadata for illustrationer og som opslagstabel for resten af rapporten.

**Ulemper:** Tabellen kræver, at man aktivt tager stilling til hvilke stoffer, der medtages, da den ellers bliver alt for lang.

**Opstillingstips:** Tabellen bør opdeles efter stofgruppe, hovedbestanddele, sporstoffer, miljøfremmede stoffer, pesticider mm. Man kan fremhæve tabelværdier for maksimum- og medianværdien, der overskrider drikkevandskravet, for hurtigere at få overblik over problemstoffer fx med fed skrift. Der kan også være en kolonne til afkrydsning af, om der er udført et tema-kort for den pågældende parameter. Hvis medianværdien ligger under detektionsgrænsen, bør man skrive < DG eller fx <1, for det tilfælde at detektionsgrænsen er 1 mg/l.

**Relevans:** Tabellen giver overblik over alle relevante stoffer og parametre i området og er nyttig til understøttelse af information i figurer og tekst.

## 8.4 Vandtyper opdelt på magasiner

Tabel 8.4: Eksempel fra Vordingborg kortlægningen: Oversigt over fordelingen af vandtyper for seneste analyse (Rambøll, 2017).

Vandtype					Magasin
A	B	C2	C1	D	
1	-	-	-	2	KS2
1	-	-	-	-	KS3
2	-	1	23	41	Kalk
-	-	-	1	-	Ukendt

**Beskrivelse:** Tabel 8.4 viser en oversigt over hvilke vandtyper, der er fundet i de forskellige hydrostratigrafiske lag. I dette tilfælde har man ønsket at skelne mellem vandtype C1 og C2, hvilket fremhæver, som det er vist i tabellen, at der kun undtagelsesvist optræder sulfatkoncentrationer over 70 mg/l i området. Derudover viser tabellen, at der kun er fundet nitrat i iltholdigt grundvand, vandtype A.

**Fordele:** Tabellen giver et hurtigt overblik over fordelingen af vandtyper i de forskellige magasintyper i kortlægningsområdet. Den giver også et godt overblik over vidensniveauet for de forskellige magasintyper, idet der her tydeligvis er størst viden om kalkmagasinets kemiske forhold.

**Opstillingstips:** Tabellen kan udbygges til at rumme vandprøver med blandingsvand og redoxmodsætninger (X og Y), hvilket vil tydeliggøre de udfordringer, der kan være i at tolke grundvandskemien i området (se figur 4.2).

**Relevans:** Tabellen giver overblik over vandkemien i området og kan også pege på videnshuller eller udfordringer med repræsentativiteten.

## 8.5 Kemiske parametre opdelt på magasiner

Tabel 8.5: Eksempel fra Vordingborg kortlægningen: Oversigt over antallet af sulfatanalyser i forhold til magasin type og koncentrationsniveauet i seneste analyse i hvert indtag (Rambøll, 2017).

Magasin	0-20 mg/l	20-30 mg/l	30-75 mg/l	75-125 mg/l	> 125 mg/l
KS2	2	-	-	-	1
KS3	-	1	-	-	-
Kalk	50	11	11	-	1
Ukendt	-	1	-	-	-

**Beskrivelse:** Tabel 8.5 viser en oversigt over koncentrationen af sulfat i de forskellige hydrostratigrafiske lag.

**Fordele:** Tabellen giver et hurtigt overblik over sulfat i området fx som supplement til figurer, hvor der kobles til den hydrostratigrafiske model. Samtidig bidrager den til at give en idé om, hvor repræsentativt de forskellige magasiner er beskrevet, idet det tydeligt fremgår, hvilke magasiner, der har få eller mange prøver.

**Ulemper:**

**Opstillingstips:** Metadata medtages i figurteksten: antal indtag, seneste analyse, middelværdi mm, eller der kan henvises til en tabel 8.3. Koncentrationsintervallerne kan opdeles efter de lokale behov eller efter tabel 7.2.

**Relevans:** Tabellen giver overblik over sulfatindholdet i området, og dermed hvilken rolle denne parameter spiller for den kortlagte grundvandskemi i området.

## 9. Tolkning af kemiske resultater

Der er i den kemiske grundvandskortlægning særlig fokus på tolkninger i forhold til nitrat for at bidrage med viden til nitratsårbarhedsvurderingen af grundvandsmagasinerne og den efterfølgende udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder (NFI) og indsatsområder (IO).

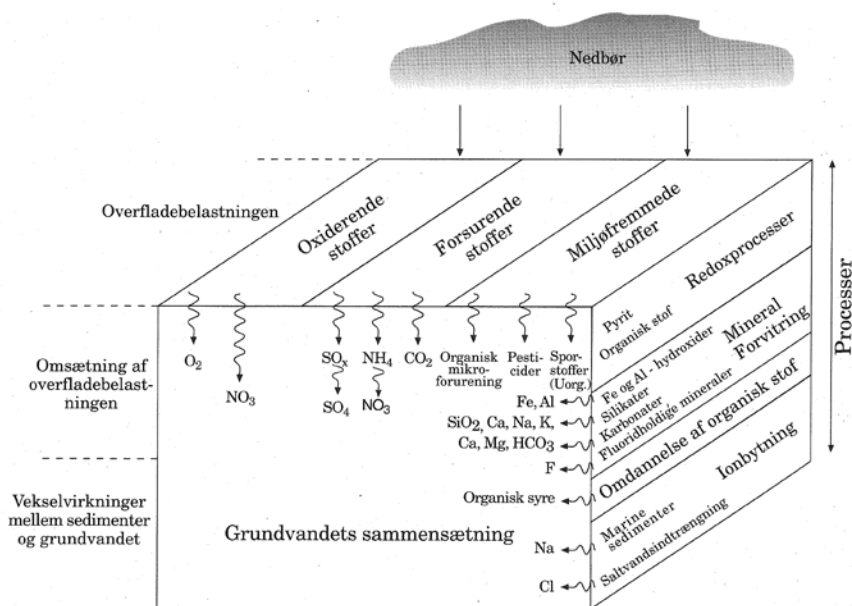
Tolkningen af de kemiske resultater kræver indsigt i det konkrete kortlægningsområdes geologiske, hydrogeologiske og arealanvendelsesforhold samt indvindingsforhold. I mange tilfælde kortlægges de forskellige fagområder sideløbende. Det er derfor hensigtsmæssigt med en tæt kommunikation mellem de personer, der udfører de forskellige faglige dele. Det første trin i tolkningsprocessen er dermed at skaffe viden om de andre fagområder.

### 9.1 Formål

Formålet med tolkningen af de kemiske resultater er først og fremmest at identificere vigtige kemiske parametre og problemstoffer, der kan medføre forringelse af kvaliteten af den nuværende og fremtidige grundvandsressource, der anvendes til drikkevandsformål. I grundvandet optræder kemiske stoffer i koncentrationer, der er afhængige af menneskelige aktiviteter og/eller naturlige processer. Figur 9.1 viser, at grundvandets sammensætning beror på den kemiske sammensætning af det nedsivende vand, og hvilke stoffer der tilføres og fjernes i forbindelse med geokemiske processer i jorden. Der er indledningsvis behov for at identificere de geokemiske processer, der er årsag til grundvandets sammensætning for at kunne identificere mulige problemstoffer og forudsige deres udvikling over tid.

Tolkning af kemiske resultater er en iterativ proces (se figur 3.2), hvor oplysninger, der fremkommer fra forskellige dele af arbejdet, influerer på hinanden. Derfor opstilles der ikke en liste af tolkningsaktiviteter, der skal udføres i en bestemt rækkefølge. Det anbefales, at arbejdet med datahåndtering (kapitel 4) er helt afsluttet, inden der udarbejdes præsentationer (beskrevet i kapitel 7 og 8), således at disse er tilgængelige for fortolkningen og kun skal udføres én gang.

Det understreges, at denne vejledning er af praktisk karakter og forudsætter et vist kendskab til geokemi. Derfor er forklaringer af geokemiske begreber og andet lærebogsstof i vid omfang udeladt. Udvalgte lærebøger inkluderer: Appelo & Postma (2005); Berthelsen & Fenger (2005); Deutsch (1997) Freeze & Cherry (1979); Karlsen & Sørensen (2014) og Ramsay (2006), som også ses i appendix B. Desuden forudsættes et vist kendskab til hydrogeologi fx en forståelse for strømningsbaner og repræsentativiteten af kemiske analyser i forhold til boringernes filterlængder.



Figur 9.1. Processer af betydning for grundvandets kemiske sammensætning (GEUS, 1995).

## 9.2 Den indledende tolkning

Det anbefales, at tolkning af de kemiske resultater indledes ved at udføre en aldersvurdering samt en vurdering af syre/base-forhold og redoxforhold. Tabel 9.1 viser en oversigt over de præsentationer, der kan anvendes i forbindelse med den indledende tolkning.

Tabel 9.1 Oversigt over præsentationer, der kan anvendes ved den indledende tolkning.

Tolkning	Typisk præsentation	Ved særlige forhold
<b>Aldersvurdering</b>	Temakort: nitrat, sulfat, ionbytningsgrad, pesticider, potentialer Filterintervalplot	Tabel med tracer-resultater Tabel med alderssimuleringer fra strømningsmodel
<b>Syre-/baseforhold</b>	Fraktildiagram: pH, hårdhed og agg. CO <sub>2</sub>	Tabel med aluminiumresultater Temakort: NVOC
<b>Redoxforhold</b>	Temakort: vandtype, nitrat Dybdeplot: nitrat og sulfat Scatterplot: nitrat og sulfat	

### Aldersvurdering

Grundvandets alder kan vurderes på basis af grundvandskemi og ved inddragelse af hydrogeologi. Grundvandets alder kan især anvendes til at vurdere et magasins sårbarhed overfor nitrat og miljøfremmede stoffer som pesticider. Grundvandets alder kan vurderes på basis af:

1. Egentlige dateringsmetoder
2. Indikatorparametre



3. Pesticider og andre miljøfremmede stoffer
4. Potentialekort & filterdybde
5. Strømningsmodel

ad 1) Datering af såkaldt yngre grundvand med opholdstider under ca. 50 år har i Danmark fundet sted gennem analyse af CFC-gasser (Hinsby, 1999) og senest tritium/helium aldersbestemmelser af grundvand (Thorling m.fl., 2013). Da der oftest er tale om et begrænset antal målinger, kan disse resultater præsenteres i tabelform. Andre metoder til datering af grundvand omfatter tritium, krypton-85, SF<sub>6</sub> og forholdet klorid-36/klorid. Flere oplysninger findes fx i Kazemi m. fl. (2006).

ad 2) Flere af de almindelige parametre, der måles i en boringskontrol, kan anvendes som aldersindikator. Blandt indikatorerne er:

- Redoxforhold – jo mere reduceret, jo ældre
- Sulfatindhold i reduceret grundvand – jo mindre, jo ældre (Thorling, 1994)
- Ionbytningsgrad – jo højere, jo ældre
- Fluoridindhold – jo mere, jo ældre (anvendes for kalkmagasiner)
- Magnesium/calcium-forhold – jo større, jo ældre (Aktor, 1993)

Ved anvendelse af disse metoder bør det huskes, at metoderne er unøjagtige, og at der forekommer faldgruber, idet fx en magnesiumrig (dolomit) kalk kan give et afvigende resultat. Det er altid godt at anvende flere parametre, så det kan vurderes, hvorvidt de understøtter hinanden.

ad 3) Tilstedeværelse af pesticider i et magasin indikerer yngre vand, da anvendelsen af pesticider var meget mindre før anden verdenskrig. Indførelses- og evt. udfasningstidspunktet kendes for mange af stofferne.

ad 4) Kendskab til den overordnede geologiske opbygning kan kombineres med en vurdering af vandskel og gradienter på et potentialekort for det aktuelle område med det formål at få et indtryk af grundvandets alder. En fornemmelse af grundvandets alder fås ved at se på et plot over dybden af filterintervallerne i et område kombineret med et skøn over strømningshastigheden i de forskellige litologier.

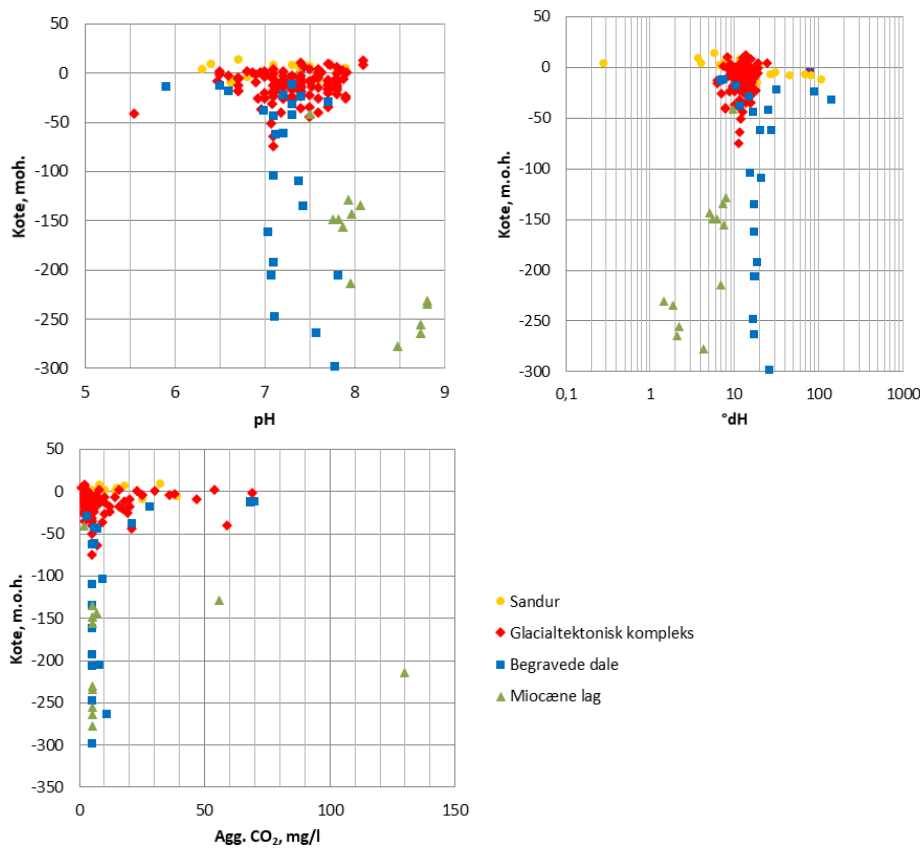
ad 5) Ud fra en strømningsmodel kan der udarbejdes et fladekort, der viser grundvandets strømningstid i en bestemt dybde (Engesgaard, 2007), og der kan laves partikelbanesimuleringer til bestemmelse af grundvandets alder i forskellige lag og indtag (Henriksen m.fl., 2017).

Metode 1) og 5) er forbundet med ekstra omkostninger og kan derfor indgå i kortlægningen, hvis der er behov for afklaring af grundvandets alder, og hvor der er opsat en strømningsmodel. Data for vurdering efter metode 2) - 4) forefindes normalt i forvejen for de fleste områder. Derfor anbefales, at disse altid indgår i tolkningsarbejdet.

## Syre/baseforhold

Syre/base-forholdet i et grundvandsmagasin er afgørende for opløsning og udfældning af mange mineraler. Det er derfor et vigtigt element i tolkningen at karakterisere syre-/baseforholdet i de enkelte vandprøver.

I forbindelse med en kemisk kortlægning er specielt parametrene pH, aggressiv kulsyre, hårdhed og kalkmætningsgrad i fokus. Et overblik over et magasins syre/baseforhold fås fx ved indledningsvis at udarbejde et dybdeplot for pH, aggressiv kuldioxid og hårdhed opdelt efter de vigtigste geologiske lag fra den hydrostratigrafiske model (se figur 9.2). Disse dybdeplot vurderes i forhold til de vandtyper, der er nævnt i tabel 9.2.



Figur 9.2 Eksempel på dybdeplot af pH, hårdhed og aggressiv kulsyre for samme indsatsområde ved Tønder (Hansen m.fl., 2015).

Tabel 9.2 Oversigt over vandtyper knyttet til grundvandets syre-/baseforhold

Vandtype	pH	Aggressiv kulsyre mg/l	Hårdhed °dH
Blødt, forsuret vand	<6	>5	<8
Blødt, aggressivt vand	6-7	>5	<8
Uproblematisk vand	7-8,5	<2	8-30
Meget hårdt vand	>7	<2	>30
Blødt, ionbyttet vand med høj pH	>8,5	<2	<8

Det videre arbejde vil afhænge af grundvandskvaliteten i det aktuelle område. Tabel 9.2 viser fem letgenkendelige vandtyper i forbindelse med syre/base-forhold, der er baseret på parametrene pH, aggressiv kulsyre og hårdhed.

### Redoxforhold

Redoxforhold er måske det vigtigste forhold i et grundvandsmagasin, når der tales om vandkvalitet og grundvandskortlægning. Forholdet kan give en indikation af grundvandets alder, om en evt. forurening kan nedbrydes aerobt, om magasinet er sårbart overfor nitrat, om vandværket skal behandle grundvandet for parametre som jern, mangan, ammonium, svovlbrinte og metan, om der er risiko for forsuring og/eller frigivelse af nikkel og arsen som resultat af pyritoxidation, om sedimentets jernoxider frigiver en del af det bundne arsen, og meget mere. Det er derfor et vigtigt element i tolkningen at karakterisere redoxforhold i de enkelte vandprøver og vurdere fordelingen af de forskellige redoxforhold i 3-dimensioner og evt. også i 4-dimensioner, hvis der er en tidlig udvikling.

Tabel 9.3 indeholder en oversigt over typiske koncentrationer af redox-aktive kemiske stoffer i grundvandet på landsplan, se også figur 4.2. De viste koncentrationer repræsenterer alle grundvandsdatatyper fra grundvandsovervågningen, indvindingsboringer, undersøgelsesboringer mv. Det vil sige, at tabellen bl.a. bygger på data, hvor der muligvis kontamineres med luft ved prøvetagning, og hvor der er tale om blandingsvand fra lange indtag i indvindingsboringer. Tabellen dækker dog ikke over data fra punktkilder.

Tabel 9.3 Oversigt over typiske koncentrationer af redoxaktive kemiske stoffer i grundvandet på landsplan i mg/l. Modificeret efter GEUS (1995). Redox-vandtypen er vist i parentes.

Zone	Ilt	Nitrat	Nitrit	Mangan	Jern	Sulfat	Sulfid	Metan
<b>Iltet</b> <b>Vandtype A</b>	3-10	1-150	<0,01	<0,3	<0,2	10-70	<0,05	<0,05
<b>Anoxisk nitratreducerende</b> <b>Vandtype B</b>	<3	1-150	0,01-1	0,1-2	<0,2	20-150	<0,05	<0,05
<b>Svagt reduceret</b> <b>Vandtype C</b>	<3	<1	<0,01	0,1-2	0,1-5	20-400	0,01-5	0,01-5
<b>Stærkt reduceret</b> <b>Vandtype D</b>	<3	<1	<0,01	0,1-2	0,1-5	0-20	0,01-5	0,01-5

Det anbefales, at vandtypen for den seneste vandprøve fra hvert indtag fastlægges ved hjælp af algoritmen i kapitel 4. Det anbefales, at udarbejde et temakort over vandtype-variationen for hver geologisk enhed eller magasin.

### 9.3 Identifikation af vigtige processer

#### Overblik over mulige processer

En central del af tolkningsarbejdet går ud på at identificere de processer, der præger grundvandskvaliteten. Ved at forstå disse processer kan man på en mere kvalificeret måde identificere potentielle kritiske stoffer, vurdere den fremtidige koncentrationsudvikling, samt vurdere sårbarheden og de mest egnede afhjælpende og forebyggende indsatser. En kemisk grundvandskortlægning bør derfor i høj grad også koncentrere sig om processer, dvs. spillet mellem de opløste stoffer og jordlagene, frem for alene at fokusere på enkeltstofferne koncentration og rumlige fordeling.

Der findes mange geokemiske processer, der kan vurderes i forbindelse med en kemisk grundvandskortlægning. Hvilke processer, der er mest relevante, vil afhænge af det aktuelle område (tabel 9.3).

Tabel 9.4 Oversigt over typiske processer, problemstoffer og illustrationsmuligheder.

Proces	Vigtige parametre	Illustrationer (se afsnit)
<b>Kalkopløsning</b>	pH, aggressiv kulsyre, hårdhed, kalkmætning	Dybdeplot og fraktildiagram af de vigtigste parametre (7.3 & 7.4)
<b>Forsuring</b>	pH, Al, K, hårdhed, forvittringsgrad, Ni	Scatterplot med pH vs Al (7.5)
<b>OmkrySTALLISERING af carbonater i kalkmagasiner</b>	Mg, Ca, Si	Scatterplot med Mg vs Ca (7.5)
<b>Denitrifikation</b>	NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , hårdhed, pH	Dybdeplot og fraktildiagram med nitrit (7.3 & 7.4)
<b>Nitratreduktion med organisk stof</b>	NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub>	Dybdeplot med NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub> (7.3)
<b>Pyritoxidation</b>	SO <sub>4</sub> , Fe, Ni, forvittringsgrad, hårdhed, Ca	Scatterplot med SO <sub>4</sub> mod forvittringsgrad Scatterplot af SO <sub>4</sub> vs Ca Dybdeplot og fraktildiagram af sulfat mod forvittringsgrad (7.3, 7.4 & 7.5)
<b>Variation i tykkelsen af den umættede zone pga. vandspejlsændringer</b>	SO <sub>4</sub> , Ni, NO <sub>3</sub>	Tidsserie med vandspejlskote mod NO <sub>3</sub> for udvalgte boringer (7.6)
<b>Sulfatreduktion</b>	SO <sub>4</sub> , HCO <sub>3</sub> , forvittringsgrad, H <sub>2</sub> S	Scatterplot med SO <sub>4</sub> vs HCO <sub>3</sub> (7.5)
<b>Metandannelse</b>	CH <sub>4</sub> , SO <sub>4</sub>	Dybdeplot og fraktildiagram med metan (7.3 & 7.4)
<b>Saltvandsindtrængning</b>	Cl, Na, ionbytningsgrad	Scatterplot med Cl vs ionbytningsgrad Dybdeplot og fraktildiagram af Cl, ionbytningsgrad (7.3, 7.4 & 7.5)
<b>Påvirkning fra vejsalt</b>	Cl/Br, omvendt ionbytning	Scatterplot af Cl/Br vs Cl Temakort med Cl, ionbytningsgrad (7.5 & 7.7)
<b>Ionbytning</b>	Na, Cl, Forvittringsgrad Ionbytningsgrad	Scatterplot med Na vs Cl Dybdeplot og fraktildiagram af ionbytningsgrad (7.3, 7.4 & 7.5)
<b>Brunt vand</b>	NVOC, KMnO <sub>4</sub> , pH, Ca, ionbytningsgrad, HCO <sub>3</sub> , Cl	Scatterplot med NVOC vs KMnO <sub>4</sub> , pH, Cl, Ca og ionbytningsgrad Dybdeplot og fraktildiagram af NVOC, KMnO <sub>4</sub> (7.3, 7.4 & 7.5)

Indledningsvis bør listen af processerne løbes igennem for at identificere, hvilke processer der er mest væsentlige for grundvandets kvalitet i det aktuelle område. Herefter vurderes udvalgte processer i større detalje, blandt andet ved hjælp af diverse præsentationer.

Det anbefales, at der som minimum vurderes på processerne pyritoxidation, ionbytning og sulfatreduktion med mindre, det kan godtgøres, at én eller flere af disse processer ikke er relevante for det aktuelle område. Nedenfor angives flere oplysninger om disse tre processer, og hvordan de kan vurderes. Hvis andre processer i tabel 9.4 skal vurderes, kan der anvendes en lignende fremgangsmåde. Fremgangsmåden (med udvalgte præsentationer, der kan hjælpe med vurderingen) omfatter:

- Processens omfang (fraktildiagram – se afsnit 7.3, scatterplot – se afsnit 7.5)
- Geografisk fordeling (temakort – se afsnit 7.7, dybdeplot – se afsnit 7.4)

- Udvikling (tidsserie – se afsnit 7.6)
- Årsag (scatterplot – se afsnit 7.5, principskitse – se afsnit 7.9)

### **Pyritoxidation:**

**Definition:** Pyritoxidation er almindeligvis en proces, hvor pyrit i sedimentet oxideres af ilt eller nitrat i grundvandet. Ved grundvandssænkning kan processen også foregå i den umættede zone. Nitrat reduceres til gasarten kvælstof ( $N_2$ ), når processen løber fuldstændig til ende. Mellemproduktet nitrit kan optræde i koncentrationer over 0,01 mg/l.

Pyritoxidation sætter i mange tilfælde et kraftigt præg på grundvandets sammensætning. I første omgang fjernes ilt og nitrat fra vandet, og der dannes sulfat og syre. Tilstedeværelse af nitrit kan være en indikation på pyritoxidation og nitratreduktion. Syren vil enten sænke pH eller, hvis der er kalk tilstede, forøge vandets hårdhed, Ca og forvitningsgraden. Jernindholdet i grundvandet kan stige, men frigjort jern kan også udfældes som jernoxider eller karbonater. Såfremt der er et væsentligt nikkellindhold i pyrit, kan indholdet af nikkel opløst i grundvandet stige til problematiske niveauer. Pyrit indeholder desuden arsen, der kan frigives til grundvandet ved pyritoxidation og som ofte efterfølgende udfældes med jernoxider. Pyritoxidation i den umættede zone kan medføre meget høje sulfatkoncentrationer og eventuel udfældning af calciumsulfat (gips).

Reduceret grundvand, der er præget af pyritoxidation, er oftest forholdsvis ungt, og kan indeholde forhøjede sulfatkoncentrationer i forhold til baggrunds niveauet i iltet grundvand. Denne vandtype kan også indeholde nedsivende miljøfremmede stoffer.

I områder med et særligt behov for afklaring af potentialet for nitratreduktion, kan der udføres nye boreriger med udtagning af sedimentprøver til kemiske analyser af indhold af fx pyrit, organisk stof og reduceret jern samt total nitratreduktionskapacitet, se kapitel 6.

**Omfang:** Sulfat er ofte den mest sikre indikator på pyritoxidation. Man skal dog være opmærksom på, at sulfat også kan stamme fra havvand. Ved pyritoxidation med nitrat dannes der 1,0 mg sulfat pr. mg nitrat, mens pyritoxidation med ilt danner 1,6 mg sulfat pr. mg ilt. Til belysning af omfanget af nitratreduktion kan man udarbejde et scatterplot af sulfat mod nitrat.

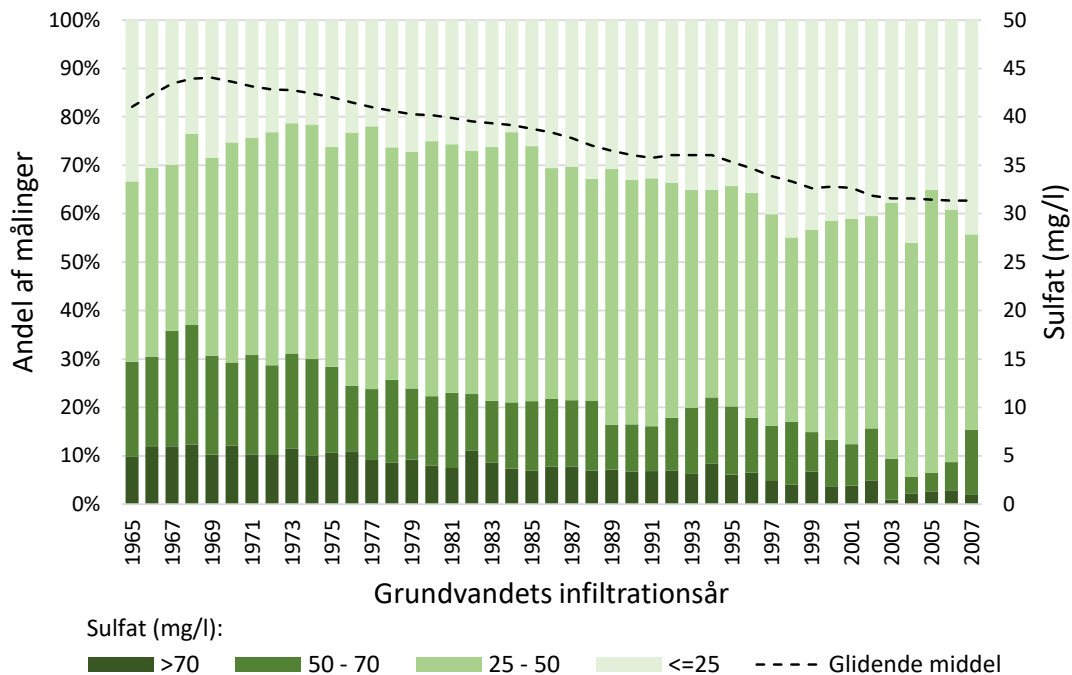
Tilstedeværelse af nitrit i grundvandet er en indikator for, at boringens indtag ligger i et nitrat-reducerende lag tæt på redoxgrænsen. Et dybdeplot og fraktildiagram med nitrit kan være med til at belyse dette.

**Fordeling:** Den geografiske fordeling kan belyses ved at udarbejde et temakort for sulfat og nitrat for hvert magasin.

Fortolkning af temakortet for sulfat forudsætter at baggrunds niveauet for sulfat vurderes. Baggrunds niveauet for sulfat i grundvandet forventes at variere både i tid og rum. Variation i tiden forventes at skyldes en kraftig reduktion i den atmosfæriske svovl-deposition siden 1990, mens den geografiske variation forventes at afspejle forskelle i svovl-deposition som følge af afstand til kysten.

Figur 9.3 viser udviklingen i sulfatindholdet i iltet grundvand i forhold til grundvandets infiltrationsår baseret på sulfatmålinger og aldersdateringer fra grundvandsovervågningen. Fra 1965 til 2007 er det gennemsnitlige sulfatindhold i iltet grundvand reduceret fra ca. 40 til 30 mg/l. Det vil sige, at baggrunds niveauet for sulfat, i denne periode, i gennemsnit varierer fra 30 – 40 mg/l sulfat afhængig af alderen af grundvandet. Den geografiske variation i baggrunds niveauet for sulfat er større, hvor hovedparten (70 – 95 %) ligger under 50 mg/l.

Det anbefales at bruge informationerne i figur 9.3 til at vurdere baggrunds niveauet for sulfat, hvis der ikke er nok data til at bestemme baggrunds niveauet for sulfat indenfor selve undersøgelsesområdet.



Figur 9.3 Udviklingen i sulfatindholdet i iltet grundvand, der indikere baggrunds niveauet for sulfat, i forhold til grundvandets infiltrationsår. Baseret på data fra grundvandsovervågningen mht. sulfat og aldersdatering af grundvandet.

Fastsættelse af dybden til redoxgrænsen (se kapitel 4) er desuden et vigtigt element i vurdering af omfanget af pyritoxidation i et kortlægningsområde. Det anbefales, at der udarbejdes et temakort, hvor dybden til redoxgrænsen og grundvandsmagasinerne nitratforhold er tematiseret. Desuden kan der udarbejdes profilsnit, hvor redoxgrænsen tegnes ind.

**Udvikling:** Tidsserier af sulfat (se afsnit 5.4 og 7.5) kan indikere, om situationen er statisk, eller om der er tale om stigende pyritoxidation med risiko for gennemslag af nitrat.

**Årsag:** Den kemiske grundvandskortlægning bør forsøge at fastlægge årsagen til pyritoxidation. Dette kræver, at de potentielle årsager nedenfor gennemgås én for én:

1. **Barometereffekt:** I denne situation trænger atmosfærisk ilt ind i den umættede zone via filtre, der sidder helt eller delvis over grundvandsspejlet, i takt med høj og lavtrykkpassager. Da mængderne af ilt, der transporteres ind i den umættede zone kan

være meget store, kan det medføre en omfattende pyritoxidation og høje sulfatkoncentrationer, der lokalt kan nå langt op til 1.000 mg/l. Sulfatkoncentrationen kan mindskes af udfældninger med gips (CaSO<sub>4</sub>). Det bør kontrolleres, om der er lerlag i den umættede zone, der kan give anledning til barometereffekt, hvis toppen af nogle af indtagene i et område ligger over grundvandspejlet.

2. **Vandspejlssænkning og -fluktuationer:** Kan skyldes dræning, indvinding af grundvand, eller årstidsbetingede forskelle i vandspejlet. Disse årsager medfører et midlertidigt eller et permanent fald i vandspejlet. Hermed kan luftens ilt trænge ind i den dannede umættede zone, der kan indeholde pyrit. Transporten af ilt til den umættede zone kan i denne situation være stor og kan medføre stor sulfatdannelse, lokalt med koncentrationer langt over 1.000 mg/l. Historiske pejledata og ændringer i arealanvendelsen bør undersøges.
3. **Nedsivende opløst ilt:** Opløseligheden af ilt i grundvand er ved 8-10 °C ca. 11-12 mg/l, hvilket kan medføre en sulfatproduktion på ca. 18 mg/l fra pyritoxidation.
4. **Nedsivning af nitrat:** Udvaskning af nitrat under rodzonen på opdyrkede marker kan variere meget afhængig af kvælstoftildeling, afgrøder, efterafgrøder og dyrkningsmæssige forhold mv. I Landovervågningen (LOOP) er der i det øvre iltede grundvand målt op til ca. 150 mg/l nitrat i 2015 i enkelte målepunkter (Blicher-Mathiesen m.fl., 2016). Dette kan teoretisk set medføre en sulfatstigning på op til 150 mg/l ved pyritoxidation. Hvis vandet er blandet med vand dannet under by eller naturarealer, vil nitratindholdet være langt mindre.

### Ionbytning

**Definition:** Ionbytning er en proces, hvor der sker udveksling af ioner (Na, Ca og Mg) mellem grundvandet og sedimentet, idet ionerne adsorberes eller desorberes fra overfladekomplekser på lerminerale. Ionbytning foregår for at skabe ligevægt mellem de kationer, der er opløst i jordvæsken, og de kationer, som er adsorberet til lerminerale.

Ionbytningsgraden beregnes som forholdet mellem Na og Cl i milliækvivalenter.

Følgende definitioner anvendes:

Omvendt ionbyttet grundvand:	$\frac{[Na]}{[Cl]} \leq 0.65$	$Na^+ + 1/2Ca-X_2 \rightarrow Na-X + 1/2Ca^{2+}$
Ionbyttet grundvand:	$\frac{[Na]}{[Cl]} > 1.15$	$1/2Ca^{2+} + Na-X_2 \rightarrow 1/2Ca-X + Na^+$

Hvor -X<sub>2</sub> er symbolet på en udbytningsplads på sedimentet i grundvandsmagasinet.



Ionbyttet grundvand vil opstå, når ferskvand infiltrerer et grundvandssediment, der er påvirket af saltvand fx sedimenter af marin oprindelse, eller lag som tidligere har været i kontakt med mere saltholdigt grundvand som følge af ændret havvandsstand.

Omvendt ionbyttet grundvand vil opstå, når saltvand infiltrerer et mere fersk grundvandssediment. Dette ses ved saltvandsindtrængning eller diffusion fra det underliggende salte grundvand forceret af en kraftig indvinding. Omvendt ionbyttet grundvand kan også opstå ved infiltration af saltvand fra jordoverfladen fx efter vejsaltning.

Det antages, at et forhold mellem Na og Cl på 0,65 - 1,15 repræsenterer ikke ionbyttet grundvand med ligevægt i saltindholdet mellem grundvand og sedimentet, idet der medtages et usikkerhedsinterval på  $\pm 0,25$  omkring 0,9 regnet i ækvivalenter. Usikkerhedsintervallet er lagt omkring 0,9, da molforholdet mellem Na/Cl i havvand er ca. 0,9.

Det bemærkes, at ikke-ionbyttet vand normalt er udtryk for et magasin med en god gennemstrømning af grundvand. Grundvand af denne type har som regel ikke meget lange opholdstider. Men det kan også være udtryk for et magasin, hvor sedimentet har en ringe ionbytningskapacitet (Krog m.fl., 2000), eller hvor sedimentet blev aflejret i fx et ferskvandsmiljø med et natrium/calcium-forhold, der ligner det nuværende grundvand. Derfor kan man ikke konkludere, at grundvand er ungt (og dermed sårbart) alene på basis af manglende ionbytning.

**Omfang:** Som det fremgår af Tabel 9.4 kan omfanget af ionbytning i det aktuelle område vurderes ved udarbejdelse af et scatterplot af Na vs Cl og et fraktildiagram med ionbytningsgrad.

**Fordeling:** Den geografiske fordeling kan belyses ved et temakort over ionbytningsgraden.

**Udvikling:** Tidsserier af ionbytningsgrad (se afsnit 5.4 og 7.5) kan indikere, om situationen er statisk eller under forandring.

**Årsag:** Den kemiske grundvandskortlægning bør forsøge at fastlægge årsagen til ionbytning eller omvendt ionbytning.

Blandt de potentielle årsager til ionbytning kan nævnes:

1. Høj ionbytningskapacitet: Visse lerminerale (fx glaukonit i Lellinge grønsand) har en meget stor ionbytningskapacitet og medfører ofte en høj ionbytningsgrad i grundvandet. Der er dog kun ionbytning, såfremt saltholdigheden af grundvandet er under ændring.
2. Dårlig gennemstrømning: Ofte vil en høj ionbytningsgrad være tegn på dårlig gennemstrømning, enten i dæklaget og/eller i selve magasinet.

Blandt de potentielle årsager til omvendt ionbytning kan nævnes:

1. Saltvandsindtrængning eller diffusion: Enhver ændring i grundvandets saltindhold over tid rykker på balancen mellem sediment og grundvand. Indtrængning af saltvand, hvor der tidligere var ferskvand, kan medføre et fald i ionbytningsgrad, idet natrium i vandet ombyttes med calcium på sedimentet (omvendt ionbytning). Dette

er et faresignal for vandindvindingen i området, og et tegn på, at det kan være nødvendigt at reducere indvindingen.

2. Vejsaltning og andre saltforureningskilder ved jordoverfladen: I denne situation vil saltvand nedsive til et mere fersk grundvandssediment. Det kan være vanskeligt at identificere, om der er tale om en saltvandspåvirkning fra salte grundvandslag eller nedtræning af salt vejvand.

### **Sulfatreduktion**

**Definition:** Sulfatreduktion er en proces, hvor sulfat reduceres til sulfid samtidig med, at organisk stof oxideres til hydrogencarbonat ved hjælp af mikroorganismer.

Sulfatreduktion danner svovlbrinte, der i vidt omfang udfældes som jernsulfider, og svovlbrinte kan derfor ikke altid detekteres i grundvandsprøverne. Jo mere fremskreden sulfatreduktionen er jo større er muligheden for, at redoxmiljøet er så reduceret, at der også dannes metan, ved nedbrydning af reaktivt indlejret organisk stof. Hvis datadækningen for sulfid og metan er ringe i et område med mere eller mindre fuldstændig sulfatreduktion, bør der indgå analyse herfor i det analyseprogram, der gennemføres under trin 3. Fremskreden sulfatreduktion (vandtype D) er som regel knyttet til lav forvitningsgrad på grund af dannelsen af hydrogencarbonat.

**Omfang:** Omfanget af sulfatreduktion kan belyses med fx et scatterplot af sulfat vs hydrogencarbonat som angivet i 9.4.

**Fordeling:** Den geografiske fordeling kan ses på et temakort over sulfat. Et temakort over vandtyper giver også et godt overblik fordelt på magasiner.

**Udvikling:** Udvikling kan ses ved udarbejdelse af sulfattidsserier for udvalgte boringer, se afsnit 5.4 og 7.5.

**Årsag:** Omfanget af sulfatreduktion i de reducerede grundvandsmiljøer hænger sammen med opholdstid og reaktiviteten af det organiske stof i de geologiske lag. Såfremt der i forvejen er udarbejdet en geologisk beskrivelse af det aktuelle område, kan oplysninger om organisk stof søges her. Ellers kan en hurtig gennemgang af udvalgte borejournaler også give en indikation. Særligt i helt unge aflejringer i postglaciale miljøer kan der være en særlig stor reaktivitet af det organiske stof, mens relativt gammelt organisk stof, selv i høje koncentrationer, kan være relativt inert.

## **9.4 Identifikation af problemstoffer**

Identifikation af problemstoffer i et kortlægningsområde er en forudsætning for at kunne fastlægge hvilken indsats, der kan være relevant for området. Det er vigtigt både at identificere de stoffer, der medfører kvalitetsproblemer i dag, samt de stoffer, der kan medføre problemer i fremtiden.

Det foreslås, at problemstoffer opdeles efter dominerende kildetype:

1. Menneskabte kilder (fx nitrat, pesticider, chlorerede opløsningsmidler)

## 2. Naturligt forekommende stoffer (fx arsen, nikkel, NVOC, klorid)

Herudover er det vigtigt at skelne mellem stoffer, der kan fjernes ved en traditionel vandbehandling, og de stoffer, hvor problemet kun kan håndteres ved at finde en anden indvindingslokalitet eller ved videregående vandbehandling.

Som minimum anbefales det, at vurdere om stofferne og stofgrupperne i tabel 9.5 er relevante for det aktuelle område. Herudover medtages andre stoffer, som er relevante for det aktuelle område.

Det bemærkes, at lister over relevante enkeltstoffer i stofgruppen pesticider og chlorerede opløsningsmidler kan findes i Miljøstyrelsen (1997). I gruppen olie-/tjærestoffer tænkes specielt på aromater som benzen, toluen, ethylbenzen og xylener (BTEX) samt diverse fenoler.

Identifikation af potentielle problemstoffer kan foregå ved at udføre parameter og niveausammenligninger, vurdere udviklingstendenser og ved at vurdere betydningen af vigtige processer. Disse tre metoder omtales nedenfor.

Tabel 9.5 Oversigt over typiske problemstoffer under danske forhold.

Parameter	Kilde	
	Menneskeskabte	Naturlige
Aggressiv CO <sub>2</sub>	Gødning, atmosfærisk depositon af forsurende stoffer	Naturlig forsurening i rodzonen med dannelse af bikarbonat og organiske syrer
Ammonium	Lossepladsperkolat Gylle	Nedbrydning af aflejringer med organisk stof
Arsen	Træimpregneringsgrunde Lossepladsperkolat	Pyrit Reduktion af jernoxider med adsorberet arsen
Chlorerede opløsningsmidler	Industri	Chloroform under granskov
Klorid	Vejsalt Depoter af vejsalt, snedepoter Lossepladsperkolat Gødning Utætte kloaker og septiktanke Saltvandsindtrængning	Residual havvand Diffusion fra det underliggende salte grundvand
Fluorid	Ikke væsentlig	Opløsning af mineraler
Jern	Grundvandssænkning	Opløsning af mineraler
Mangan	Ikke væsentlig	Opløsning af mineraler
Metan	Lossepladsperkolat	Aflejringer med reaktivt organisk stof
Nikkel	Barometereffekt, Nitratgødning	Surt grundvand Pyrit
Nitrat	Kvælstofgødning	Kvælstoffiksering
NVOC	Lossepladsperkolat Utætte kloaker	Aflejringer med naturligt organisk stof
Olie/tjærestoffer	Forurenede grunde	Meget lavt niveau enkelte steder
Pesticider	Spild omkring gårdspladser, landbrug, haver, jernbaneskinner, lossepladsperkolat	Ikke væsentlig
Svovlbrinte	Lossepladsperkolat	Sulfatreduktion

### Parameter og niveau sammenligninger

Problemstoffer kan identificeres ved at screene for overskridelser, dvs. ved at sammenligne koncentrationer fra det aktuelle område med drikkevandskriterier, der er angivet i tilsynsberedtgørelsen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b). Her skal man dog huske, at visse stoffer - fx jern - fjernes ved traditionel vandbehandling, hvorfor overskridelser af drikkevandskrav ikke nødvendigvis er problematiske.

### Udviklingstendenser

Selv om et stof ikke i dag overskrider en relevant grænse, kan det alligevel være problematisk i fremtiden. Tidsserier er det vigtigste redskab til at vurdere, om et stof er acceptabelt nu, men samtidig udviser en bekymrende stigende tendens.

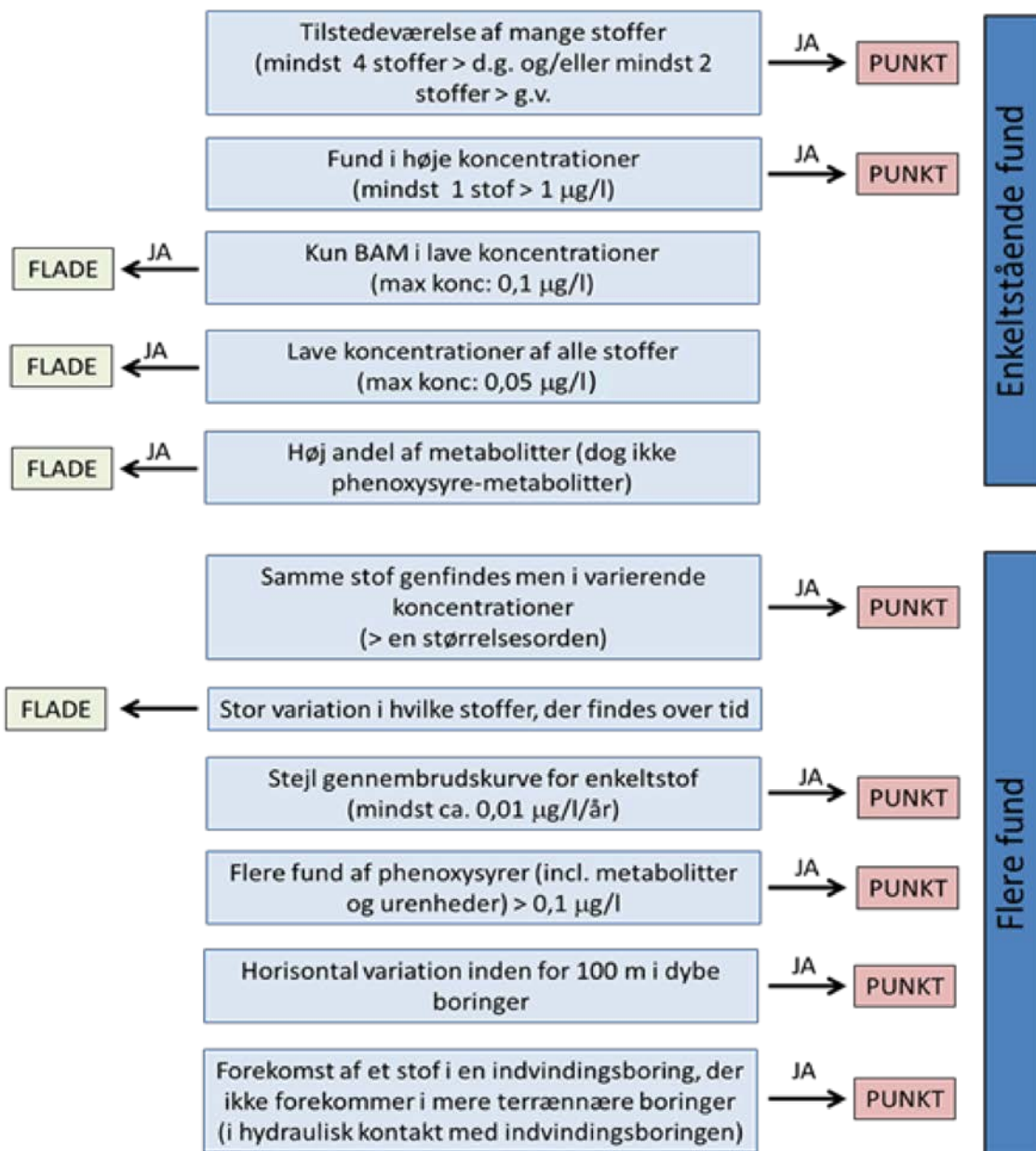
### Vigtige processer

Endelig bør det overvejes, om de identificerede vigtige processer kan give anledning til, at andre stoffer er eller bliver problemstoffer.

## 9.5 Tolkning af kilder til pesticider

Fund af pesticider i grundvandet kan stamme fra punktkilder eller fladekilder. I grundvandskortlægningen kan det være hensigtsmæssigt at kunne vurdere, om de pesticidfund, der er fundet under kortlægningen, peger mod, at der er punktkilder i området af hensyn til den videre brug af kortlægningsresultaterne.

I et projekt fra Miljøstyrelsen fra 2013 er der udviklet et beslutningsstøttesystem med det formål at vurdere kilden til konkrete pesticidfund i grundvandet (Tuxen m.fl., 2013). Figur 9.4 viser, hvorledes man ud fra de fundne koncentrationer, og antallet af påviste stoffer kan vurdere, hvilken kilde der er mest sandsynlig.



Figur 9.4 Beslutningsstøtte-værktøj til at vurdere kildetyper for pesticidfund i grundvandet (Tuxen m.fl., 2013).

## 10. Sammentolkning

Tolkningen og forståelsen af grundvandskemiske forhold kræver, at der inddrages oplysninger om en lang række emneområder. Der kan i forbindelse med den kemiske grundvandskortlægning ske en sammentolkning af følgende 3 datatyper:

- 1) Arealmæssige data om påvirkninger: som fx kvælstoftilførslen, pesticidanvendelsen, forureningskilder (eksisterende virksomheder, kortlagte lokaliteter og andre punktkilder).
- 2) Geologiske data vedrørende eksempelvis udbredelsen og tykkelse af dæklag, grundvandsmagasinets geologiske opbygning, mineralogiske undersøgelser.
- 3) Hydrologiske data vedr. eksempelvis grundvandsdannelse, hydrauliske egenskaber, vandindvinding.

Sammentolkning af data fra grundvandskortlægningen kan opfattes som en selvstændig fagdisciplin, som ofte har været foretaget usystematisk og uensartet. Der eksisterer mange muligheder for at integrere grundvands- og sedimentkemiske data med geologiske, hydrologiske og geofysiske datatyper. Nogle af disse er vist i "Tjeklisten for sammentolkning i Den Nationale Grundvandskortlægning" (Erfurt m.fl., 2012). Der er til stadighed brug for at udvikle en systematisk tilgang og udvikling af metoder til sammentolkningen af data fra grundvandskortlægningen.

I denne Geo-vejledning vises eksempler på sammentolkning af kemiske data med andre typer af data, som er foretaget i de seneste år i forbindelse med grundvandskortlægningen.

Sammentolkning af de kemiske data med de hydrogeologiske data bør finde sted i alle trin af grundvandskortlægningen, således at der sker en gradvis øget forståelse af såvel vandkvalitet som hydrogeologiske forhold. Under trin 2 sammentolkes med "den geologiske forståelsesmodel", mens der under trin 3 og 4 skal ske en sammentolkning med henholdsvis "Den rumlige geologiske model" og "Den hydrostratigrafiske model".

### 10.1 Sammentolkning med arealmæssige påvirkninger

Under trin 2 anbefales det, at de kemiske data sammentolkes med følgende arealinformationer i undersøgelsesområdet:

- Kendte forureningskilder
- Kvælstofbelastningen fra jordbrugsproduktion
- Pesticidbelastningen fra jordbrugsproduktion

Sammentolkningen af de kemiske data til arealmæssige data sker også i forbindelse med den overordnede beskrivelse af vandindvindingen (afsnit 5.2) og i forbindelse med identifikation af problemstoffer (afsnit 9.3). Detaljeringsgraden i sammentolkningen bør afspejle de forskellige påvirkningers indflydelse på vandkvaliteten. Sammentolkningen af kvælstofbelastningen kan fx ske ud fra såvel simple arealanvendelseskort, N-overskuddet på mark eller

bedriftsniveau eller ved mere avancerede udvaskningsmodeller, alt afhængig af det ønskede vidensbehov.

Tabel 10.1 opsummerer de vigtigste sammentolkninger af kemiske data med arealmæssige data, der kan ske i forbindelse med den kemiske grundvandskortlægning. Flere af datatyperne er landbrugsregisterdata,.

Tabel 10.1 Eksempler på sammentolkning af kemiske data med arealmæssige data under trin 2.

	Kemiske data	Areal-mæssige data	Præsentationstype
Sammentolkning nitrat	Nitrat i grundvandet	Kvælstofbelastning fra jordbrugsproduktion	Temakort
Sammentolkning pesticider	Fund af pesticider i grundvandet	Behandlingshyppighed Historisk forbrug af pesticider	Temakort
Sammentolkning andre miljøfremmede stoffer	Fund af andre miljøfremmede stoffer i grundvandet	Kendte forureningskilder	Temakort

## 10.2 Geologisk forståelsesramme for tolkning af kemiske data

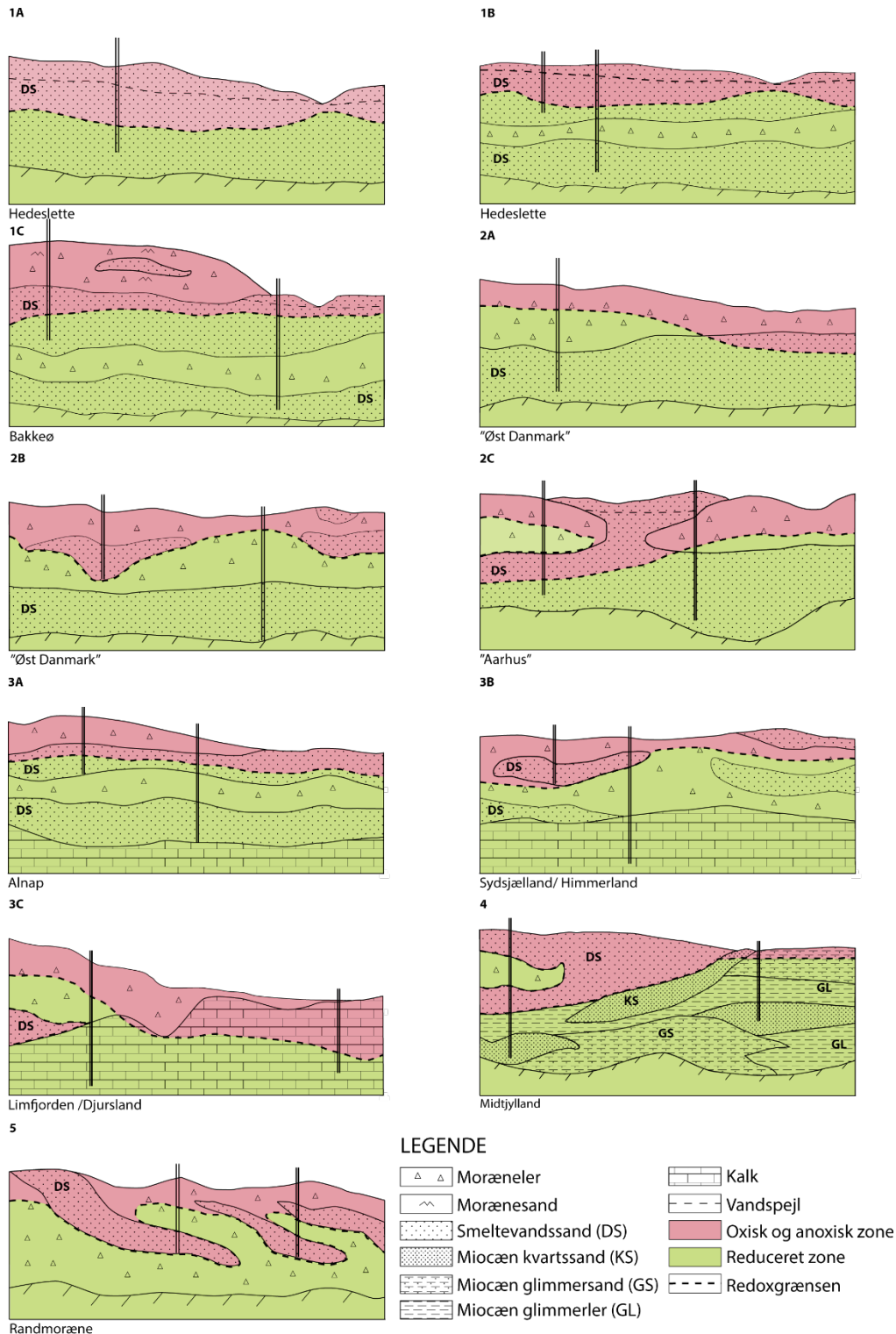
Igennem de sidste knap 25 år er der fremkommet flere forslag til klassificering af de hydrogeologiske magasintyper i Danmark, herunder konceptuelle modeller for sammentolkning af grundvandskemiske data.

Dyhr-Nielsen m.fl. (1991) foreslog en opdeling af Danmark i 10 grundvandsmagasintyper beskrevet i relation til nitratforurening. Dette koncept er blevet videreudviklet til at omfatte 12 geologiske hovedtyper (Rasmussen m.fl., 1995). Disse geologiske hovedtyper, undtagen Bornholms faste bjergarter, er vist på figur 10.1 i en opdateret version, hvor den typiske beliggenhed af redoxgrænsen er indtegnet.

Anvendes dette koncept til tolkningen af kemi, bør der lægges speciel vægt på:

- Lerdæklagenes litologi, tykkelse og udbredelse for hovedtype 2 og 3
- Geologiske inhomogeniteter ("geologiske vinduer") for hovedtype 2, 3 og 5
- Geologiske vinduer mellem øvre og nedre reservoir for hovedtype 1c, 3a og 4
- Dæklagenes sammensætning (morænesand/ler, brunkul) for hovedtype 1c og 4
- Forekomst af helt ungt vand i de faste bjergarter på Bornholm, hvor det hydrauliske system er fuldstændigt styret af sprækkestrømning

For de hydrogeologiske hovedtyper 1a, 1b og 2a er infiltrationen i de fleste tilfælde relativt jævnt fordelt, mens den i hovedtyperne 2c og 5 vil være koncentreret til de såkaldte geologiske vinduer og i områder, hvor sandlagene når op til overfladen. Hvor morænedækket er tyndt og evt. opsprækket, som det kan være i type 3a-c, vil der ligeledes lokalt være en større infiltration end i resten af området.



Figur 10.1. Geologiske hovedtyper i Danmark med angivelse af typiske redoxforhold. Hovedtype 1 dækker det meste af Vestjylland, hovedtype 2 dækker store dele af det østlige Jylland, Fyn og en del af Sjælland, hovedtype 3 med undertyper dækker en stor del af Sjælland, Lolland-Falster, Djursland og en del af Limfjordsområdet, hovedtype 4 dækker Midtjylland med højtliggende miocæne kvartssandsmagasiner og hovedtype 5 dækker israndsområder med dislokerede sandmagasiner. Hovedtype 6, sprækkestrømning i faste bjergarter på Bornholm er ikke vist (modificeret efter Rasmussen m.fl., 1995).



### 10.3 Sammentolkning af kemiske data med "Den geologiske forståelsesmodel"

Tabel 10.2 viser de sammentolkninger, det som et minimum anbefales at lave under trin 2 i forbindelse med udarbejdelsen af "Den geologiske forståelsesmodel". Sammentolkninger angivet i tabel 10.2 udgør en syntese af resultaterne og tolkningerne under trin 2 og kan samlet betegnes som "Den kemiske model på eksisterende data".

Tabel 10.2 Den kemiske model på eksisterende data: sammentolkning til "Den geologiske forståelsesmodel"  
1: Er mere indgående beskrevet i kapitel 4.

Sammentolkning	Kemiske data	Den geologiske forståelsesmodel	Illustrationstype
Status for vandværkets kemiske tilstand	Grundvands- og drikkevandskvalitet på vandværker <sup>1</sup>	Hydro-geologiske forhold i opland til indvindingsboringer <sup>1</sup>	Temakort Tidsserier
Identifikation af behov for nye kemiske data	Den kemiske datatæthed	Den overordnede hydrogeologiske opbygning	Temakort
Identifikation af problemstoffer	Illustration af eksisterende data	Den overordnede hydro-geologiske opbygning	Temakort/principskitser

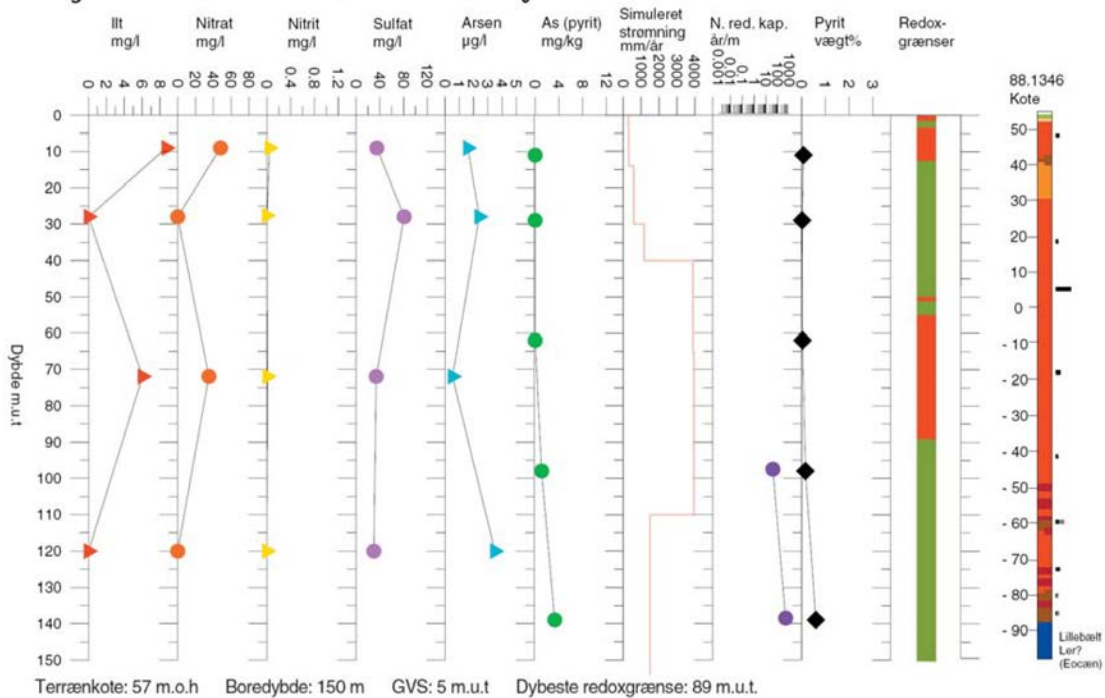
### 10.4 Sammentolkning af kemiske data i nye undersøgelsesboringer

I trin 3 "Nye kemiske kortlægningsresultater" skal de nye vand- og sedimentkemiske data sammenstilles og tolkes med litologiske og eventuelt hydrologiske informationer fra de nye undersøgelsesboringer. I figur 10.2 er vist et eksempel på sammenstilling af udvalgte nye data i en undersøgelsesboring.

Sammentolkningen af dataene fra undersøgelsesboringen vist i figur 10.2 foregår ved en beskrivelse af kemiske, geologiske og hydrologiske sammenhænge. Figur 10.2 viser data fra en 150 m dyb undersøgelsesboring med 4 filtre med de vandkemiske data (kolonne 1-4), grundvandsstrømningen baseret på MIKE SHE modelleringer (hovedsagelig horisontal fra 40 m.u.t., kolonne 5), sedimentkemi (kolonne 6), redoxgrænser (kolonne 8). De kvartære aflejringer i boringen er domineret af sandede sedimenter med en tykkelse på op til 100 m med smeltevandsler i den øverste del og moræneler i den nederste del. I den nederste del af boringen er der fundet impermeabelt ler fra Eocæn.

Der er fundet 7 redoxgrænser i boringen, hvor den dybeste ligger ca. 90 m.u.t. Tilstedeværelsen af nitrat i grundvandsmagasinet og en lav reduktionskapacitet (0,02-0,16 vægt % pyrit) understøtter såvel de hydrologiske resultater, som viser en høj simuleret strømning på op til 4 m per år, som fundet af redoxzonerne i boringen (Hansen og Thorling, 2008).

### Boring 41 - DGU nr. 88.1346 - Jeksen - Århus Syd



Figur 10.2 Eksempel på sammenstilling af udvalgte data fra en trin 3 undersøgelsesboring placeret i Bra-branddalen ved Aarhus (Hansen & Thorling, 2008).

## 10.5 Sammentolkning af kemiske data med "Den hydrostratigrafiske model"

I tabel 10.3 er vist de sammentolkninger, som det som minimum anbefales at lave i forbindelse med sammentolkning af kemiske data med "Den hydrostratigrafiske model" under trin 4. Sammentolkninger, som angivet i tabel 10.3, vil udgøre en syntese af resultaterne og tolkningerne under trin 4 og kan samlet betegnes som "Den hydro-geokemiske model".

Selve sammentolkningen sker ved, at der udarbejdes såvel temakort som en række plots, hvor der søges efter sammenhænge, der kan karakterisere områdets specifikke vandkvalitet i sammenhæng med hydrogeologien. Eksempler på plots er vist i kap. 7, men tolkningen bør ikke begrænses af de viste eksempler, men skal tage udgangspunkt i en faglig vurdering af relevante sammenhænge. For eksempel kan der i nogle områder være interesse i at vurdere saltdepositionen ved fx skovbryn, redoxgrænsens dybde og grundvandsspejlets beliggenhed, eller sammenhæng mellem fluktuationer i grundvandsspejl og variationer i grundvandskemien. Ved rapportering skal kun de vigtigste temakort og plots vises.

Tabel 10.3 Den hydro-geokemiske model: sammentolkning af kemiske data med "Den hydro-stratigrafiske model"

Sammentolkning	Kemiske data	Den hydro-stratigrafiske model	Præsentationstype
<b>Sammenhæng mellem nitrat og lerdæklag</b>	Vandtype Nitrat i grundvandet Redoxgrænsen	Udbredelse af lerdæklag Geologiske vinduer	Temakort Principskitser
<b>Hydro-geologiske forhold</b>	Kalkfront og forsurening Nitratfront Nitrat i grundvandet Miljøfremmede stoffer i grundvandet	Teksturvariationer i grundvandssedimentet Strømningshastigheder Grundvandsdannelse Tykkelse af umættet zone	Dybdeplot Konceptuelle profilsnit 3D præsentationer
<b>Udbredelse af kalk</b>	Fluorid, Ca/Mg	Kalk i boreriger	Temakort Principskitser
<b>Kilder til klorid i grundvandet</b>	Klorid, ionbytning Cl/Br	Lavmodstandslag i kalkmagasiner	Temakort Principskitser
<b>Aldersvurdering</b>	Sulfat som aldersindikator Pesticider Tracer analyser	Partikelbanesimuleringer	Temakort Principskitser

## 10.6 Eksempel på sammentolkning: Sammenhæng mellem nitrat og lerdæklag

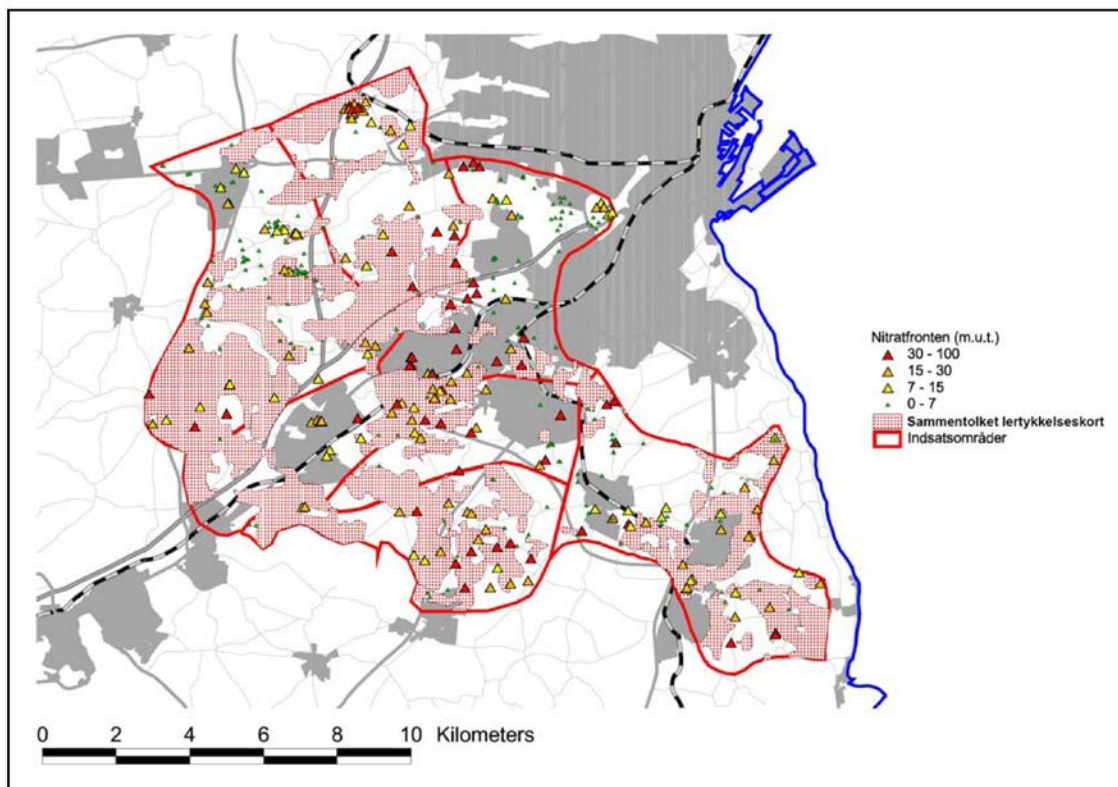
### Heterogen geologi

Sammentolkningen af vandkemien med nedtrængningsdybden af redoxgrænsen og lerlags-tykkelser i de øverste jordlag, baseret på geologiske og geofysiske data, giver mulighed for identifikation af geologiske vinduer. Et geologisk vindue optræder, hvor lerdæklaget ikke er sammenhængende, men indeholder permeable sandede indslag ved jordoverfladen med hydraulisk kontakt til grundvandet. Disse geologiske vinduer kan være vanskelige at identificere, og dette sker bedst ved sammentolkning og er et vigtigt element i udpegnen af områder, hvor grundvandet er sårbart over for nitrat.

I et heterogent geologisk område vil redoxgrænsen have en stærkt varierende indtrængningsdybde, og man vil her kunne finde oxiderede vandførende lag under reducerede ler- og siltlag, idet den heterogene geologi giver anledning til et komplekst strømningsmønster, der ofte alene kan erkendes gennem de geokemiske egenskaber af grundvandsmagasinet. Dette kan ud over nitratholdigt vand under grå lerlag også være forekomster af hydraulisk stærkt vandførende lag, hvor kalken er udvasket af det strømmende vand, hvor de omgivende mindre hydraulisk ledende lag fortsat er kalkholdige. Det er processer som disse, det er vigtigt at identificere, når sårbarheden af grundvandsmagasinerne i et heterogent område skal kortlægges.

Farvebeskrivelserne af sedimentet fra en boring kan vise mange redoxgrænser (farveskift mellem rødlige og grålige farver). Dette kan vidne om geologiske vinduer, der ikke altid opdages, hvis der ikke ses på sedimenternes farvebeskrivelse. Derfor er iagttagelse af repeterende redoxskift i en boring en vigtig indikation på, at grundvandsmagasinet er sårbart over for nitrat.

På figur 10.3 ses et eksempel fra Aarhus Syd-området, hvor redoxgrænsen, baseret på farvebeskrivelser fra jordlagene, er sammenholdt med et samtolket lertykkelseskort. På grund af den heterogene geologi i Aarhus Syd-området er der store variationer i redoxgrænsens beliggenhed inden for korte afstande flere steder med repeterende redoxskift.



Figur 10.3 Redoxgrænsens (nitratfrontens) dybde under terræn sammenstillet med kort over sammentolket lertykkelse (mindre end 15 meter) i dybdeintervallet 0-30 meter under terræn (Århus Amt, 2006).

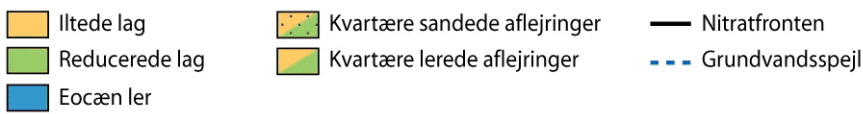
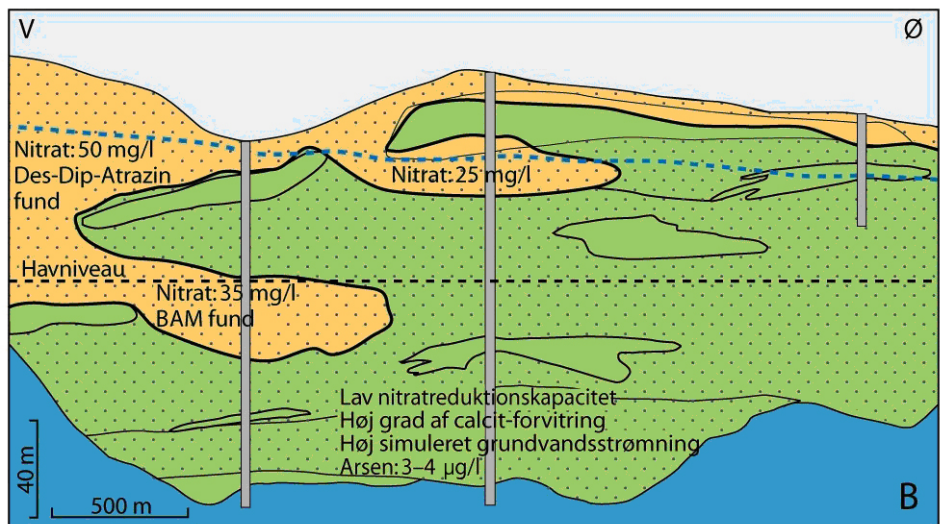
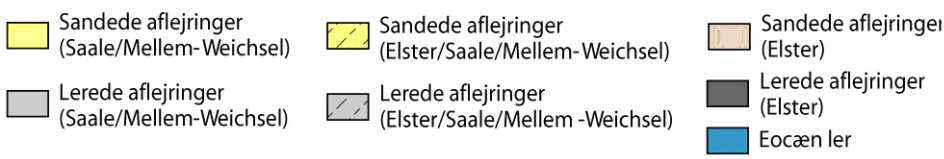
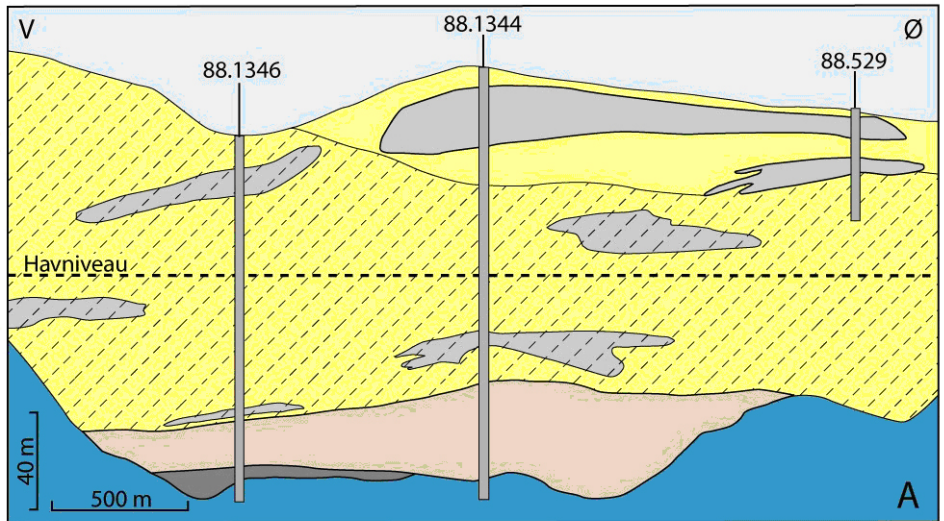
Generelt er der en god overensstemmelse mellem de steder, hvor redoxgrænsen er trængt dybt ned ( $> 7$  m.u.t.), og de områder, hvor der er  $< 15$  meter samlet lerlagstykkelse i de øverste 30 meter.

Det fremgår også af figuren, at der er steder, hvor der ikke er overensstemmelse mellem en dybt beliggende nitratfront og en lille tykkelse af lerlagene i de øverste 30 meter. Dette kan have en naturlig forklaring, som fx at den umættede zone er stor, eller at der forekommer geologiske vinduer, hvor nitraten er trængt ind under tykke lerdæklag. Når der konstateres uoverensstemmelse mellem lerlagstykkelsen og beliggenheden af redoxgrænsen i et område, bør den geologiske model og redoxgrænsen kontrolleres for eventuelle fejl.

I områder med mindre komplicerede geologiske forhold vil udbredelsen af redoxgrænsen typisk udvise langt mindre variation.

## **10.7 Eksempel på sammentolkning: Kemiske og hydrogeologiske forhold**

Ved at kombinere grundvands- og sedimentkemiske data (fx grundvandskemi, sedimentkemi, farvebeskrivelser, kalkindhold fra undersøgelserne), med geologiske og geofysiske oplysninger kan data styrke hinanden i tolkningen af laggrænser og hydrauliske forhold (Hansen m.fl., 2006). Et eksempel på en sådan sammentolkning er vist i figur 10.4, som viser et ca. 4 km langt geokemisk og geologisk profilsnit gennem en begravet dal syd for Aarhus. De kemiske data er her brugt til at justere den geologiske model for området. For eksempel er redoxgrænsens beliggenhed tolket til stort set at være sammenfaldende med overkanten af lerdæklagen. Selve sammentolkningen er sket i en iterativ proces, hvor det er nødvendigt at inddrage alle datatyper og alle fagligheder, idet det ofte vil blive nødvendigt at forfine de indledende konceptuelle modeller. Samtidig skal der findes et passende niveau af generalisering og detaljering i forhold til den faktiske heterogenitet, der vil være til stede på næsten alle skalaer.



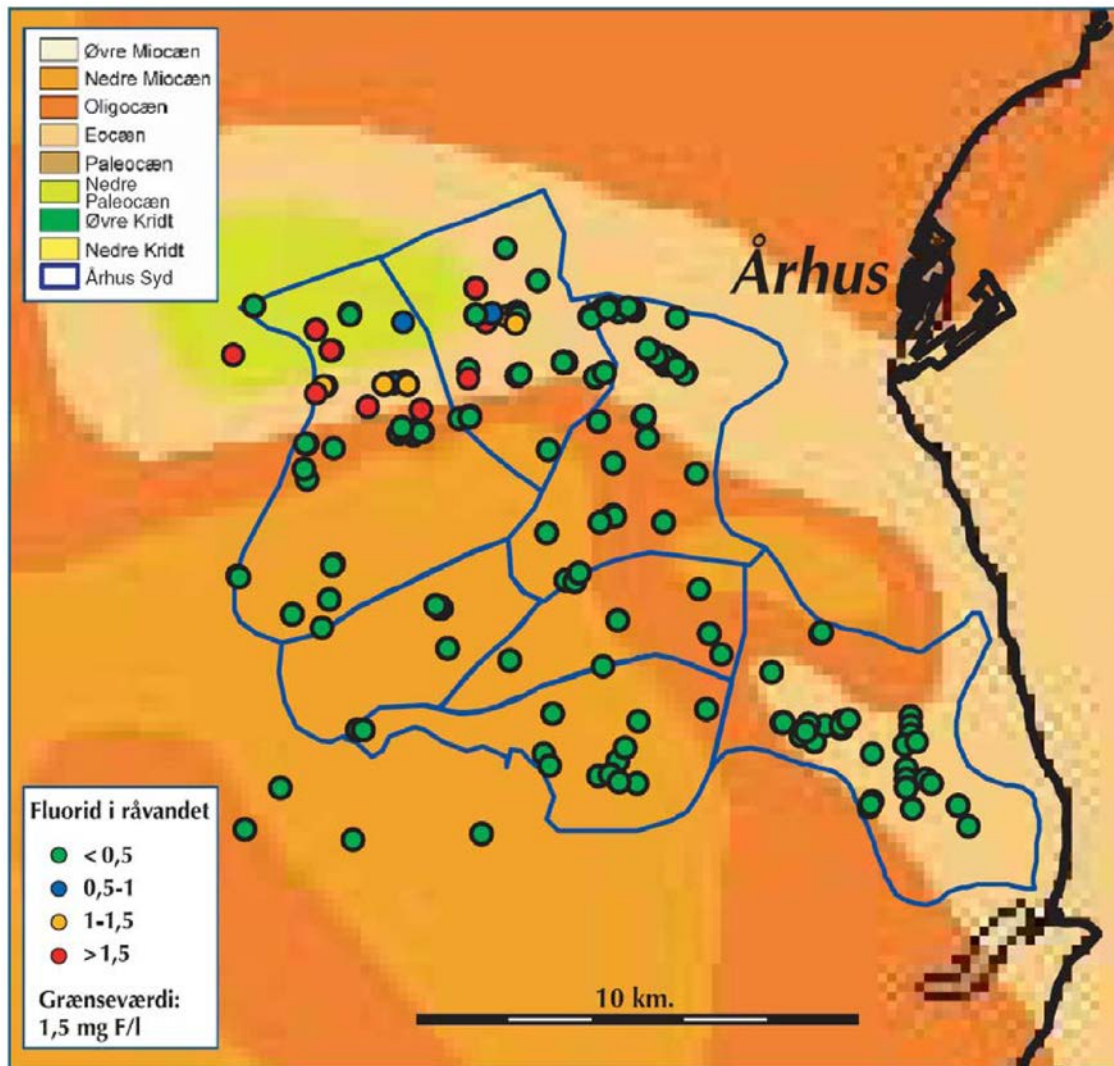
Figur 10.4 A: Geologisk profilsnit, B: skematisk vand- og geokemisk profilsnit af Hasselager-Hørning-Jeksendalen syd for Aarhus (Hansen & Thorling, 2008).

## 10.8 Eksempel på sammentolkning: Udbredelsen af højtliggende kalk

Høje koncentrationer af fluorid og også strontium i grundvandet er ofte sammenfaldende med forekomsten af kalkaflejringer (specielt Skrivekridt) i grundvandsmagasinet (Vangkilde-Pedersen, 2011). Fluoridholdigt grundvand skyldes opløsning af fluoridholdige mineraler som fluorit (fluspat) og fosforit. Ionbyttet grundvand kan medføre forhøjede koncentrationer af fluorid, hvis grundvandet er i kemisk ligevægt med mineralet fluorit ( $\text{CaF}_2$ ) på grund af reduktionen af calciumkoncentrationen i vandet som følge af ionbytningen (Larsen & Berger, 2006). Et højt indhold af strontium i grundvandet stammer sandsynligvis fra den naturlige rekryttering af aragonit til calcit, hvor urenheder som strontium og magnesium frigives til grundvandet (Watertech, 2005).

Forekomsten af både fluorid og strontium er ofte forbundet med lav gennemstrømning i grundvandsmagasinet. I et område med stor grundvandsgennemstrømning i kalkmagasinerne, vil fluorid optræde i relativt lave koncentrationer, da opløsning af fluoridmineralerne går langsomt.

På figur 10.5 ses et eksempel fra Aarhus ved Brabranddalen, hvor høje fluoridkoncentrationer er sammenfaldende med forekomsten af kalkaflejringer umiddelbart under grundvandsmagasinet. Udbredelsen af de høje fluoridkoncentrationer i grundvandet i dette område indikerer, at kalkoverfladen ligger forholdsvis højt lidt længere mod øst, end det regionale kort fra Varv (1992) viser.

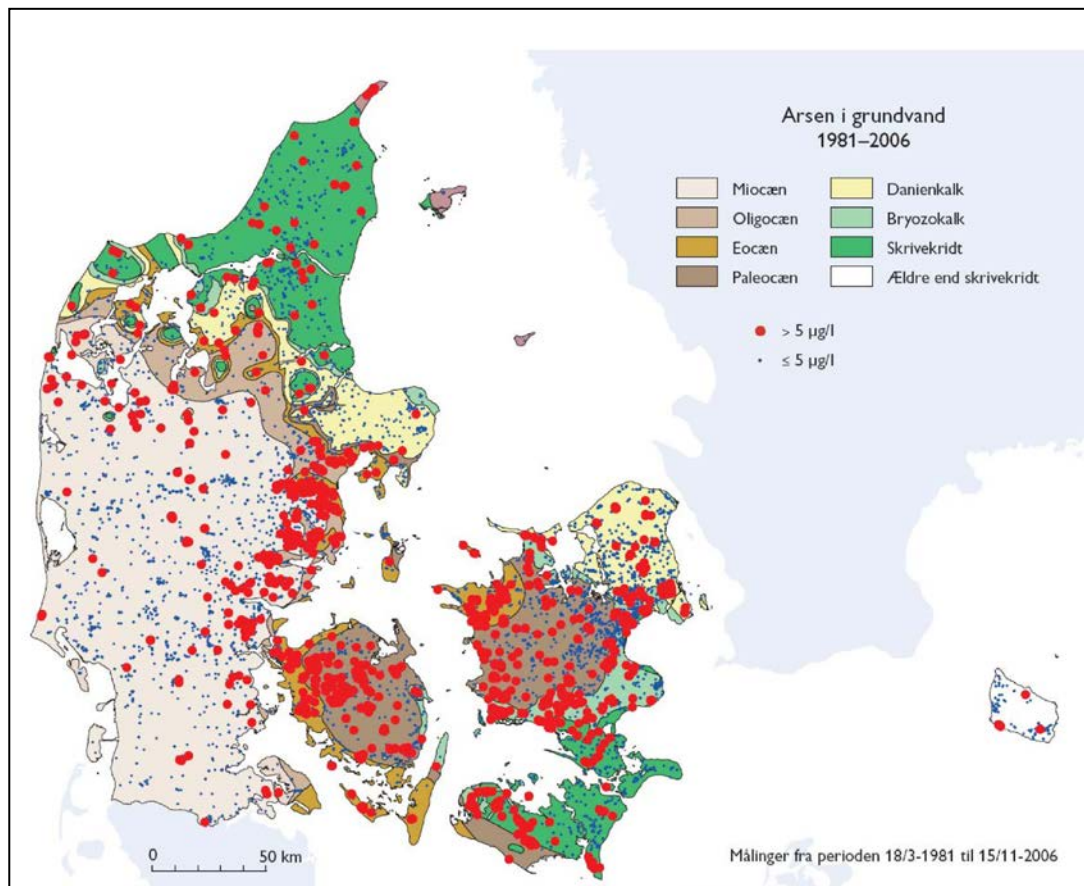


Figur 10.5 Fluoridindholdet i grundvandet ved Brabranddalen ved Aarhus. Undergrunden omkring Aarhus Syd er fra Varv (1992) (Århus Amt, 2006b).

## 10.9 Eksempel på sammentolkning: Kilder til arsen i grundvandet

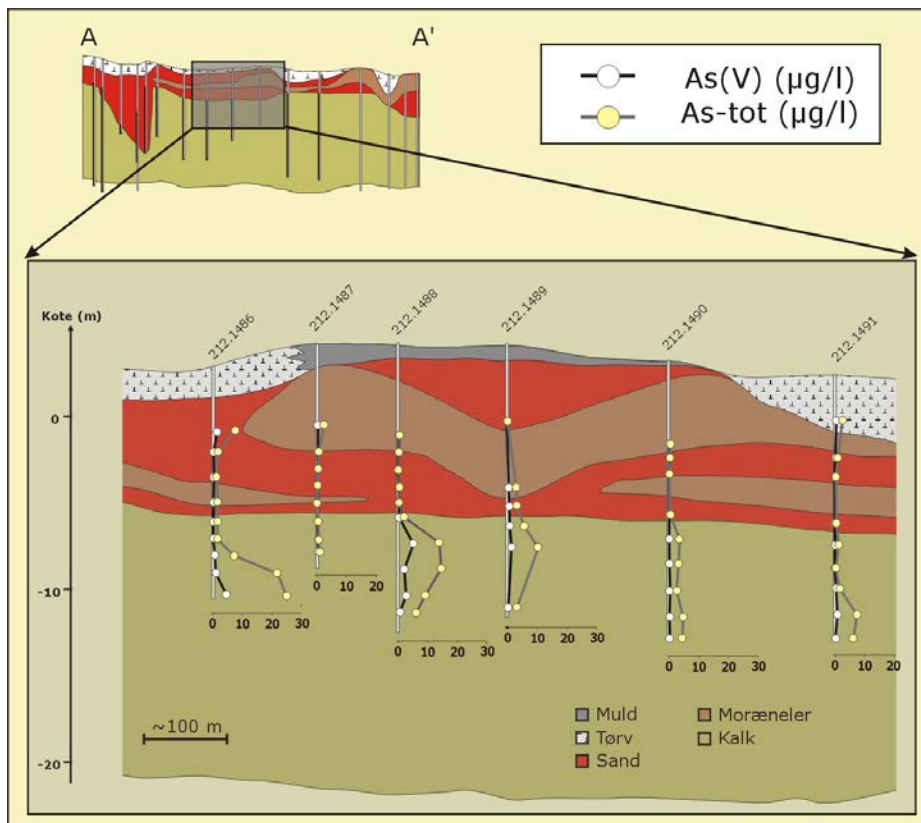
På figur 10.6 vises et eksempel på sammenstilling af den prækvartære overflade med koncentrationeniveauet af arsen i grundvandet (Thorling m. fl., 2007). Figuren viser de steder i landet, hvor koncentrationen af arsen i grundvandet er over 5 µg/l (røde prikker) og under 5 µg/l (blå prikker) i forhold til udbredelsen af de prækvartære aflejringer. Høje koncentrationer af arsen i grundvandet er koncentreret til flere sammenhængende områder i landet; 1) områder på Vestsjælland, Fyn og det østlige Midtjylland, hvor den prækvartære overflade består af fedt tertiært ler fra Oligocæn, Eocæn og Palæocæn, 2) Lolland og det sydlige Sjælland, hvor den prækvartære overflade består af kalk og 3) Vestlig del af Limfjordsområdet, hvor der er fundet marine lerede aflejringer fra Elster. Desuden ses høje koncentrationer af arsen i grundvandet i mindre områder mange andre steder i landet.





Figur 10.6 Indholdet af arsen i grundvandet i Danmark i forhold til udbredelsen af prækvartære formationer. Analyserne stammer fra forskellige typer borer: LOOP, GRUMO, indvindingsboringer og undersøgelsesboringer (Thorling m. fl., 2007).

Figur 10.7 viser resultater fra en undersøgelse af arsen i kalkmagasiner i Danmark (Kjøller m.fl., 2009). I figuren sammenstilles arsenkoncentrationer (arsen total og arsen V) i flere niveauer i 6 undersøgelsesboringer med den konceptuelle hydrogeologiske model for området. Arsen findes i meget lave koncentrationer i de glaciale sedimenter, med de højeste indhold under tørveaflejringerne. I de øverste meter af kalken ses et stigende indhold af arsen i grundvandet med stigende dybder. I undersøgelsen vurderes det, at kilden til arsen i grundvandet i kalken skyldes en reduktiv opløsning af jernoxider.



Figur 10.7. Koncentrationer af As-total og As(V) i seks undersøgelsesboringer placeret syd for Køge Å set i forhold til et hydrogeologisk tværsnit (Kjøller m.fl., 2009).

## 10.10 Sammentolkningsmuligheder ved brug af 3D tolkningsværktøj

Kemiske såvel som geologiske data kan rummeliggøres ved 3-dimensionale sammenstillinger og dermed bidrage til en mere komplet fremstilling af forholdene indenfor undersøgelsesområdet.

### Redoxgrænsen og kemiske hovedbestanddele

Det anbefales at lægge redoxgrænsen ind som en flade i fx GeoScene 3D og at visualisere de kemiske hovedparametre og beregnede parametre ved placeringen af filtre i boringer med X, Y og Z koordinater. På denne måde gøres de kemiske parametre tilgængelige for den 3D geologiske modellering.

### Fencediagramme og 2D profilsnit

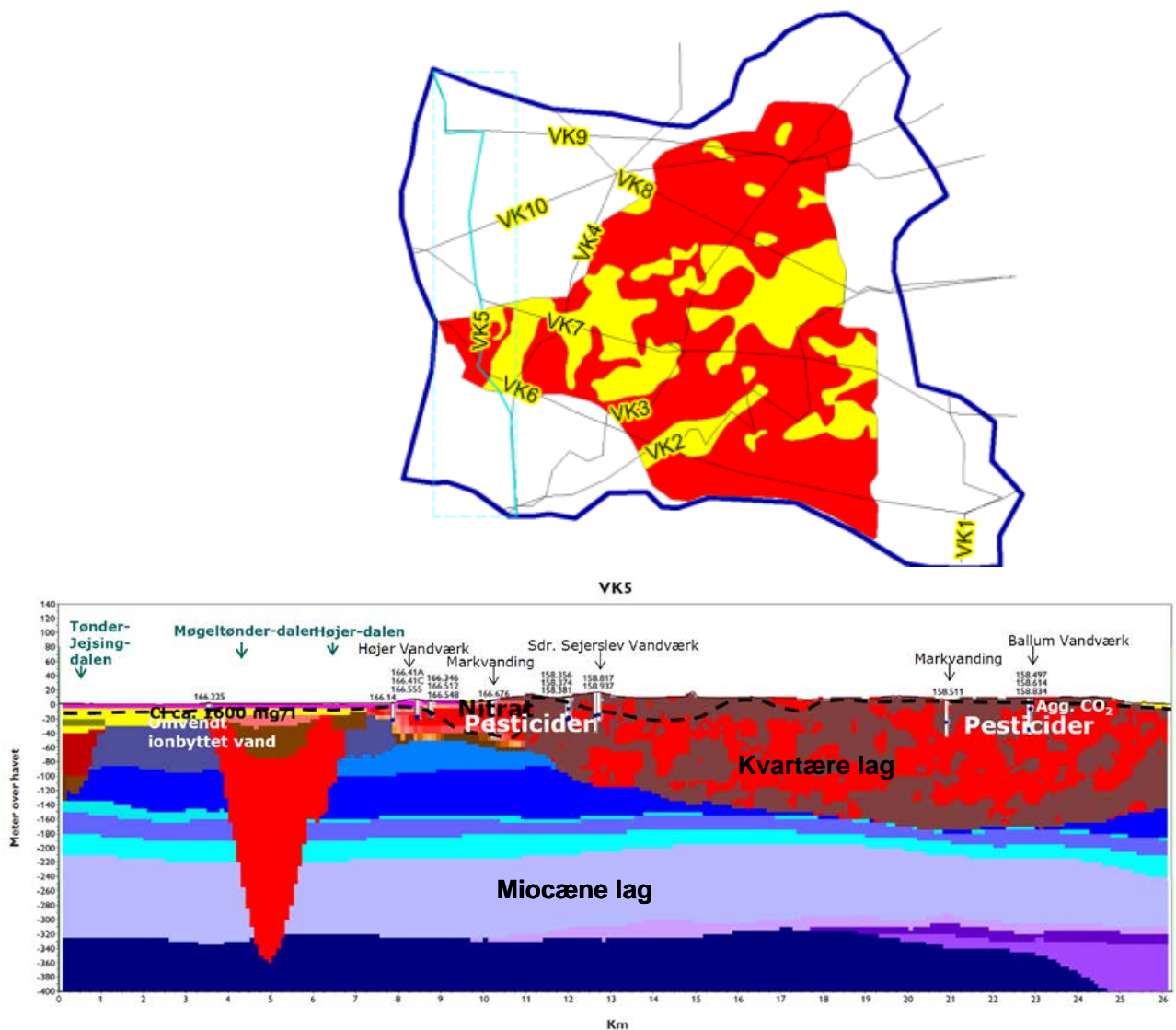
Det anbefales, at sammentolke de kemiske resultater med den hydrostratigrafiske model langs et passende antal 2D profilsnit. Placeringen af 2D profilsnit kan tage udgangspunkt i et fencediagram med vest-øst og syd-nord gående linjer, hvor der dog tages højde for overordnede geomorfologiske, geologiske og hydrogeologiske træk i kortlægningsområdet.

På figur 10.8 ses et eksempel på sammentolkning af kemi i GeoScene 3D i Tønderkortlægningsområdet. I området blev der placeret 10 profilsnit, som i overordnede træk går fra øst-vest og syd-nord, men hvor der er taget højde for beliggenheden af de begravede dale i

området. Profilsnittene er enten placeret, så de går på langs eller på tværs af de begravede dale, og samtidig går igennem boringer med vandkemiske data især fra aktive vandværksboringer.

Et vigtigt element i den kemiske grundvandskortlægning er fortolkning og formidling af den overordnede hydro-geokemiske model i kortlægningsområdet, hvilket med fordel kan gøres langs profilsnittene.

Profilen i figur 10.8 forløber tættest på og parallelt med vestkysten i nordlig retning over marsken, Højer, Emmerlev, Husum-Ballum og Ballum. Der er fundet nitrat, pesticider og aggressiv kuldioxid i det sandede kvartære magasin ved Højer Vandværk, som har stor nitratsårbarhed. Ligeledes er der fundet pesticider og aggressiv kuldioxid i den nordlige del af profilet. I hedesletteaflejringer under marsken er der fundet omvendt ionbyttet grundvand med et relativt højt kloridindhold. Dette indikerer indtrængning af marint vand i ferskvandsaflejringer.



Figur 10.8 Hydro-geokemisk konceptuelt tværsnit ved VK5 fra Tønder kortlægningen (Hansen m.fl., 2015). Den sorte stiplede linje er redoxgrænsen.

## 11. Referencer

Aagaard, A.R., 2016. The origin of groundwater in Southern Jutland, Denmark from geochemical and isotopic characteristics. Master Thesis in Geoscience, 104 pp.

Aktor, H., 1993. Fluorid i dansk grundvand. Vandteknik nr. 9.

Appelo, C.A.J. & Postma, D., 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2<sup>nd</sup> edition. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands.

Berthelsen, M. & Fenger, J., 2005. Naturens Kemi – processer og påvirkninger. Gyldendal, ISBN: 87-02-03034-9, 463 pp.

Brüsch, W., Stockmar, J., Kelstrup, N., von Platen-Hallermund, F. & Rosenberg, P., 2004. Pesticidforurenede vand i små vandforsyninger. GEUS rapport 2004/9.

COWI, 2013. Kemisk grundvandskortlægning og vandprøvetagning i Fredensborg kortlægningsområdet. Maj 2013. Naturstyrelsen Roskilde.

Dataansvarsaftalen, 2007. Findes på Miljøportalen: <http://www.miljoportal.dk/Myndigheder/Dataansvarsaftalen/>.

Deutsch, W., 1997. Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

Dyhr-Nielsen, M., Hansen, E., Holter, V., Krag-Andersen, K., Gravesen, P. & Iversen, T.M., 1991. Kvælstof og fosfor i jord og vand. Samlerapport. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen.

Esbensen, K., & Wagner, C., 2015. Theory of sampling (TOS) – Fundamental definitions and concepts. Spectroscopy Europe, 27, 22-25.

Engesgaard, P., 2007. Calibration of groundwater models using direct simulation of spatial moments of age distributions. Sixth International Conference on Calibration and Reliability in Groundwater Modelling, ModelCARE 2007, København.

Erfurt, P., Nyholm, T., Mielby, S., Hansen, B., Kristensen, M. & Søndergaard, V., 2012. Tjekliste for sammentolkning i Den Nationale Grundvandskortlægning. Særudgivelse fra GEUS. [www.geus.dk](http://www.geus.dk)

Ernstsen, V., Henriksen, H.J. & von Platen, F., 2001. Principper for beregning af nitratreduktionskapacitet i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 24, 2001.

Ernstsen, V., Jørgensen, N. & Jørgensen, C.R., 2005. Metode til analyse af reducerende stoffer i sedimenter. Miljøprojekt Nr. 1024 2005, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

- Ernstsen, V., Larsen, C.L., Thorling, L., Thomsen, C.T., Wandall, T. & Sørensen, E.N., 2014. Datateknisk anvisning for kemidata – grundvand. [http://www.geus.dk/DK/water-soil/monitoring/groundwater-monitoring/Sider/tek\\_anvisninger\\_grumo.aspx](http://www.geus.dk/DK/water-soil/monitoring/groundwater-monitoring/Sider/tek_anvisninger_grumo.aspx)
- Freeze, A. & Cherry J., 1979. Groundwater. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey.
- GEUS, 1995. Grundvandsovervågningen 1995. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser.
- Hansen, B & Thorling, L., 2008. Use of geochemistry in groundwater vulnerability mapping in Denmark. ROSA. GEUS.
- Hansen, B., Mossin, L., Ramsay, L., Thorling, L., Ernstsen, V., Jørgensen, J. & Kristensen, M., 2009. Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 6, 112 pp.
- Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. and Erlandsen, M., 2011. Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – A Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science & Technology, 45, 228-234. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es102334u>
- Hansen, B., Jørgensen, F., Sandersen, P. & Høyer, A.-S., 2015. Hydro-geokemisk model ved Tønder. Særudgivelse fra GEUS. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse rapport 2015/62, 114 pp.
- Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M. & Dalgaard, T., 2017. Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. Scientific Reports. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07147-2>.
- Henriksen, H.J., Troldborg, L., Sonnenborg, T., Lajer Højberg, A., Stisen, S., Kidmose, J. & Refsgaard, 2017. Web-udgaven af Geo-vejledning 2017/1: Hydrologisk modellering. <http://gk.geus.info/gv7/>
- Hinsby, K. 1999: Aldersbestemmelse af grundvand – et vigtigt redskab i forvaltning af vandressourcen. Vandforsynings teknik, nr. 48.
- Jensen, N.L., 2016. Nitrat og arsen i drikkevand hos enkeltindvendere i Syddjurs og Hedensted Kommune. Specialrapport fra Geoscience, AU.
- Karlsen, E. & Sørensen, I., 2014. Vandforsyning, 3. udgave. Nyt Teknisk Forlag, Kbh.
- Kazemi, G, Lehr, J. & Perrochet, P. 2006. Groundwater Age. Wiley.
- Kjøller, c., Larsen, F., Sø, H.U. & Postma, D., 2009. Arsen i kalkmagasiner i Danmark. GEUS rapport.

Larsen, F. & Berger, K. 2006: Saltvandsgrænsen i kalkmagasinerne i Nordøstsjælland, delrapport 5. Grundvandstyper i kalkmagasinerne. GEUS rapport 2006/20.

Mahrt, J. 2008. Telefonisk kommunikation.

Miljøportalen, 2017. <http://www.miljoportal.dk/>.

Miljøstyrelsen, 2000. Zonering. Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. Vejledning nr. 3, 2000.

Miljøstyrelsen, 1997. Boringskontrol på vandværker. Vejledning nr. 2, 1997.

Miljøstyrelsen, 2017. Notat: Anvendelse af 3D tykkelser af reduceret ler i forbindelse med sårbarhedszonering. Udarbejdet af Rambøll.

Miljø- og Energiministeriet, 2006. Analysebekendtgørelsen nr. 1353 af 11. december 2006. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger udført af akkrediterede laboratorier, certificerede personer m.v.

Miljø- og Fødevareministeriet, 2017a. BEK nr. 1147 af 24/10/2017 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Drikkevandsbekendtgørelsen.

Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger, Bekendtgørelse nr. 1146 af 24/10/2017.

Mossin, L & Jakobsen, K., 2006. Sulfatindhold og vandtypebestemmelse. Vand og Jord, 13. årgang nr. 2.

Niras, 2015. Hydrostratigrafisk, hydrogeokemisk og hydrologisk model for Tinglev-Bedsted kortlægningsområde.

Rambøll, 2014. Hindsholm kortlægningsområde. Trin 2. Geologisk og hydrostratigrafisk model, hydrologisk model samt grundvandskemisk kortlægning. Hovedrapport til Naturstyrelsen.

Rambøll, 2017. Kortlægning af GKO Vordingborg 2017. Rapport til Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet, april 2017.

Ramsay, L., 2006. The Chemistry of Groundwater Systems. Noter til undervisning på ingeniørhøjskoler.

Rasmussen, P., H.J. Henriksen, P. Nyegaard, M. Hundahl, R. Thomsen, G. Brandt, M. Landt, A. Mogensen og S. Kaalby., 1995. Zoneopdelt grundvandsbeskyttelse. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, Nr. 14. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Sandersen, P., Jørgensen, F., Kallesøe, A.J. og Møller, I., 2018. Geo-vejledning 2018/1, Opstilling af geologiske modeller til grundvandsmodellering. In prep.

Schullehner, J. & Hansen, B., 2014. Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters (ERL).

Thorling, L., 1994. Sulfat som aldersindikator i grundvand. Vand og Miljø, Vol 1, nr. 3.

Thorling, L. m. fl., 2007. Grundvand – status og udvikling. 1989-2006. Eds.; Thorling, L., Hansen, B., Larsen, C.L., Brüsich, W., Jørgensen, L.F., Højberg, A.L. & Troldborg, L.

Thorling, L., 2012: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. [www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/g02\\_provetagning.pdf](http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/g02_provetagning.pdf) (22.9.2016)

Thorling, L., Brüsich, W., Hansen, B., Larsen, C.L., Mielby, S., Troldborg, L. & Sørensen, B.L., 2013. Grundvand. Status og udvikling 1989-2012. Særudgivelse fra GEUS.

Tuxen, N., Roost, S., Kofoed, J.L.L., Aisoou, A., Binning, P., Bjerg, P.L., Thorling, L., Brüsich, W. & Esbensen, K. 2013. Skelnen mellem pesticidkilder, 57 pp.

Vangkilde-Pedersen, T., Mielby, S., Hansen, B., Jakobsen, P.R., Iversen, C.H., Nielsen, A.M., 2011. Kortlægning af kalkmagasiner. Geo-vejledning 8.

Varv, 1992. Kort over Prækvartæroverfladen.

Watertech. 2005: Strontium i grundvand & drikkevand i Roskilde Amt.

Århus Amt, 2006. Redegørelser for grundvandsressourcerne i Århus Syd-området. Eds.: Signe Weng Grønhøj, Birgitte Hansen, Ole Dyrstø Jensen, Birthe Eg Jordt, Stine Rasmussen og Richard Thomsen, 285 pp.

## Bilag A: Geokemiske software programmer

Tabellen angiver en liste over forskelligt software p.t., som kan bruges indenfor geokemisk kortlægning med angivelse af anvendelsesmuligheder.

Programnavn	Udgiver	Seneste version, medio 2009	Form	Anvendelse	Kemiske visualiseringer
AquaChem	Schlumberger Water Services		licens	database og visualiseringsværktøj	Piper, Stiff, radial, scatter, frekvens histogram, lagkage, m.fl.
ChemBase	ALECTIA	2.0	licens	tolkningsværktøj til grundvandskemi	møllehjulsplot
ChemGraph	Scientific Software Group		licens	database til grundvandsmonitoring	tidsserier, kontureringer, Stiff, m.fl.
ChemSketch	ACD/ChemSketch	12.0	freeware/betaling	tegning af kemiske stoffers struktur	
ChemStat	Starpoint Software	6.1	freeware	statistisk analyse for USEPA RCRA-programmet	
GeoGis 2005	Rambøll	2.1.11	årlig leje	database og visualiseringsværktøj	temakort, tidsserier
GeoScene	I-GIS		licens	tolkningsværktøj til geologi, m.m.	3-D visualisering af geologiske, geofysiske, hydrologiske & kemiske data
GW_Chart	USGS	1.19.0.0	Open source		Piperplots
JUPITER	GEUS		bruges på nettet	database til grundvands-, drikkevands-, råstof-, miljø- og geotekniske data	tidsserier
Kalk og kuldioxid for alle	Aktor Innovation	1	Open source	ligevægtsmodellering	
PHREEQC	USGS	2.15.0	Open source	modellering af speciering, kemiske reaktioner og 1-D transport	x/y-grafer
PHAST	USGS	1.5.1	Open source	modellering af flow, stoftransport og kemiske reaktioner	
PlotChem	Tecsoft, Inc. (Scientific Software Group)		freeware	visualiseringsværktøj	Piper, Stiff, radial, lagkage, histogrammer
R	R Development Core Team (OpenWetWare)	2.4.1	Open source	sprog for udvikling af statistik	
SAS	SAS		Licens	Databehandling og analyse, statistik	Tidsserier, statistik
SiteFX	EarthFX	4	Licens	Gruppering af data, visualiseringsværktøj, statistik, tabeller, rapportopsætninger, beregninger af afledte parametre	Tidsserier, diverne geokemiske plots
Viewlog	EarthFX	3	Licens	Visualisering, analyse og modellering i 1D, 2D og 3D	



## Bilag B: Litteratur

Appelo, C.A.J. & Postma, D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2<sup>nd</sup> edition. A.A. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands.

Berthelsen, M. & Fenger, J., 2005. *Naturens Kemi – processer og påvirkninger*. Gyldendal, ISBN: 87-02-03034-9, 463 pp.

Deutsch, W., 1997. *Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

Freeze, A. & Cherry, J., 1979. *Groundwater*. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey.

Karlsen, E. & Sørensen, I., 2014. *Vandforsyning*, 3. udgave. Nyt Teknisk Forlag, Kbh.

Ramsay, L., 2006. *The Chemistry of Groundwater Systems*. Noter til undervisning på ingeniørhøjskoler.



Energi-,  
Forsynings- og  
Klimaministeriet

*De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS) er en forsknings- og rådgivningsinstitution i Ministeriet for Energi-, Forsyning- og Klima.*

ISBN 978 87 7871 493 0  
WEB ISBN 978 87 7871 495 4



## KEMISK GRUNDVANDSKORTLÆGNING

### GEO-VEJLEDNING 2018/2

Faglige vejledninger i forskellige aspekter af grundvandskortlægningen udarbejdes af GEUS i samarbejde med Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. Disse vejledninger udgives i en serie kaldet geo-vejledninger.

Geo-vejledning 2018/2 "Kemisk grundvandskortlægning" er en opdatering og revision af den første Geo-vejledning fra 2009 om kemisk grundvandskortlægning. Baggrunden for revisionen er dels ny forskningsmæssig viden dels opsamling af erfaringer siden 2009.

Geo-vejledningen skal udgøre det faglige kemiske grundlag for grundvandskortlægningen i sammenhæng med statens administrative procedurer og forvaltningsgrundlag.

Geo-vejledningen er målrettet grundvandskortlægningen og vil adressere de nye udfordringer, hvor fokus er på kemisk kortlægning af indvindingsoplande udenfor OSD.

Geo-vejledningen er også tænkt til at kunne bruges i andre forsknings- og forvaltningsmæssige sammenhænge.

Geo-vejledningen indeholder praktiske anbefalinger til udførelse af en kemisk grundvandskortlægning med hensyn til arbejdsgang, datahåndtering, vandindvinding, indsamling af nye data, præsentationer og tolkningsværktøjer.