

GRUNDVANDSOVERVÅGNING

1989-2021



De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
Klima, Energi- og Forsyningsministeriet




G E U S

Grundvandsovervågning

Status og udvikling 1989 – 2021

GEUS 2023

Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling
Christian Nyrop Albers
Birgitte Hansen
Anders R. Johnsen
Jolanta Kazmierczak
Mette Hilleke Mortensen
Ingelise Møller
Lars Trolborg

Dato 3. marts 2023

Rapporten kan hentes på: www.grundvandsovervaagning.dk



Forord

Denne rapportering af grundvandets status og udvikling er baseret på data indsamlet i perioden 1989-2021 som led i Den Nationale Grundvandsovervågning (GRUMO) og Landovervågning (LOOP).

Grundvandsvandkvaliteten i vandforsyningsboringerne fra de almene vandforsyninger præsenteres med udgangspunkt i boringskontrollen, der er en del af egenkontrollen. Oplysninger om vandindvindings størrelse er baseret på oplysninger fra indvindere af grundvand og overfladevand, dvs. vandforsyninger, industrier, markvandre mv.

Denne rapport er en del af den årlige rapportering af resultaterne for det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Rapporten har et landsdækkende fokus og indeholder ikke vurderinger af grundvandsforekomsternes tilstand, og dækker på ingen måde tilstandsvurderingerne af grundvandsforekomsterne i relation til vandrammedirektivet.

De indsamlede data er præsenteret i en række figurer og tabeller, der indgår hvert år. Med udgangspunkt heri præsenteres supplerende resultater og konklusioner. Derudover kan der være en uddybende data-præsentation i varierende omfang, typisk i form af et tema. I år er temperatur for første gang et tema i grundvandsrapporten.

Ikke alle emner rapporteres hvert år. I dette års rapport indgår overvågningsresultater for sporstoffer og organiske mikroforureninger, mens fosfor og redoxboringerne ikke rapporteres. I år udgår rapportering af det nationale pejlenet, da de programlagte data ikke er indsamlet i 2021.

Målgrupperne for denne rapportering er Folketinget og Regeringen, myndigheder og offentligheden, samt de involverede aktører i overvågningen, herunder Miljøstyrelsen (MST), kommuner, vandforsyninger og Aarhus Universitet (DCE).

Rapporten udkommer alene elektronisk på GEUS' hjemmeside www.geus.dk.

Rapportens faglige kapitler er udarbejdet af medarbejdere ved GEUS, der har de pågældende fagdiscipliner som deres arbejdsområde:

| | |
|---|-------------------------|
| Vandindvinding | Lars Troldborg |
| Nitrat | Birgitte Hansen |
| Pesticider | Anders R. Johnsen |
| Organiske mikroforureninger | Christian Nyrop Albers |
| Uorganiske sporstoffer | Jolanta Kazmierczak |
| Tema: Temperatur | Ingelise Møller |
| Appendiks 1: Datagrundlag og metoder | Lærke Thorling |
| Appendiks 2: Stationsnet | Mette Hilleke Mortensen |
| Appendiks 3: Faglig baggrundsviden om grundvand | Lærke Thorling mfl. |

Kapitel 2, Formål, er forfattet af Miljøstyrelsen, idet dette afsnit omhandler de forvaltningsmæssige og juridiske aspekter af overvågningen.

© Denne rapport er behæftet med copyright. Hvis figurer eller andet materiale anvendes, skal der angives en kildeangivelse, enten i form af et link til GEUS' hjemmeside www.geus.dk eller www.grundvandsovervaagning.dk ved en henvisning til denne rapport:

Thorling, L., Albers, C.N., Hansen, B., Johnsen, A.R., Kazmierczak, J., Mortensen, M.H. & Troldborg, L., 2023: Grundvand. Status og udvikling 1989–2021. Teknisk rapport, GEUS 2023.

ISBN Online: 978-87-7871-576-0

Indholdsfortegnelse

| | |
|---|-----|
| Forord | 2 |
| 1 Sammenfatning | 4 |
| 1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse..... | 4 |
| 1.2 Nitrat | 5 |
| 1.3 Pesticider | 9 |
| 1.4 Sporstoffer | 13 |
| 1.5 Organiske mikroforureninger..... | 16 |
| 1.6 Temperatur | 20 |
| 2 Formål | 25 |
| 2.1 Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA | 25 |
| 2.2 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen | 26 |
| 2.3 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen..... | 27 |
| 3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram | 33 |
| 3.1 Grundvandsdannelsen..... | 33 |
| 3.2 Vandindvinding | 35 |
| 4 Nitrat | 41 |
| 4.1 Sammenligning af datasæt | 41 |
| 4.2 Grundvandsovervågningen | 44 |
| 4.3 Landovervågningen | 50 |
| 4.4 Vandforsyningsboringer..... | 53 |
| 5 Pesticider og deres nedbrydningsprodukter..... | 56 |
| 5.1 Grundvandsovervågningen | 61 |
| 5.2 Vandforsyningsboringer..... | 71 |
| 5.3 Sammenligning af hyppigt fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningen og vandforsyningsindtag | 74 |
| 6 Uorganiske sporstoffer..... | 81 |
| 6.1 Grundvandsovervågningen | 82 |
| 6.2 Vandforsyningsboringer..... | 89 |
| 7 Organiske mikroforureninger | 95 |
| 7.1 Grundvandsovervågning..... | 96 |
| 7.2 vandforsyningsboringer..... | 104 |
| 8 Grundvandets temperatur | 112 |
| 8.1 Grundvandets temperatur i Danmark | 112 |
| 8.2 Grundvandets temperatur, grundvandsovervågningen | 115 |
| 8.3 Konklusion og perspektiver | 120 |
| Referencer | 122 |
| Appendiks 1 Datagrundlag og metoder | 130 |
| Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling..... | 130 |
| Appendiks 1.2 Metoder til databehandling | 134 |
| Appendiks 1.3 Repræsentativitet og bias | 137 |
| Appendiks 2 Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen | 141 |
| Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram | 142 |
| Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet..... | 143 |
| Appendiks 2.3 Vandforsyningsboringer..... | 148 |
| Appendiks 3 Faglig baggrundsviden om grundvand..... | 153 |
| Appendiks 3.1 Grundvandets hydrogeologi | 153 |
| Appendiks 3.2 Grundvandets opholdstid..... | 160 |

1 Sammenfatning

1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse

Indledning

De seneste 100 år har nedbørsmængden i Danmark været stigende. DMI laver opgørelser af nedbørsmængder i Danmark og har for den seneste klimanormal (1991-2020) opgjort en stigning på ca. 7 % i forhold til den forudgående klimanormal (1961-1990) (DMI 2021). I absolutte tal svarer det til ca. 50 mm/år i forskel mellem de to klimanormaler, hvilket kan have medført en højere grundvandsstand i dele af landet. Højere grundvandsstand må især forventes at optræde i områder, der ikke er kunstigt drænet. I drænedede områder vil en større nedbør især øge drænvandsafstrømningen til vådområder og vandløb.

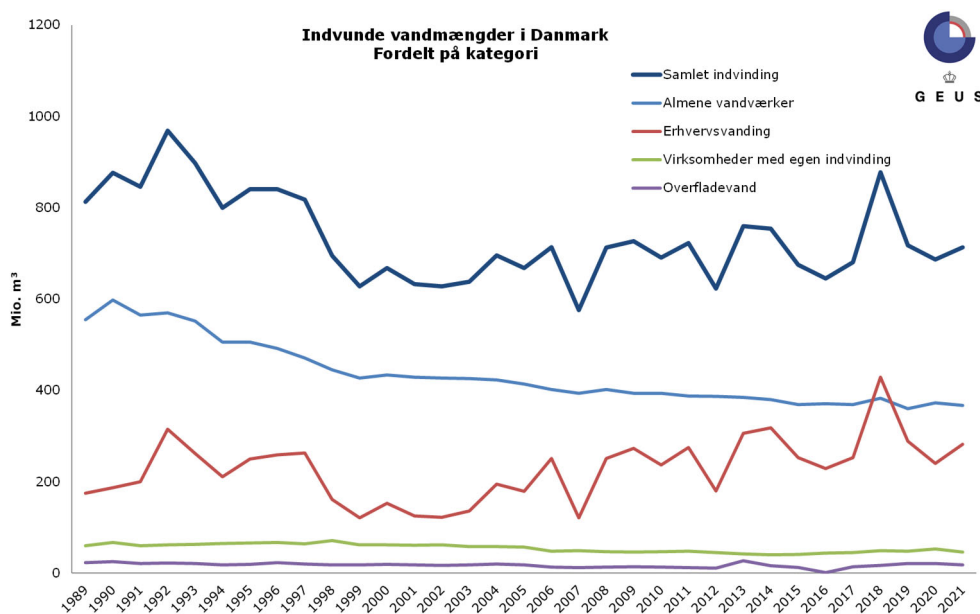
Drikkevandsforsyningen i Danmark er baseret på indvinding af grundvand med Christiansø som den eneste undtagelse, hvor der hovedsageligt benyttes afsaltet havvand som drikkevand. Omkring 2.600 almene vandværker står for hovedparten af grundvandsindvindingen til drikkevand. Derudover indvindes grundvand fra en række mindre ikke-almene vandværker, som hver forsyner mindre end 10 ejendomme.

Datagrundlaget

Grundvandsstanden registreres i Det Nationale Pejleprogram med automatisk dataopsamling i ca. 150 pejlestationer. Opgørelsen af udviklingen i vandstanden er ikke gennemført for 2021, da de programlagte data ikke er indsamlet i 2021. Indvundne vandmængder indberettes årligt af kommunerne til Jupiter, når de modtager og kvalitetssikrer data fra vandværker og andre vandindvindere.

Status og udvikling

Grundvandsressourcen overvåges, så der kan foretages en løbende vurdering af den generelle vandbalance med henblik på en bæredygtig udnyttelse af den tilgængelige vandressource. Figur 1 viser den samlede årlige indvinding, som de seneste år har ligget mellem 600 og 800 mio. m³/år.



Figur 1. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2021 opdelt på almene vandværker, erhvervsvandning, industri og overfladevand. Den samlede indberettede indvinding er vist med en fed, mørkeblå linje. Bemærk, hvorledes den varierer med erhvervsvandningen, hvoraf markvandning udgør hovedparten.

Almen vandforsyning står for hovedparten af indvindingen. Året 2018 udgør en undtagelse fra det generelle billede, idet der dette år var en meget stor markvandning, der i omfang overgik den samlede indvinding til de almene vandværker.

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien erhvervsvanding) svinger meget fra år til år og var i 2021 omkring 280 mio. m³, hvilket ligger lidt over den øvre kvartil for hele perioden (1989-2021). Indvindingen, uden erhvervsvanding, var omkring 1990 på 700 mio. m³/år, men er faldet frem mod år 2000 og har efterhånden stabiliseret sig omkring 500 mio. m³/år.

Indvindingen af overfladevand i Danmark er meget begrænset og udgjorde i 2021 godt 3 % af den samlede indvinding. Overfladevand indgår ikke i drikkevandsforsyningen i Danmark.

1.2 Nitrat

Indledning

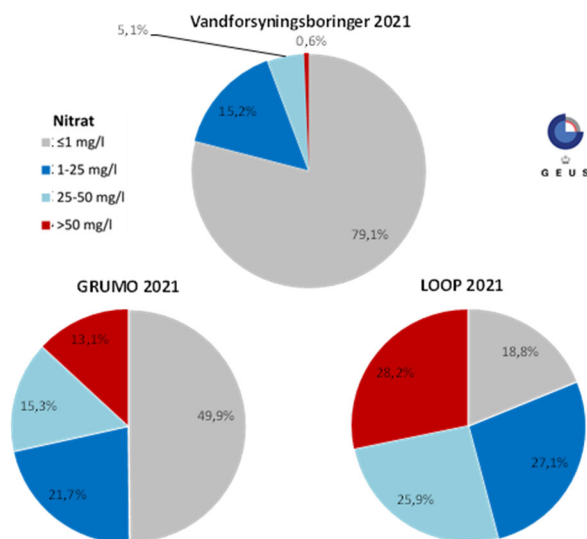
Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af det øvrige vandmiljø. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning til overfladevand. Kvalitetskravet for nitrat i såvel grundvand som drikkevand er både nationalt og i EU fastsat til 50 mg/l. Af hensyn til grundvandsbeskyttelsen er ca. 17 % af Danmarks areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder for drikkevand i 2022.

Datagrundlag

Der udtages vandprøver fra indtag fra tre forskellige typer af boringer etableret med forskelligt formål: GRUMO-, LOOP- og vandforsyningsboringer. GRUMO- og LOOP-indtagene dækker grundvandsdelen af det nationale overvågningsprogram NOVANA. GRUMO-indtagene findes i boringer med dybder ned til mere end 100 m u.t., LOOP-indtagene findes i korte, overfladenære boringer etableret for at følge udvaskning af nitrat til højtliggende grundvand under dyrkede arealer. Data fra vandforsyningsboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol. Prøvetagningen i GRUMO veksler mellem kontrolovervågning, hvor alle programlagte indtag prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med en påvirkning af nitrat og pesticider, se kapitel 2. 2021 var et år med kontrolovervågning.

Status og udvikling, grundvandsovervågning

Figur 2 viser indholdet af nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandforsyningsboringer, der er prøvetaget i 2021.

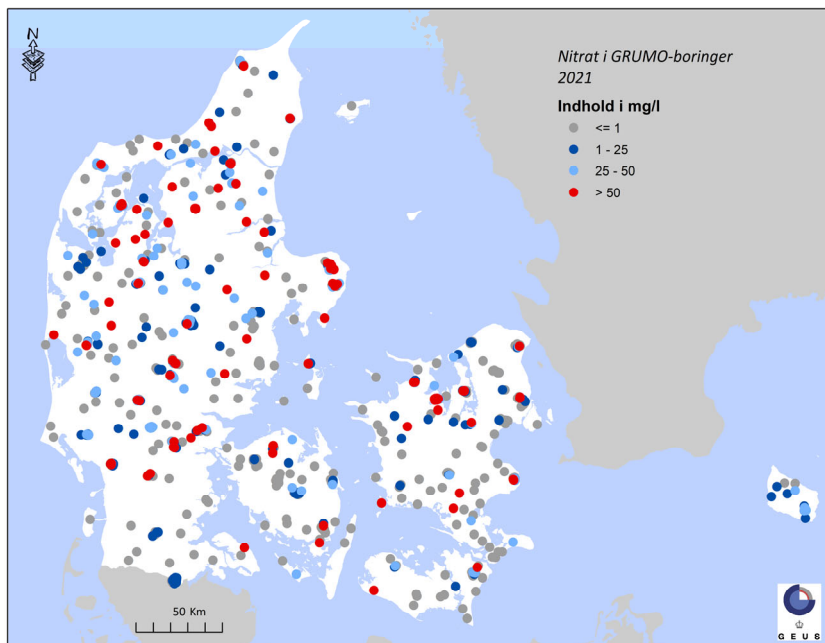


Figur 2. GRUMO, LOOP og Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold 2021 i 1.037 GRUMO-indtag, 85 LOOP-indtag og 1.858 vandforsyningsboringer.

I ca. 13 % af GRUMO- og 28 % af LOOP-indtagene lå nitratindholdet over 50 mg/l, mens knap 1 % af indtagene i vandforsyningsboringer havde mere end 50 mg/l nitrat. I GRUMO- og LOOP-indtagene er nitratkoncentrationen mellem 25 og 50 mg/l i hhv. ca. 15 og 26 % mod ca. 5 % i

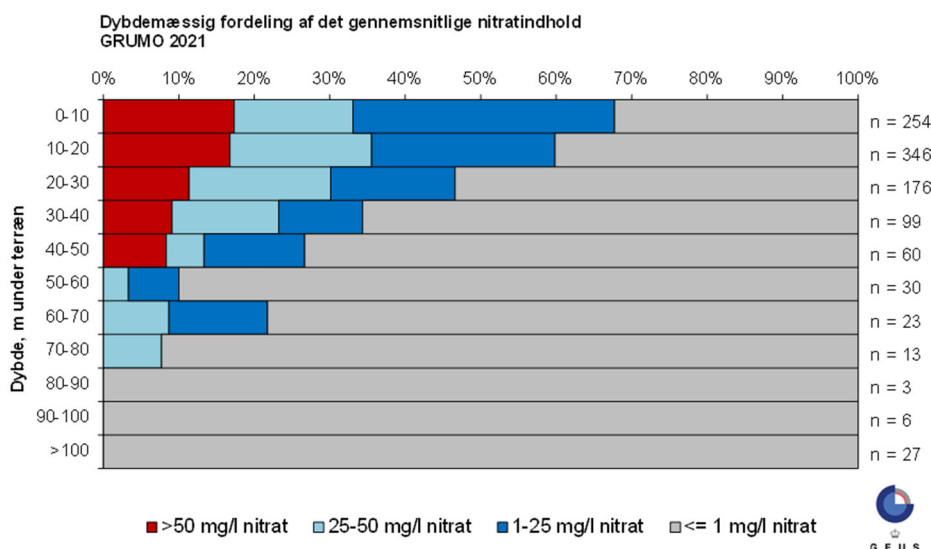
vandforsyningsboringerne. Nitratfrit grundvand, (nitrat ≤ 1 mg/l) optræder i ca. 50 % af GRUMO-, i ca. 19 % af LOOP-indtagene og i ca. 79 % af vandforsyningsboringerne.

Figur 3 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i 2021 i GRUMO-indtag, hvoraf det ses, at nitratkoncentrationer over kvalitetskravet på 50 mg/l er fundet fordelt i hele landet.



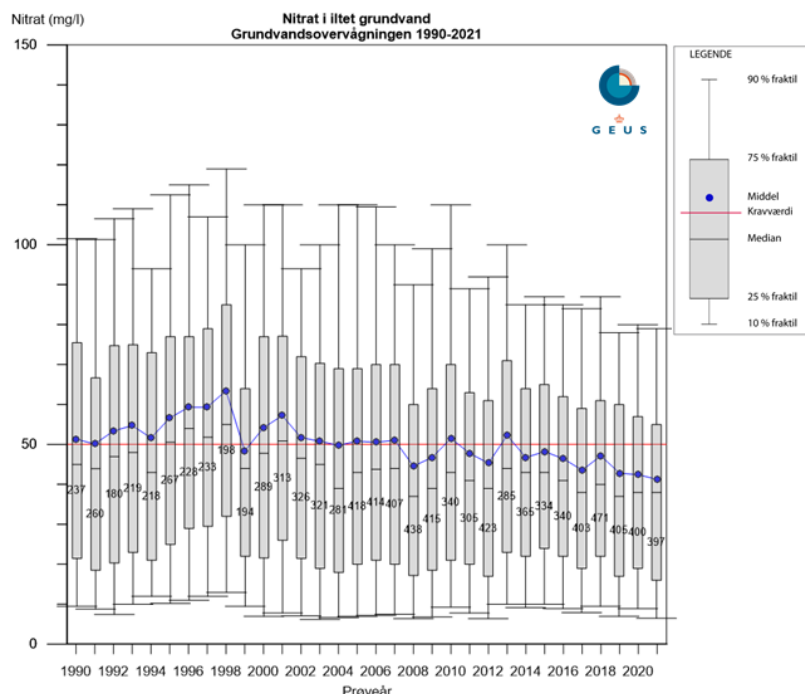
Figur 3. GRUMO. Nitratindholdet i grundvand i 2021 i 1.037 GRUMO-indtag. Nitratindholdet er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 4 viser dybdefordelingen for nitrat i GRUMO-indtag prøvetaget i 2021. Dybden er opdelt i 10 meters intervaller, hvor hovedparten (ca. 90 %) af indtagene findes i de øverste 50 meter. Tættest på terræn (0-10 m u.t.) er nitrat til stede (>1 mg/l) i ca. 68 % af indtagene. Koncentrationen af nitrat er over 50 mg/l i omkring 17 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 33 % af indtagene. Nitratindholdet falder gradvist med dybden. Fra 80 m u.t. er nitratkoncentrationen under 1 mg/l i alle de undersøgte indtag.



Figur 4. GRUMO. Dybdemæssig fordeling (til top af indtag i m u.t.) af det gennemsnitlige nitratindhold i 2021 i 1.037 GRUMO-indtag. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag med koncentrationer over kvalitetskravet på 50 mg/l. Antal indtag i hvert dybdeinterval (n) er vist til højre for figuren.

Figur 5 viser fordelingen af det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra 1990-2021. Figuren er baseret på den årlige gennemsnitlige nitratkoncentration pr. indtag, i de indtag, der indgik i overvågningen i det pågældende prøvetagningsår. Ca. 50 % af GRUMO-indtagene indeholder nitrat, mens delmængden af GRUMO-indtag anvendt til Figur 5, der samtidig indeholder iltholdigt grundvand, i 2021 udgør 38 % af alle GRUMO-indtag.



Figur 5. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2021. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

Figur 5 viser nitratindholdet i grundvandet på prøvetagningstidspunktet og afspejler ikke en egentlig tidslig udvikling af påvirkningen fra nitratudvaskningen. Det skyldes, at det nitratholdige grundvands alder varierer fra få år og op til 50 år, således som dateringerne af grundvandet har vist (Hansen mfl., 2017).

Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår. Gennemsnitsværdi (middelværdi) og kvalitetskrav er vist sammen med 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktile.

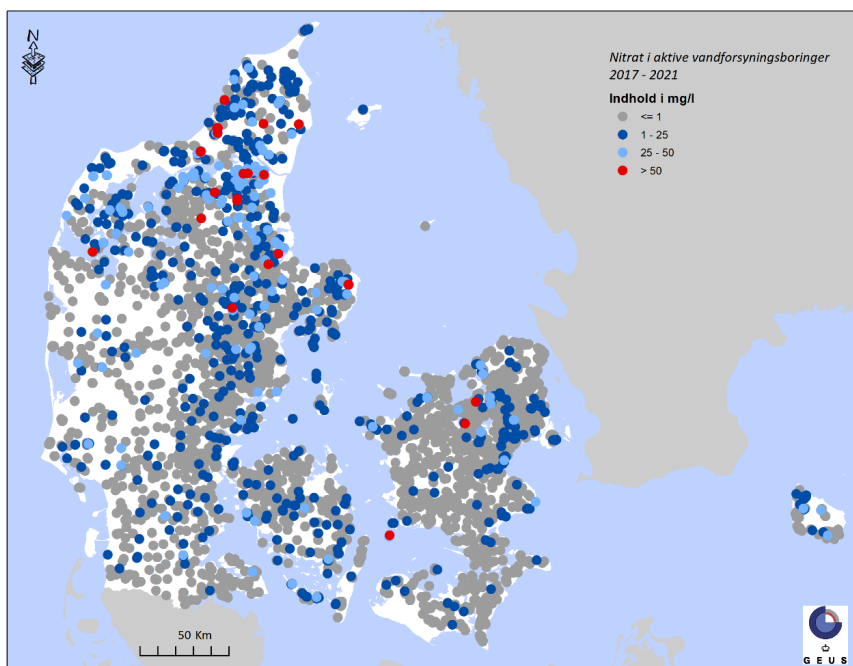
Nitratindholdet i det iltholdige grundvand udviser alle år en stor spredning. Medianværdien ligger igennem hele overvågningsperioden (1990-2021) noget under gennemsnitsværdien, hvilket indikerer, at der forekommer enkelte meget høje nitratværdier. De højeste median- og gennemsnitsværdier blev fundet i de grundvandsprøver, der blev taget i perioden 1996-1998. De seneste 8 år har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand ligget under kvalitetskravet på 50 mg/l, og der er en tendens til, at såvel 75 % som 90 % fraktile er faldende, hvilket skyldes, at færre indtag har meget høje koncentrationer. I 2021 er gennemsnitsværdien for nitrat i det iltholdige grundvand ca. 41 mg/l og medianværdien ca. 38 mg/l.

Vandforsyningsboringer

Figur 6 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i grundvandet i vandforsyningsboringer gennem de seneste fem år (2017-2021), beregnet som gennemsnittet i perioden af det årlige gennemsnit for nitrat i de enkelte indtag.

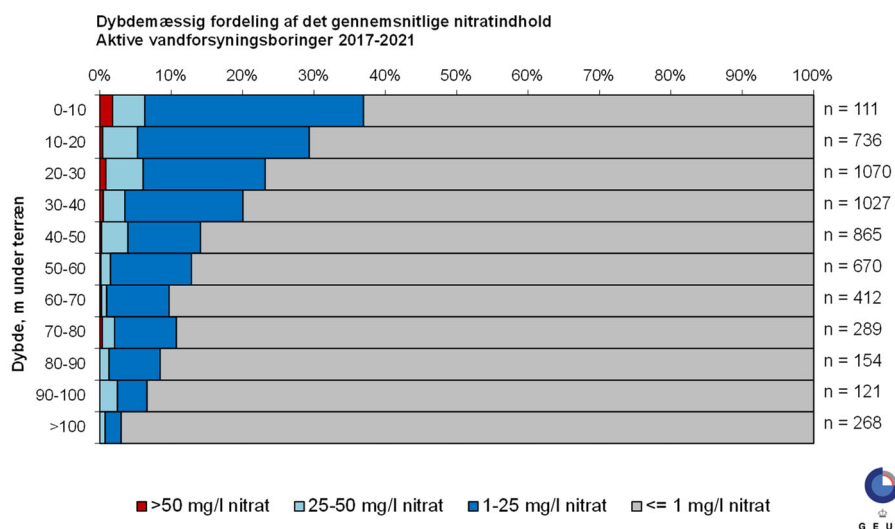
De højeste nitratkoncentrationer målt i prøver fra vandforsyningsboringer optræder især i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette skyldes, at der i disse områder er en ringe naturlig beskyttelse

af grundvandsmagasinerne med lerede dæklag, og at kalken flere steder findes tæt på terræn. Derfor er nitraten trængt dybt ned i grundvandsmagasinerne.



Figur 6. Vandforsyning. Nitratindholdet i grundvandet i 6.103 vandforsyningsboringer fordelt på fire koncentrations-klasser. Data viser gennemsnit pr. indtag i perioden 2017-2021. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 7 viser dybdemæssig fordeling for nitrat i vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021. Der er et gradvist fald i nitratindholdet med dybden. Nitratkoncentrationerne er betydeligt lavere i vandforsyningsboringerne sammenlignet med nitrat i GRUMO-indtagene i 2021, se Figur 4. I vandforsyningsboringerne blev der dog i perioden 2017-2021 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 70-80 m u.t. i enkelte boringer. Der er også fundet nitratkoncentrationer med op til 50 mg/l i vandforsyningsboringer, som er dybere end 100 m u.t.



Figur 7. Vandforsyning. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i 2017-2021 i forhold til top af indtag i m u.t i 5.723 indtag i vandforsyningsboringer. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag over kvalitetskravet for nitrat på 50 mg/l. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandforsyningsboringerne, sammenlignet med GRUMO-indtagene, kan være, at indvindingen lokalt trækker nitrat dybt ned i grundvandsmagasinerne. Det kan også forklares ved, at der er flere data i de dybere dele af grundvandet for vandforsyningsboringerne end for GRUMO-indtag. Det generelt lavere nitratindhold i vandforsyningsboringer, sammenlignet med nitratindholdet i GRUMO-indtagene, hænger sammen med, at vandforsyningerne undgår indvinding fra boringer, hvor vandkvaliteten ikke lever op til kvalitetskravet for nitrat (Schullehner og Hansen, 2014 og DANVA, 2018).

1.3 Pesticider

Indledning

Pesticider og deres nedbrydningsprodukter kan forekomme i grundvand som følge af erhvervs- eller privat anvendelse af pesticider i skov- og jordbrug, parker, haver, sportsanlæg, og på befæstede arealer. Ifølge grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006) dækker pesticidbegrebet også bejdsemidler i såsæd og stoffer med biocidanvendelse fx desinfektionsmidler, konserveringsmidler og biocider i maling- og træbeskyttelse. Grundvandet overvåges for dets indhold af pesticider bl.a. for at vurdere, om reguleringen af pesticidforbruget har de ønskede effekter.

Datagrundlag

I denne rapport diskuteres pesticidanalyser fra perioden 2012-2021 fra indtag i GRUMO- og vandforsyningsboringer. Prøvetagningen i GRUMO veksler mellem kontrolovervågning, hvor alle indtag i pesticidovervågningen prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med tidligere pesticidfund. 2021 var et år med kontrolovervågning. Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammerne. For enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter er kvalitetskravet (grænseværdien) i grundvand og drikkevand fastsat til 0,1 µg/l, mens den for summen af enkeltstoffer er 0,5 µg/l. Kvalitetskravet gælder både for anvendelse som pesticid og biocid. Opgørelsen af pesticidpåvirkningen bygger på en metode, hvor det beregnes, i hvilken andel af indtagene, der mindst én gang i en periode (typisk et, tre eller fem år) har været mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen, mindst ét stof med overskridelse af kvalitetskravet på 0,1 µg/l, eller mindst én prøve, hvor pesticidstoffernes sum har overskredet kvalitetskravet på 0,5 µg/l.

Status, grundvandsovervågning

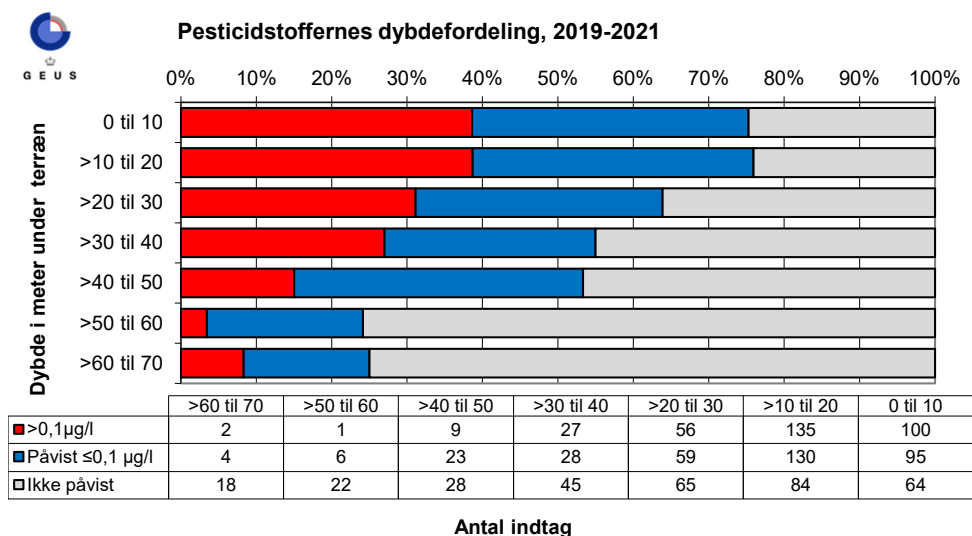
Der blev i 2021 påvist pesticider over- og under kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet. Tabel 1 viser, at der i GRUMO-indtag i 2021 blev fundet pesticidstoffer i 58,5 % af de undersøgte indtag. Kvalitetskravet for enkeltstoffer (0,1 µg/l) var overskredet mindst én gang i 26,4 % af indtagene og kvalitetskravet for summen af målte stoffer var overskredet i 12,1 %. Tabel 1 viser også en periodeopgørelse for 2019-2021, hvor stort set alle programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang.

Tabel 1. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og >0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2019-2021, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang. a: Kontrolovervågning, b: Operationel overvågning.

| GRUMO | Indtag antal | | | | Indtag andel (%) | | |
|-------------------|--------------|----------|----------------------|---------------|------------------|----------------------|---------------|
| | I alt | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l |
| 2021 ^a | 1.031 | 603 | 272 | 125 | 58,5 | 26,4 | 12,1 |
| 2020 ^b | 533 | 386 | 208 | 85 | 72,4 | 39,0 | 15,9 |
| 2019 ^a | 1.034 | 600 | 234 | 95 | 58,0 | 22,6 | 9,2 |
| 2019-2021 | 1.050 | 687 | 331 | 149 | 65,4 | 31,5 | 14,2 |

Enkeltstoffer blev i perioden påvist i 65,4 % af indtagene, og kvalitetskravet for enkeltstoffer på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 31,5 % af indtagene. Summen af målte stoffer overskred kvalitetskravet mindst én gang i 14,2 % af de undersøgte indtag i perioden, hvor der i alle tilfælde allerede var en overskridelse af kvalitetskravet for enkeltstoffer.

Figur 8 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder for perioden 2019-2021. Fundandelene falder generelt med dybden.



Figur 8. GRUMO. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag, der er analyseret i 2019-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til indtagets top. Indtag med top dybere end 70 m er ikke vist.

Tidlig udvikling i den faste kerne af indtag i grundvandsovervågningen

Udviklingen i 10 enkeltstoffers fundandel er fulgt for en fast kerne af 323 indtag, som er prøvetaget jævnlige siden 1998. Da der er tale om udvalgte indtag, er fundandelene ikke nødvendigvis repræsentative for stationsnettet som helhed, men udviklingen over tid er sandsynligvis den samme som i resten af stationsnettet. BAMS fundandele har været jævnt faldende, både for de samlede fundandele og for overskridelser af kvalitetskravet. DEIAs fundandele toppede omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kvalitetskravet har været stort set konstant. Desisopropylatrazins fundandele har været faldende siden 2011, mens andelen af overskridelser af kvalitetskravet har været jævnt faldende i hele perioden, så overskridelser nu næsten ikke forekommer i den faste kerne af indtag. Metribuzin-desamino-diketo viser faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kvalitetskravet. For bentazon var den samlede fundandel stort set konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. For metalaxyls nedbrydningsprodukt CGA 108906 er der kun data for en kort årrække, hvor andelen af indtag med fund har været kraftigt stigende.

'Nye' stoffer i grundvandsovervågningsens analyseprogram i 2021

Der blev i 2021 undersøgt for 13 'nye' stoffer, dvs. stoffer som blev tilføjet det generelle analyseprogram i 2021, se kapitel 5. Det hyppigst fundne nye stof var (2,6-dimethyl-phenylcarbamoil)-methansulfonsyre, der er et nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor. (2,6-dimethyl-phenylcarbamoil)-methansulfonsyre blev påvist i 1,9 % af indtagene med overskridelse af kravværdien i 0,4 % af indtagene. Det næsthyppest nye stof var pentachlorbenzen, der er et nedbrydningsprodukt fra quintozen og hexachlorbenzen, men som også har andre kilder. Pentachlorbenzen blev påvist i 1,1 % af indtagene med overskridelse af kravværdien i 0,5 % af indtagene. De øvrige nye stoffer blev påvist i få eller ingen indtag.

Screening for 'nye' stoffer i 2021

I 2021 blev 250 udvalgte indtag screenet for 87 pesticidstoffer, som ikke tidligere har indgået i det generelle analyseprogram. Det hyppigst påviste screeningsstof var R471811, der er et nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil, der har været brugt som plantebeskyttelsesmiddel og biocid. R471811 blev

påvist i 11,6 % af de screenede indtag med overskridelse af kravværdien i 3,6 %. Detektionsgrænsen var hævet til 0,02 µg/l. De næsthøypigste screeningsstoffer var LM6 og LM5, der er nedbrydningsprodukter fra herbicidet terbuthylazin, der har været brugt som plantebeskyttelsesmiddel, og sandsynligvis også fra biocidet terbutryn. LM6 blev påvist i 7,2 % af de screenede indtag med overskridelse af kravværdien i 4,4 %. LM5 blev påvist i 6,4 % af de screenede indtag med overskridelse af kravværdien i 2,8 %. Begge stoffer havde en forhøjet detektionsgrænse på 0,05 µg/l.

Pesticider i vandforsyningsboringer

Tabel 2 viser, at der i 2021 blev fundet mindst ét pesticid i 50,1 % af de undersøgte vandforsyningsindtag. 13,4 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet, og 2,3 % af de undersøgte indtag havde derudover mindst én overskridelse af kvalitetskravet for pesticidernes sum. Fundandelene har været kraftigt stigende i perioden 2016-2020. Stigningen skyldes ikke, at grundvandet tilstand er ændret væsentligt i perioden, men at vores erkendelse af tilstanden er ændret, efterhånden som flere og flere indtag blev testet for især DPC, MDPC og DMS.

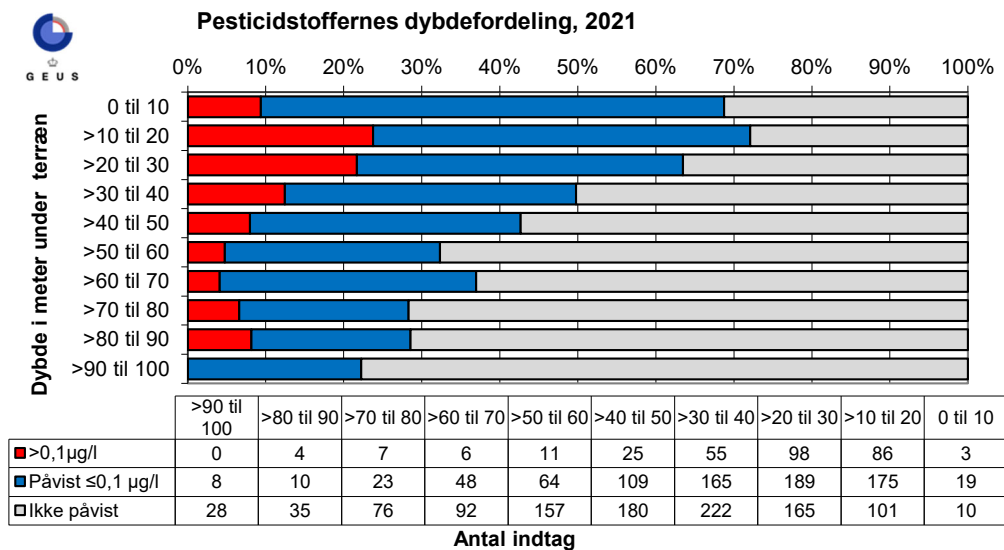
I perioden 2017-2021 blev pesticider fundet mindst én gang i 38,8 % af de undersøgte indtag, hvor 10,7 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet. Kvalitetskravet for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 2,0 % af de undersøgte indtag. Pesticidfund og overskridelser af kvalitetskravet er udbredte i hele landet, men der var en øget forekomst af overskridelser af kvalitetskravet for enkeltstoffer i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydlige Danmark, samt i Hovedstadsområdet.

Figur 9 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2021. Fundandele og overskridelser af kvalitetskravet er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden, men der er enkelte fund og overskridelser af kvalitetskravet i boringer, som har filtertop dybere end 100 m u.t.

Tabel 2. Vandforsyning. Pesticidfund i vandforsyningsboringernes indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2017-2021. 2019-tal i parentes er opgørelser uden indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter.

| Vandforsyningsindtag | Indtag Antal | | | | Indtag andel (%) | | |
|----------------------|------------------|------------------|----------------------|---------------|---------------------|----------------------|---------------|
| | I alt | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l |
| 2021 | 2393 | 1198 | 321 | 56 | 50,1 | 13,4 | 2,3 |
| 2020 | 2.219 | 1.131 | 323 | 51 | 51,0 | 14,6 | 2,3 |
| 2019 | 3.933 (2.494) | 1.142 (1.130) | 318 (317) | 55 (55) | 29,0 (45,3) | 8,1 (12,7) | 1,4 (2,2) |
| 2018 | 2.556* | 1.043* | 284* | 50* | 40,8* | 11,1* | 2,0* |
| 2017 | 2.781* | 815* | 205* | 44* | 29,3* | 7,4* | 1,6* |
| 2017-2021 | 6428 | 2493 | 689 | 129 | 38,8 | 10,7 | 2,0 |

*Opgjort for boringer i stedet for indtag. Fra 2019 er pesticiddata opgjort for de enkelte vandværksindtag i stedet for (som tidligere) på boringsniveau. Databehandlingen bliver dermed identisk med grundvandsovervågningen.



Figur 9. Vandforsyning. Pesticidstoffers dybdefordeling for vandforsyningsindtag prøvetaget i 2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til indtagets top. Indtag med top dybere end 100 m er ikke vist.

De hyppigst fundne pesticider

Tabel 3 viser de 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2021 i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer fremgår af Tabel 13 i kapitel 5.

Desphenylchloridazon (DPC) var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO-indtag i 2021, idet stoffet blev påvist i 25,0 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 13,2 % af indtagene. I vandforsyningernes indtag blev DPC påvist i 22,8 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kvalitetskravet i 6,0 % af indtagene. DPC og MDPC er nedbrydningsprodukter fra herbicidet chloridazon, som overvejende blev brugt i bederoer (sukkerroer og foderroer) og solgt i perioden 1964-1996.

Tabel 3. GRUMO & Vandforsyning. De 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2021 i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 5.1 og 5.3, der viser alle analyserede stoffer.

| GRUMO-indtag 2021 | | | Vandforsyningsindtag 2021 | | |
|---|-----------------|------------------|---|-----------------|------------------|
| Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) | Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) |
| DPC (desphenyl-chloridazon) | 25,0 | 13,2 | DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 33,5 | 7,8 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 21,9 | 3,1 | DPC (desphenyl-chloridazon) | 22,8 | 6,0 |
| 1,2,4-Triazol | 13,7 | 5,6 | BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 14,7 | 1,4 |
| MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon) | 13,5 | 4,9 | MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon) | 5,5 | 0,7 |
| R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichlorobenzenesulfonata) | 11,6 | 3,6 | (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 4,9 | 0,2 |

N,N-dimethylsulfamid (DMS) var i 2021 det hyppigst påviste pesticid i vandforsyningernes indtag med fund i 33,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 7,8 % af indtagene. I GRUMO-indtag blev DMS påvist i 21,9 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kvalitetskravet i 3,1 % af indtagene. Moderstofferne tolylfluamid og dichlofluamid har været brugt både som sprøjtemiddel i frugt- og bærproduktion (tolylfluamid: 1973-2007; dichlofluamid: 1966-1974) og som biocid i uden-dørs maling og træbeskyttelse (udfaset i perioden 2008-2015). Det tredje moderstof, cyazofamid har været brugt som sprøjtemiddel i kartofler siden 2004. Miljøstyrelsen har i januar 2023 tilbagekaldt godkendelserne af produkter med cyazofamid pga. risiko for uacceptabel udvaskning af DMS og DMSA til grundvand. De lavere fundandele i GRUMO-indtag sammenlignet med vandforsyningsindtag skyldes sandsynligvis, at GRUMO-boringer fortrinsvis ligger i det åbne land, og derfor kun i mindre omfang overvåger udvaskningen af DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

1,2,4-triazol blev i 2021 fundet i 13,7 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 5,6 % af indtagene. I vandforsyningsindtag blev 1,2,4-triazol i 2021 påvist i 1,3 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kvalitetskravet. Fund og overskridelser er dermed langt mindre i vandforsyningsindtag end i GRUMO-indtag, men der er ikke nogen umiddelbar forklaring på, hvorfor det forholder sig sådan. 1,2,4-triazol er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-fungicider. Moderstofferne anvendes bl.a. som sprøjtemidler og bejdsemidler i landbruget og som biocid i maling og træbeskyttelsesmidler.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) har historisk været et af de hyppigst påviste nedbrydningsprodukter i GRUMO- og vandforsyningsindtag. I 2021 blev BAM påvist i 10,1 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 2,8 % af indtagene. I vandforsyningsindtag blev BAM påvist i 14,7 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 1,4 % af indtagene.

Screeningsstoffet **R471811** var det femte-hyppigste pesticidstof i GRUMO-indtag i 2021 med fund i 11,6 % af indtagene (3,6 % over kvalitetskravet). R471811 er ikke undersøgt i vandforsyningsindtag i 2021 eller tidligere. R471811 er et nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil, der har været brugt som plantebeskyttelsesmiddel og biocid.

(2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre var i 2021 et 'nyt' stof i både drikkevandsbekendtgørelsens pesticidliste og grundvandsovervågningens stofliste. (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre er et nedbrydningsprodukt fra dimethachlor og var det femte-hyppigste pesticidstof i vandforsyningsindtag med fund i 4,9% af indtagene (0,2 % over kvalitetskravet). Fundandelen var lavere i GRUMO-indtagene med fund i 1,9 % (0,4 % > kravværdien).

1.4 Sporstoffer

Indledning

Stofgruppen uorganiske sporstoffer omfatter bl.a. tungmetaller som cadmium og bly, men også letmetaller som aluminium og ikke-metaller som fx arsen og bor. Uorganiske sporstoffer findes naturligt i grundvandet, typisk i koncentrationer i størrelsesordenen µg/l. De uorganiske sporstoffer har meget forskellige kemiske egenskaber, anvendelser og geologisk forekomst. Fælles for en lang række af sporstofferne gælder det dog, at de målte koncentrationer kan rumme bidrag fra både naturlige processer og menneskeskabt aktivitet.

Datagrundlag

Sporstoffer målt i GRUMO-indtag rapporteres for 2021 og for programperioden 2017-2021, og data fra vandforsyningernes boringskontrol rapporteres for 2021 og den 5-årige periode 2017-2021. Tabel 4 viser hvilke analyseparametre, der pt. indgår i grundvandsovervågningsprogrammet i programperioden 2017-2021, samt hvilke parametre, der indgår i overvågning af grundvandskvaliteten i vandforsyningsboringerne i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol. Prøvetagningsfrekvensen i såvel GRUMO-indtag som vandforsyningsboringer varierer fra årlige prøver til én prøve hvert 5 år.

Tabel 4. GRUMO og Vandforsyning. Analyseparametre for 2017-2021 for uorganiske sporstoffer i grundvandsovervågningen og obligatoriske stoffer i boringskontrollen for vandforsyningsboringer.

| Uorganiske sporstoffer | GRUMO | Vandforsyning ^a |
|--|-------|----------------------------|
| Aluminium (Al) | X | X ^b |
| Arsen (As) | X | X |
| Barium (Ba) | | X |
| Beryllium (Be) | X | |
| Bly (Pb) | X | |
| Bor, total (B) | X | X |
| Cadmium (Cd) | X | |
| Jod (I) | X | |
| Kobber (Cu) | X | |
| Kobolt, total (Co) | | X |
| Nikkel (Ni) | X | X |
| Strontium, total (Sr) | | X ^c |
| Zink (Zn) | X | |
| a) Der er kontrol for andre uorganiske sporstoffer ud fra de lokale geologiske forhold og de forureningskilder. b) Analyseres, hvis pH i grundvandet er under 6. c) Analyseres ved indvinding i områder med skrivekridt. | | |

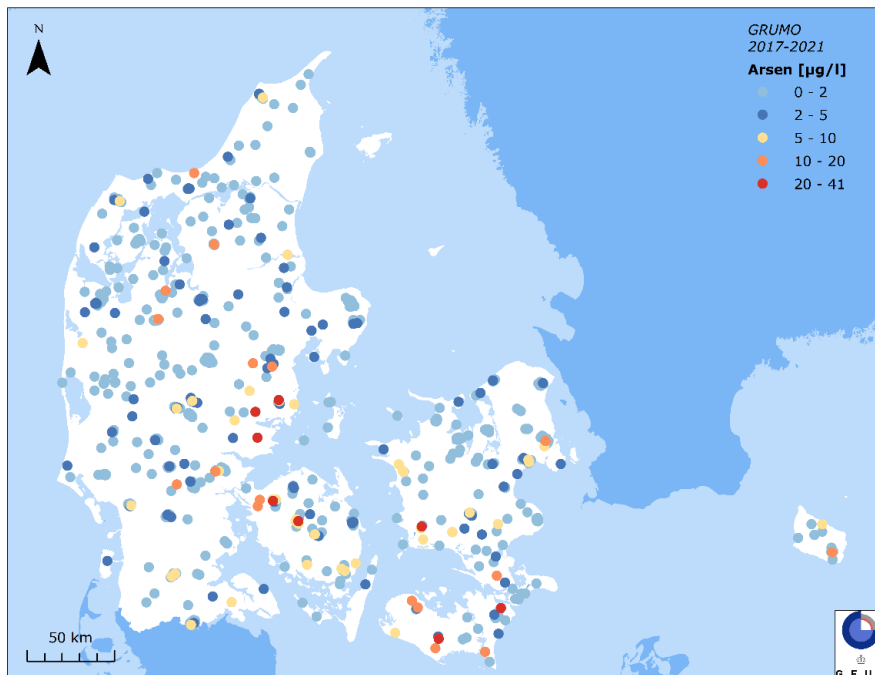
Grundvandsovervågning

I perioden 2017-2021 er prøver fra de aktive GRUMO-indtag analyseret for aluminium, arsen, beryllium, bly, bor, cadmium, jod, nikkel og zink. GRUMO-indtagene er analyseret mindst én gang, og indtag med operationel overvågning op til fem gange. Den gennemsnitlige koncentration for perioden 2017-2021 overskrider kravværdien for drikkevand for fem stoffer: aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af overskridelsen af kravværdien i perioden er 5,3 % for aluminium, 6,8 % for arsen, 0,6 % for bly, 0,7 % for bor, og 2,7 % for nikkel. Overskridelserne er fordelt på 148 indtag, svarende til 14 % af de undersøgte indtag. I 16 indtag (1,6 %) overskrides kravværdien for to af de målte stoffer. I 1 indtag (0,1 %) overskrides kravværdien for tre af de målte stoffer.

For perioden 2017-2021 var gennemsnitskoncentrationen af cadmium, kobber og zink under kravværdien for drikkevand i alle GRUMO-indtag.

I hovedrapporten, kapitel 6, er disse fem stoffer beskrevet uddybende: aluminium, arsen, nikkel, kobber og zink. Arsen er det sporstof, hvor koncentrationen i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021 hyppigst overskrider kravværdien for drikkevand. Arsen forekommer naturligt i en række mineraler, fx jernoxid/hydroxider, arsenopyrit og andre sulfider. Redoxforholdene er stærkt styrende for mobiliteten af arsen i jordlagene. Iltfattigt grundvand indeholder som hovedregel mere arsen end iltholdigt grundvand.

Figur 10 viser, at arsen i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021 optræder i koncentrationer under kravværdien (KV) for drikkevand, 5 µg/l, jævnt fordelt over hele landet. Grundvand med naturligt højere koncentrationer af arsen findes især på Sjælland, på Falster og Lolland, i den vestlige og sydlige del af Fyn og Østjylland.

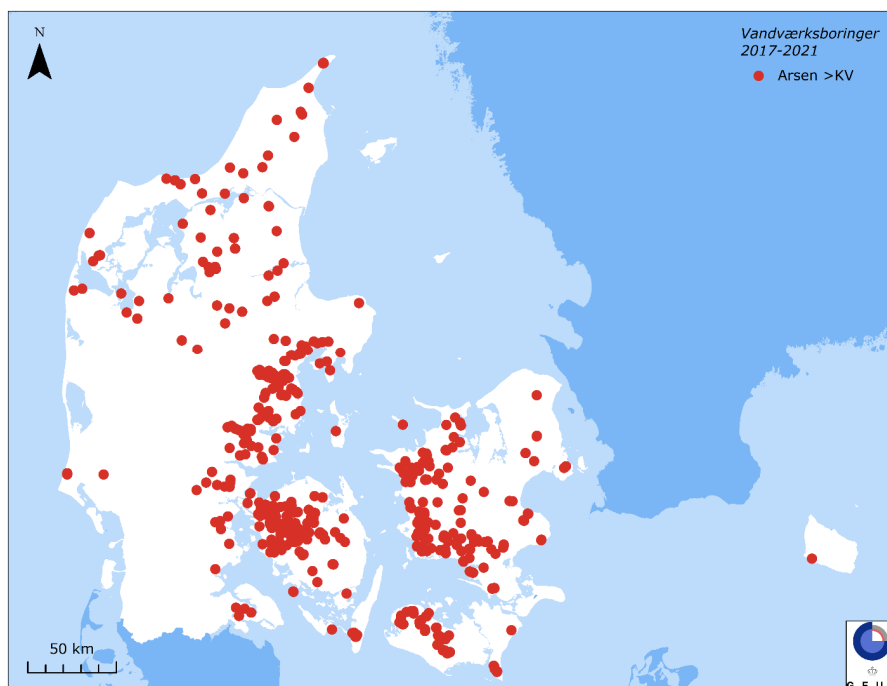


Figur 10. GRUMO. Gennemsnitlige arsenkoncentrationer på indtagniveau i 1.031 GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Vandforsyningsboringer

For perioden 2017-2021, hvor alle vandforsyningsboringer kan forventes at være prøvetaget mindst én gang, er der indberettet analyser for uorganiske sporstoffer for 6.102 vandforsyningsboringer. Hovedparten af boringerne er analyseret for de obligatoriske stoffer: arsen, barium, bor, kobolt og nikkel. Desuden er et større antal boringer analyseret for strontium (indvinding fra skrivekridt) og aluminium (pH <6). Ud af de 6.102 vandforsyningsboringer er der fundet overskridelse af kravværdien for ét eller flere stoffer i 860 boringer, svarende til 14 %. De vejledende værdier for barium og strontium (Miljøstyrelsen, 2022) overskrides i 89 boringer (1 %). Der er overskridelser af kravværdien eller den vejledende værdi for aluminium (0,5 %), arsen (12 %), barium (0,1 %), bor (0,5 %), kobolt (0,6 %), nikkel (1,5 %), strontium (5,2 %) og zink (0,2 %). I mindre end 1 % af indtagene er der overskridelser for mere end et stof.

Arsen er det sporstof, hvor koncentrationen i vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021 hyppigst overskrider kravværdien for drikkevand. Figur 11 viser den geografiske fordeling af vandforsyningsboringer med et arsenindhold, der overskrider kravværdien. Overskridelser af kravværdien for arsen optræder i store dele af Danmark med den største tæthed i Vestsjælland, i områderne langs Køge Bugt, i den nordvestlige del af Lolland, i den centrale og vestlige del af Fyn og i den østligste del af Jylland, fra Mols Bjerge til Kolding. Desuden findes en del boringer med højt indhold af arsen i Himmerland og Vendsyssel.



Figur 11. Vandforsyning. Arsenkoncentrationer over kravværdien (KV) for drikkevand (5 µg/l) i 760 vandforsyningsboringer i 2017-2021. I de fleste tilfælde vil optimeret indvinding og behandling af grundvandet på vandværket nedbringe indholdet af arsen i drikkevandet væsentligt.

1.5 Organiske mikroforureninger

Indledning

Organiske mikroforureninger er en meget forskelligartet stofgruppe med mange forskellige detektionsgrænser og kravværdier. I rapporten er de enkelte stofgruppers anvendelse og risikoprofil ganske kort præsenteret. Stofferne anvendes i mange forskellige sammenhænge, hvor de kan tabes til vandmiljøet. Da disse organiske stoffer samtidig har meget forskellige kemiske egenskaber, varierer deres opførsel i miljøet meget mht. nedbrydelighed, opløselighed osv. Stofferne har det til fælles, at der er tale om organiske stoffer, der som regel træffes i grundvandet i lave koncentrationer. Der er særligt fokus på stoffer, der har en bred anvendelse i samfundet, og hvor den miljømæssige effekt ved tab fra den tilsigtede anvendelse er uønsket. Dette skyldes, at en del af stofferne er giftige for mennesker eller økosystemer, eller kan have hormonforstyrrende effekter selv ved lave koncentrationer. Fokus i årets opgørelse ligger på de per- og polyfluorerede forbindelser (PFAS).

Datagrundlag

Grundvandsovervågningen omfatter for hver programperiode et antal udvalgte stoffer. Dette års rapport er en samlet afrapportering af den netop afsluttede programperiode 2017-2021. For de 12 PFAS-forbindelser, der optræder i drikkevandsbekendtgørelsen, blev der i programperioden prøvetaget 686 indtag, altså ca. 2/3 af de aktive indtag. For udvalgte alifatiske kulbrinter er der resultater fra 1.006 indtag, svarende til næsten alle aktive GRUMO-indtag.

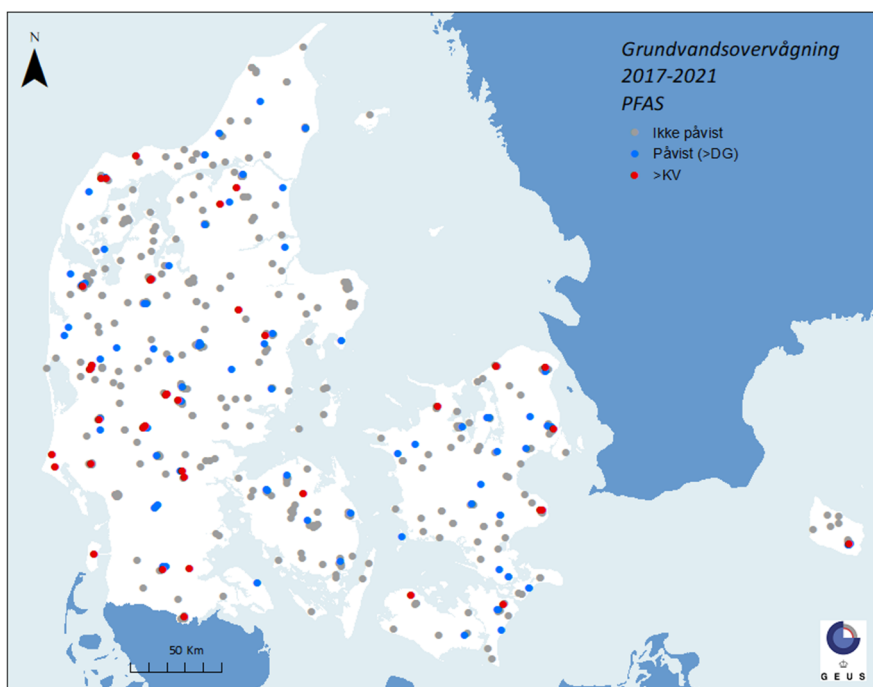
Ved vandværkernes boringskontrol afhænger valget af analyseparametre af, hvilke formodede eller kendte risici for forurening af grundvandet, der optræder inden for de enkelte vandværkers indvindingsoplande. Andelen af fund såvel som overskridelser af grænseværdier kan derfor ikke forventes at være repræsentative for det danske grundvand generelt. Opgørelserne i denne rapport er baseret på data fra femårsperioden 2017-2021, hvor alle aktive vandværksboringer forventes analyseret mindst én gang.

Grundvandsovervågningen

Der var fund af alle 12 PFAS-forbindelser i fra 2 indtag (PFOSA) til 60 indtag (PFOS). Samlet set var der fund af mindst én PFAS-forbindelse i 124 af de 686 undersøgte indtag, svarende til 18,1%. Denne fundandel er noget højere end ved afrapporteringen for 2 år siden, hvilket sandsynligvis skyldes, at detektionsgrænserne løbende bliver lavere. Fundandelen for PFAS kan derfor forventes at stige i de kommende år, i takt med at flere indtag analyseres med lavere detektionsgrænser. PFOS var den hyppigst fundne PFAS-forbindelse, med fund i 8,7 % af de undersøgte indtag.

To indtag overskred kravværdien på 0,1 µg/l for sum af 12 PFAS, svarende til 0,3 %. Kravværdien for sum af 4 stoffer (PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA) på 0,002 µg/l var til gengæld overskredet i 40 indtag, svarende til 5,8 % af de undersøgte indtag. Dette til trods for at detektionsgrænsen for disse fire stoffer indtil 2021 lå på 0,001 µg/l, hvorfor sumværdien på 0,002 µg/l kan have været overskredet uden at de enkelte stoffer har kunnet detekteres og en overskridelse af den nuværende værdi dermed kan beregnes. Også antallet af overskridelser af sumværdien for disse fire PFAS-forbindelser må derfor forventes at stige, i takt med at flere indtag i de kommende år analyseres med lavere detektionsgrænser.

Figur 12 viser, at de prøvetagne indtag er spredt rundt i hele Danmark, og det samme ser ud til at gælde for både fund og overskridelser af kravværdi. Det ser således ikke ud til, at PFAS er knyttet til særlige områder af landet.



Figur 12. GRUMO. Forekomst af PFAS i grundvand i GRUMO 2017-2021. Rød markerer fund over en fastsat kravværdi (>0,002 µg/l for "Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA" eller >0,1 µg/l for "Sum af 12 PFAS-forbindelser"). Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer intet målbart PFAS (<DG). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

I 2021 blev grundvandskvalitetskriteriet for PFAS ændret fra at gælde summen af 12 stoffer til at gælde summen af 22 stoffer (de samme 12 PFAS-forbindelser som i drikkevandsbekendtgørelsen samt yderligere 10). 280 GRUMO-indtag blev i 2021 analyseret for denne udvidede PFAS-pakke. Kun et enkelt af de 10 'nye' PFAS-forbindelser (stoffet PFPS blev detekteret i fire indtag, hvor den højeste koncentration var 0,005 µg/l. Selvom datagrundlaget fortsat er lille, ser det altså ikke ud til at de 10 tilføjede stoffer er vidt udbredt i det danske grundvand.

Trifluoreddikesyre (TFA) er et af de simpleste PFAS-stoffer. I 2020 blev der i forbindelse med en screening påvist TFA i 219 af 247 undersøgte GRUMO-indtag. I 2021 er kun et enkelt indtag analyseret for TFA (genfindning af fund i et indtag fra 2020-screeningen), og der er således ikke tilføjet viden om

udbredelsen af TFA i GRUMO-boringer siden sidste års afrapportering. En analyse af TFA-koncentrationer i GRUMO-boringer som funktion af grundvandets alder, viser at jo yngre vandet er, desto højere koncentrationer kan der findes af TFA. Denne sammenhæng stemmer godt overens med den antagelse, at TFA stammer fra diffus atmosfærisk deposition, da denne er steget betydeligt gennem de seneste 50 år. Koncentrationerne i en del indtag med yngre vand ligger dog noget over de niveauer, som er målt i regnvand, hvilket indikerer, at der også er andre mere lokale kilder til TFA, fx nedbrydning af stoffer indeholdende en -CF₃ -gruppe, herunder evt. pesticider.

Samlet set må det konkluderes, at PFAS-forbindelser detekteres i en betydelig andel af de undersøgte GRUMO-indtag. Koncentrationen af PFAS er i langt de fleste tilfælde betydeligt under grænseværdien for "Sum af 12 PFAS" (0,1 µg/l), men i en del tilfælde overskrides sumværdien for de fire stoffer PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA (0,002 µg/l). Forsøg på at dække bredere end de 12 PFAS-forbindelser, som igennem en årrække har indgået i drikkevandsbekendtgørelsen, har ikke væsentligt forøget antallet af PFAS-fund eller den samlede koncentration af PFAS. Det gælder både inkludering af yderligere 10 PFAS-forbindelser og analyse med den såkaldte TOP-metode. Hvis TFA betragtes som en PFAS-forbindelse, hvilket dens kemiske struktur angiver, at den er, kan der sandsynligvis detekteres PFAS i størstedelen af GRUMO-indtagene, men med den nuværende kravværdi for TFA på 9 µg/l bidrager TFA ikke til overskridelser af kravværdien.

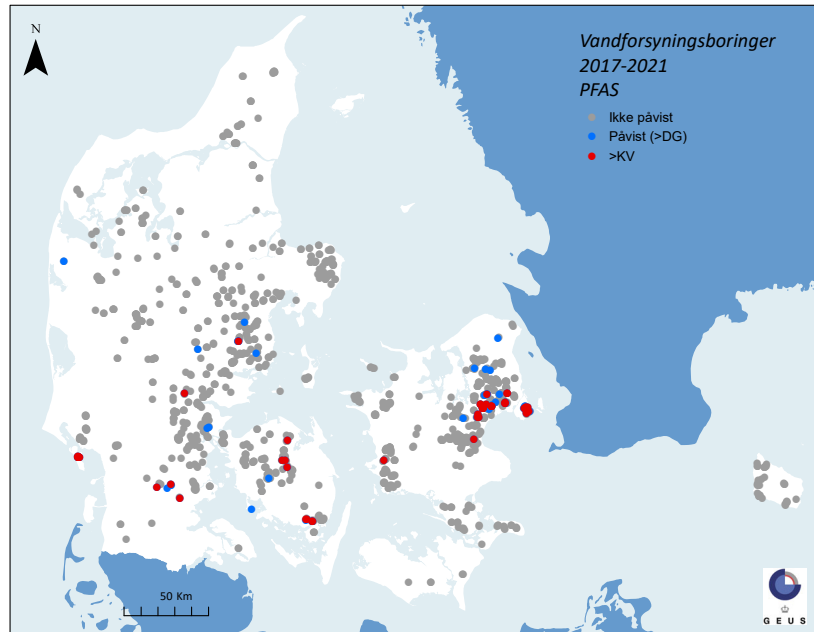
For de halogenerede alifatiske kulbrinter er der langt flest fund af chloroform, som detekteres i 10,9 % af indtagene. Mange af disse fund må formodes at være af naturlig oprindelse. For de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter er fundværdierne generelt lave (0-1,9 %) og andelen med overskridelser af kravværdien meget lave (0-0,4 %). Det skal dog understreges, at cis-dichlorethylen, som normalt anses for at være det mest udbredte og problematiske stof i stofgruppen med hensyn til grundvandsforurening, hidtil ikke er blevet analyseret i GRUMO.

Vandværksboringer

I perioden 2017-2021 er der i vandværksboringerne gennemført analyser af 141 forskellige organiske stoffer ud over pesticider i et meget forskelligt antal boringer (fra 1 til 2.801). Kun stoffer med analyse i mindst 100 boringer behandles i rapporten.

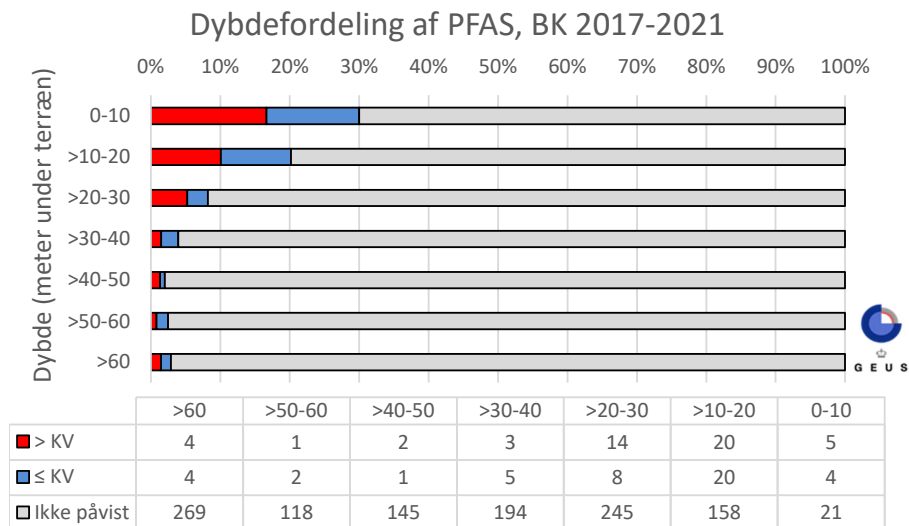
PFAS er i perioden 2017-2021 analyseret i prøver fra 1.304 boringer og mindst én PFAS-forbindelse blev fundet i 98 af disse, svarende til 7,5 % af de undersøgte boringer. Sumværdien for 12 PFAS (0,1 µg/l) blev ikke overskredet i nogen af de undersøgte boringer, men kravværdien for "Sum af 4 PFAS" (PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA) på 0,002 µg/l var til gengæld overskredet i 53 boringer, svarende til 4,1%. Det skal bemærkes, at detektionsgrænsen for disse fire stoffer indtil 2021 almindeligvis lå over 0,001 µg/l, hvorfor den nuværende sumværdi på 0,002 µg/l kan have været overskredet, idet de enkelte stoffer ikke har kunnet detekteres. Omfanget af overskridelser af sumværdien for disse fire PFAS-forbindelser må derfor forventes at stige i takt med at prøverne i de kommende år analyseres med de nye, lavere detektionsgrænser. Den højest målte værdi for "Sum 4 PFAS" var 0,026 µg/l, svarende til 13 gange den 'nye' kravværdi. I tre boringer var kravværdien overskredet med mere end en faktor 5, mens de fleste overskridelser lå forholdsvis tæt ved kravværdien. PFOA var den hyppigst fundne PFAS-forbindelse i boringskontrollen og dét stof, som i sig selv hyppigst overskred kravværdien på 0,002 µg/l.

Figur 13 viser, at i modsætning til PFAS i GRUMO er der nogle tydelige geografiske tendenser for PFAS i boringskontrollen. For det første er de undersøgte boringer geografisk meget skævt fordelt, med størst tæthed i Østjylland, på den vestlige halvdel af Fyn, på den vestligste del af Sjælland og på Østsjælland. Derimod er der meget få analyser af boringer i Vestjylland, i Nordjylland og på Lolland-Falster, også set i forhold til antal aktive indtag i disse områder. For det andet er fund af PFAS og i særdeleshed overskridelser af kravværdien for Sum af 4 PFAS koncentreret omkring København og i mindre grad på Fyn. Hertil kommer enkelte fund og overskridelser i Øst- og Sydjylland. Fordelingen af PFAS-fund i GRUMO-indtag viser dog, at PFAS-forbindelser kan findes over hele landet, også i koncentrationer over kravværdien for Sum af 4 PFAS.



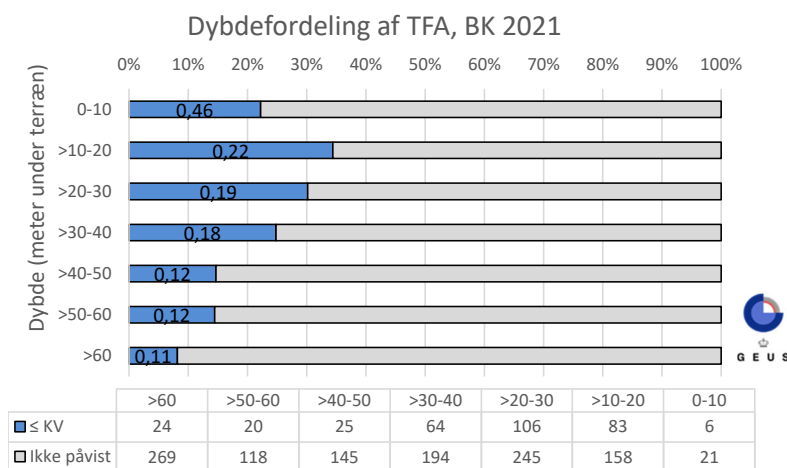
Figur 13. Boringskontrollen. Forekomst af PFAS i boringskontrollen 2017-2021. Rød markerer fund over en fastsat kravværdi ($>0,002 \mu\text{g/l}$ for "Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA" eller $>0,1 \mu\text{g/l}$ for "Sum af 12 PFAS-forbindelser"). Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer ingen målbare PFAS-forbindelser ($<DG$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 14 viser dybdefordelingen af PFAS i vandforsyningsboringerne, med en tydeligt aftagende andel af både fund og overskridelser af kravværdien med dybden. Denne dybdefordeling tyder på, at PFAS-forbindelser i øjeblikket hovedsageligt befinder sig i det øverste grundvand, hvilket stemmer godt overens med, at den største anvendelse af PFAS-forbindelser er foregået inden for de sidste 40 år. Da de fleste af de analyserede PFAS-forbindelser antages ikke at nedbrydes i jordmiljøet, og der samtidig er kommet øget fokus på at begrænse udledningen af PFAS til både jord- og vandmiljø via fx brandskum, må dybdefordelingen forventes at ændres i fremtiden.



Figur 14. Boringskontrollen. Dybdefordeling af drikkevandsboringer, der er analyseret for PFAS i perioden 2017-2021. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller: $>KV$ ($>0,002 \mu\text{g/l}$ for "Sum af 4 PFAS"), $\leq KV$ (påvist én eller flere af 12 PFAS-forbindelser) eller Ikke påvist (under detektionsgrænsen for alle 12 PFAS-forbindelser). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren angiver antal undersøgte boringer i de forskellige indtagsdybder opdelt efter koncentrationsintervaller.

Mange vandforsyninger begyndte at analysere for TFA efter de mange fund i GRUMO-boringer i 2020. I forlængelse heraf blev TFA optaget i drikkevandsbekendtgørelsen med en kravværdi på 9 µg/l. I alt er 778 boringer blevet undersøgt og TFA-koncentrationen lå over detektionsgrænsen (på typisk 0,05 µg/l) i de 328. Ca. 30 % af TFA-fundene lå fra 0,2-1,0 µg/l, mens resten fordelte sig jævnt mellem 0,05 og 0,2 µg/l. Der var således ingen fund over kravværdien. Figur 15 viser, at både fundandele og koncentrationer aftager med dybden, hvilket stemmer godt overens med den negative sammenhæng mellem TFA-koncentration og estimeret grundvandsalder i GRUMO-boringer. Da TFA, med den nuværende viden, ikke forventes at nedbrydes i jordmiljøet, må såvel koncentrationer som antallet af fund af TFA forventes at stige fremover.



Figur 15. Boringskontrollen. Dybdefordeling af drikkevandsboringer, der er analyseret for TFA i 2021. Indtagene er opdelt i to koncentrationsintervaller: ≤ KV på 9 µg/l, (påvist TFA) eller ikke påvist (under detektionsgrænsen). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren angiver antal undersøgte boringer i de forskellige indtagsdybder opdelt efter koncentrationsintervaller. Tal i de blå felter angiver gennemsnitskoncentration for TFA-fund i den givne dybde.

Bortset fra tre fund af benzen over kravværdien, tilhørte alle øvrige stoffer, som overskred kravværdien i boringskontrollen, gruppen af chlorerede alifatiske kulbrinter. Det hyppigst fundne var 1,1-dichlorethan, som blev fundet i 34 ud af 837 undersøgte vandforsyningsboringer. De næsthøjest fundne chlorerede alifatiske kulbrinter var cis-DCE og trichlorethylen (TCE) fundet i hhv. 84 og 86 boringer, hvilket i begge tilfælde gav fundandele på 3,6 %. Ses på chlorerede alifatiske kulbrinter under ét (chloroform undtaget), var der i perioden 2017-2021 fund i 197 ud af 2488 undersøgte vandforsyningsboringer (7,9 %) og en overskridelse af kravværdien i 40 vandforsyningsboringer (1,6 %). I de fleste boringer med overskridelse af kravværdien, var der i perioden detekteret flere stoffer inden for stofgruppen.

1.6 Temperatur

Indledning

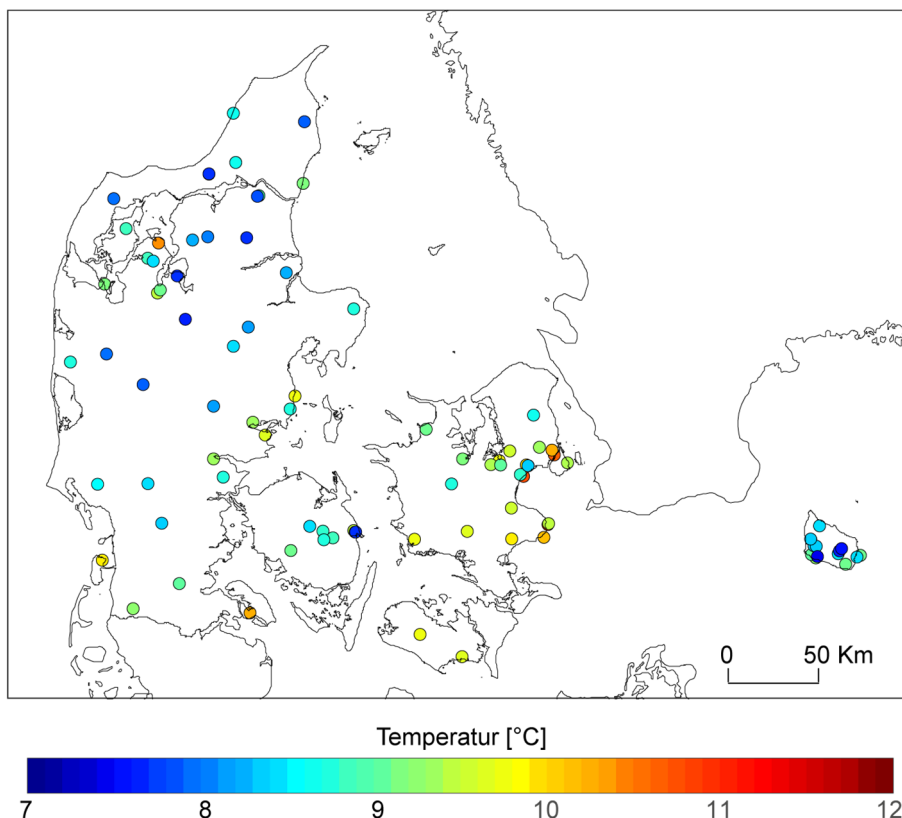
I dette års rapport er der et tema om temperaturen i grundvandet. Da det er første gang, der rapporteres om grundvandets temperatur, tages der udgangspunkt i, hvad vi allerede ved om temperaturforholdene i de øverste 100-300 m af undergrunden og dermed også grundvandets temperatur. Viden om grundvandets temperaturforhold er vigtig for udnyttelsen af undergrunden til opvarmning og køling, noget der forventes at ske i stadig større omfang fremover. Derudover kan temperaturforholdene muligvis have betydning for de geokemiske forhold, herunder omsætning af miljøfremmede stoffer.

Over de seneste 150 år er årlige middeltemperatur i Danmark steget med mere end 1,5 °C (Cappelen, 2020), men der er ingen systematisk overvågning af grundvandets temperaturforhold. For at vurdere om grundvandsovervågningen kan bidrage til en forståelse af klimaforandringerne effekt på grundvandets temperatur, præsenteres de målte prøvetagningstemperaturer for GRUMO-boringer siden programmets

start i 1988. Det vurderes, om temperaturen målt på oppumpet grundvand kan repræsentere grundvands temperaturen i selve grundvandsmagasinet. Den eksisterende viden om undergrundens temperaturforhold inddrages i vurderingen både i en generel form og ved direkte sammenligning, når der i samme boring eller i tætliggende boringer er data for såvel prøvetagningstemperatur og borehulstemperaturmålinger.

Geografiske variationer

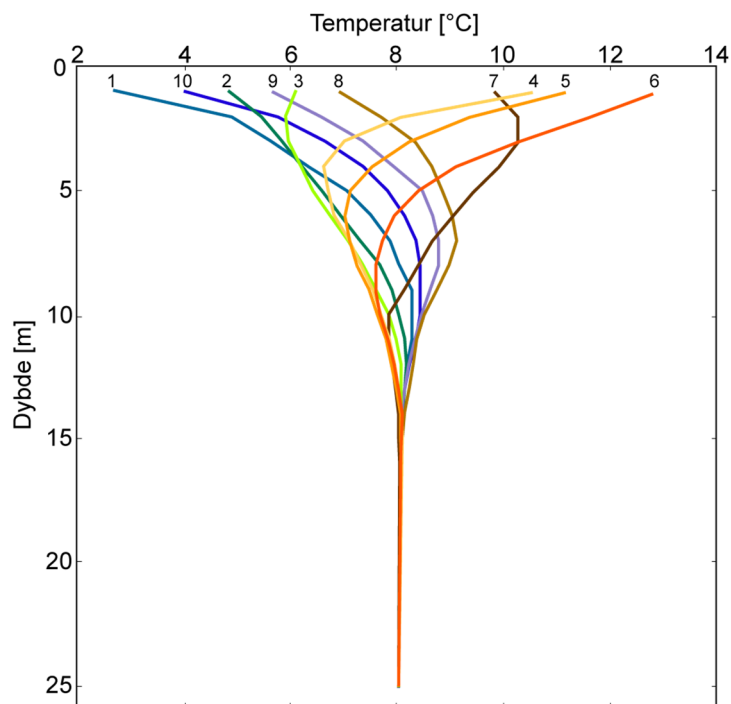
Regionale horisontale temperaturvariationer i grundvand er dokumenteret ud fra observationer i borehuller, dels fra kontinuert målte temperaturlogs, dels fra punktobservationer fx i form af uforstyrrede bundtemperaturer (Møller mfl. 2014, 2019). Figur 16 viser temperaturen i omkring 50 m's dybde. Observationerne i 50 m's dybde varierer mellem 7,5 °C og 11,0 °C med en middelværdi på 8,9 °C.



Figur 16. Temperatur i 50 m's dybde fra målinger i borehuller fra 56 kontinuerte temperaturlogs og 38 punktobservationer. De laveste temperaturer er vist øverst. (fra Møller mfl. 2019).

Årstidsvariationer

Årstidsvariationen kan observeres ned til dybder på 10-20 m u.t. Figur 17 viser et konkret eksempel, hvor der er målt 10 serier af temperatur-dybde data (i et-meter skridt i intervallet 1-25 m's dybde) over en periode på et år. Disse data viser en temperaturforskel på ± 5 °C i 1 m's dybde, ca. $\pm 1,5$ °C i 5 m's og mindre end $\pm 0,1$ °C under 15 m's dybde. Amplituden af årstidsvariationens indtrængning afhænger af lokale termiske egenskaber og variationer i vejrforhold. Observationer i forskellige borehuller i to forskellige tidsperioder viser, at temperaturforskellene i 5 m's dybde kan variere $\pm 0,5$ °C (Knudsen 1983, Møller mfl. 2014, 2019). Man kan forvente, at grundvands temperaturen er stabil og upåvirket af årstidsvariationen i større dybde end 15-20 m u.t.



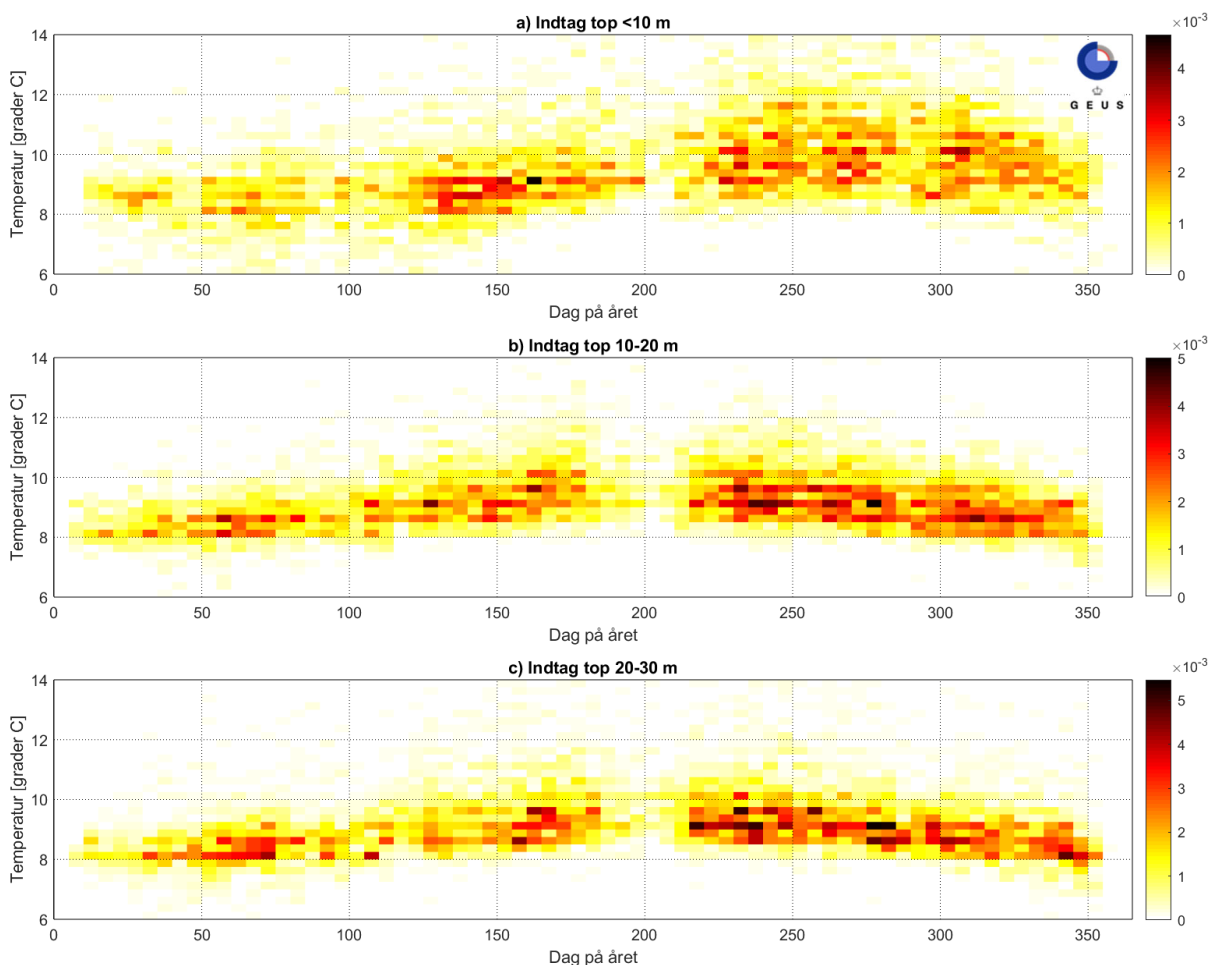
Figur 17. Eksempel på dybdeindrængning af temperaturens årsvariation, som den er målt i et borehul ved Jebjerg, Nordvestjylland (DGU nr. 46.594). Måletidspunktet er angivet med de små numre i figuren: 1 primo marts; 2 medio april; 3 medio maj; 4 medio juni; 5 primo juli; 6 ultimo august; 7 primo november; 8 ultimo december; 9 medio januar; 10 ultimo februar (Møller mfl., 2019).

Temperaturdata fra GRUMO-indtag

De eneste data, der er umiddelbart til rådighed for en undersøgelse af evt. udvikling af grundvandets temperatur fra NOVANA-programmet, er de prøvetagningstemperaturer, der indsamlet i forbindelse med prøvetagning af GRUMO-indtagene i perioden 1988-2021. Da disse temperaturdata ikke på noget tidspunkt er rapporteret tidligere, er alle data gennemgået til denne rapport. Over hele perioden er der målt i alt 42.824 prøvetagningstemperaturer fordelt på 2.290 indtag.

Figur 18 viser, at der er en sammenhæng mellem lufttemperaturen og prøvetagningstemperaturen. For at undersøge denne sammenhæng er målingerne splittet op efter dybdeintervaller, og de målte temperaturer er plottet for hver prøvetagningsdag uanset hvilket prøvetagningsår. Det fremgår af Figur 18, at i alle dybder er temperaturer målt først og sidst på året (i vinterhalvåret) overvejende lavere end dem som er målt midt på året (i sommerhalvåret). Dette er en klar indikation på, at det oppumpede grundvands temperatur påvirkes af overfladetemperaturen under opholdet i slangerne således, at vandstrømmen afkøles, når lufttemperaturen er koldere end vandet, og opvarmes når lufttemperaturen er varmere end vandet.

I indtag i de øverste 10 m u.t. ses et lidt andet mønster med flere lave temperaturer mellem dag 50 og 150 samt flere højere temperaturer mellem dag 225 og 325 end for de resterende dybdeintervaller. Dette kan forklares med årstidsvariationen, som penetrerer ned i de øverste jordlag.



Figur 18. Fordelingen af prøvetagningstemperaturen pr. dag i året uden hensyntagen til hvilket år der er målt. Dag 1 er 1. januar. Hyppigheden af målinger er optalt for intervaller på 0,25 °C og 5 dage og antallet i hver celle er normeret med det samlede antal temperaturmålinger i hvert dybdeinterval. Farvekoden længst til højre viser antal målinger i hvert punkt af figuren. (Figuren er et udsnit af Figur 73).

Konklusion og perspektivering

Ud fra den allerførste gennemgang af prøvetagningstemperaturen i GRUMO-indtag kan det konkluderes, at prøvetagningen påvirker det oppumpede grundvands temperatur. Spørgsmålet er fortsat, om det skygges for en samtidig effekt af ændringer i selve grundvandets temperatur, eller evt. trends skyldes ændringer i påvirkningen fra prøvetagningen eller er udtryk for det reelt det (lidt) varmere klima har en effekt på grundvandets egentemperatur.

Gennemgangen af de indsamlede temperaturmålinger viser, at der er en større variation i temperaturtidsserier målt i samme indtag, end man ville forvente, når man kommer under 10-15 m's dybde, hvor temperaturårstidsvariationen in situ bliver ubetydelig og grundvandets temperatur vil være stabilt eller langsomt stigende på grund af klimaændringerne. Siden grundvandsovervågningens start er den forventede grundvandstemperaturstigning på op mod 1 °C lige under terrænoverfladen faldende til 0,5 °C i ca. 20 m's dybde og under 0,1-0,2 °C i ca. 50 m's dybde. For langt de fleste indtag har prøvetagningstemperaturtidsserier en standardafvigelse, som er langt større end den forventede temperaturstigning i grundvandet. Det kan hermed konkluderes, at:

- temperaturmålinger foretaget under prøvetagning ikke er hensigtsmæssige til overvågning af grundvandets in situ temperatur, idet prøvetagningstemperaturen er forstyrret af forskellige faktorer.

Disse faktorer kan være:

- vandstrømmens temperatur påvirkes af lufttemperaturen, mens den transporteres gennem slangerne hen til prøvetagningsstedet
- det kan forventes, at specielt elektriske dykpumper kan afgive varme til vandstrømmen
- der er foretaget måling med skiftende termometre, der ikke har den tilstrækkelige nøjagtighed og præcision.

Ved at foretage en mere dybdegående analyse af prøvetagningstemperatursidsserierne opdelt i dybdeintervaller, vil det være muligt at undersøge, om de observerede stigende temperatortrends i tidsserierne, skyldes en øget lufttemperatur eller en reel stigning i grundvandstemperaturen.

Fremadrettet anbefales det, hvis der ønskes en egentlig overvågning af klimaforandringernes påvirkning af grundvandets temperaturforhold, at

- grundvandets temperatur overvåges ved at foretage temperaturlogging med et absolutkalibreret og meget præcist termometer i et mindre antal borerne fordelt ud over hele landet. Boringerne må ikke være påvirkede af oppumpning i selve boringen eller vandindvinding tæt ved boringen.
- Da det er meget langsomme temperaturændringer, der skal overvåges, vil det være tilstrækkeligt med en temperaturlogging pr. overvågningsboring pr. programperiode.
- temperaturen i det helt terrænnære grundvand, der er påvirket af årstidsvariationen, vil kunne overvåges sammen med vandstanden ved kontinuert logning i forbindelse med det nationale pejleprogram. Her er det vigtigt, at temperatursensoren over tid er placeret i samme dybde i boringen, og at denne er kalibreret og præcis.

2 Formål

Dette kapitel er udarbejdet i samarbejde med Miljøstyrelsen. Kapitel 2.1 er udarbejdet af GEUS, mens kapitel 2.2 og 2.3 er udarbejdet af Miljøstyrelsen.

2.1 Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA

Den landsdækkende grundvandsovervågning, GRUMO, er en del af Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA). Grundvandsovervågningen er tilrettelagt sådan, at overvågningen kan levere data både til brug for opfyldelse af EU-retslige forpligtelser og til brug for udvikling og forvaltning af national lovgivning.

Formålet med grundvandsovervågningen er beskrevet således i programbeskrivelsen for NOVANA i perioden 2017-21, (Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017):

- *At levere data, der beskriver den generelle kemiske tilstand og udvikling, herunder langtidsændringer i grundvandet (kontrolovervågning)*
- *At levere data, der beskriver status og udvikling for miljøfarlige forurenende stoffers forekomst i grundvand (kontrolovervågning)*
- *At levere data, der beskriver den kemiske tilstand for grundvandsforekomster, som anses for at være truet, herunder om der er en langsigtet menneskeskabt tendens til stigning i koncentrationen af nogle af de forurenende stoffer (operationel overvågning).*
- *At levere data, der dokumenterer effekten af nationale vandmiljøplaner, vandområdeplaner, nitrat-handlingsprogrammer og andre forvaltningsmæssige tiltag (operationel overvågning).*
- *At bidrage med data, som med henblik på den årlige opdatering af kravene til vandforsyningernes boringskontrol belyser, hvorvidt der er grund til at antage, at der i grundvandet og dermed drikkevandet findes stoffer, der ikke hidtil har været undersøgt for, og som kan udgøre en potentiel fare for sundheden.*
- *At levere data, der beskriver tilstand og udvikling i ændringerne i grundvandsstanden (kvantitativ overvågning)*
- *At levere data, der for grundvandsforekomster, som er i risiko for manglende opfyldelse af vandrammedirektivets mål om god kvantitativ tilstand, beskriver hvordan indvinding og afstrømning påvirker grundvandsstanden (kvantitativ overvågning)*
- *At bidrage til datagrundlaget for udvikling af modeller til brug i blandt andet vandområdeplanerne*

Kombinationen af nationalt overblik og konkret viden om specifikke områder opnås ved en kombination af kontrolovervågning og operationel overvågning.

Kontrolovervågningen udgør den grundlæggende overvågning af grundvandets generelle tilstand og udvikling i Danmark. Kontrolovervågningen repræsenterer hele landet og foregår som udgangspunkt på de samme stationer over en længere årrække.

Operationel overvågning er et supplement til kontrolovervågningen og gennemføres på stationer placeret i grundvandsforekomster i ringe tilstand og på stationer herudover, hvor der på selve stationen er konstateret overskridelser af fastsatte kravværdier. Den operationelle overvågning gennemføres årligt på en delmængde af de stationer, hvor der foretages kontrolovervågning.

Historik for grundvandsovervågningen, GRUMO

Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA, som grundvandsovervågningsprogrammet, GRUMO, er en del af, var oprindeligt et program for en national overvågning af vandmiljøet og blev iværksat som en del af den første Vandmiljøplan i 1987. Det daværende overvågningsprogram havde to hovedformål: for det første at overvåge effekten af vandmiljøplanerne og de generelle

landbrugsreguleringer i forhold til næringsstofbelastningen (belastningen med fosfor og nitrat) af vandmiljøet og for det andet at sikre befolkningen en forsyning af drikkevand af god kvalitet (Miljøstyrelsen, 1988).

GRUMO-stationsnettet blev derfor dengang designet med det formål at give et billede af grundvandets tilstand og udvikling i en række udvalgte oplande, de såkaldte GRUMO-områder. Det blev vurderet, at disse områder kunne repræsentere grundvandet på landsplan. Programmet for GRUMO er siden tilpasset – og tilpasses fortsat løbende – både på grundlag af større viden og som følge af de varierende forvaltningsmæssige behov, herunder opfyldelse af forpligtelserne til at overvåge og afrapportere efter EU-direktiver.

Hvordan denne tilpasning er sket, er beskrevet nærmere i Appendiks 2.

Tabel 5 giver et overblik over de forskellige programperioder siden overvågningens start og giver referencerne til programbeskrivelserne gennem tiden. Programbeskrivelserne, aktuelt for denne rapport NOVANA 2017-21, indeholder oplysninger om de fastlagte strategier for Grundvandsovervågningen i de respektive perioder, herunder om udbygningen af stationsnettet af GRUMO-indtag og hvordan overvågningsdata fra de enkelte typer af stationer anvendes.

Tabel 5. Historik for Det Nationale Overvågningsprogram af Vand og Natur, NOVANA.

| Periode | Programnavn | Antal år | Bemærkning | Reference |
|-------------|--------------------------------------|----------|-----------------------------|-----------------------------------|
| 1988-1992 | Vandmiljøplanens overvågningsprogram | 5 | Etablering af GRUMO-områder | Miljøstyrelsen, 1988 og 1989 |
| 1993-1997 | Vandmiljøplanens overvågningsprogram | 5 | | Miljøstyrelsen, 1993 |
| 1998-2003 | NOVA-2003 | 6 | | Miljøstyrelsen, 2000a |
| 2004-2009 | NOVANA | 6 | Strukturreform og | DMU, 2004, 2005 |
| (2007-2009) | | (3) | Midtvejsrevision | DMU, 2007 |
| 2010 | NOVANA | 1 | Forlængelse 1 år | DMU 2010a,b |
| 2011-2015 | NOVANA 2011-2015 | 5 | | Naturstyrelsen, DMU & GEUS, 2011 |
| 2016 | NOVANA 2016 | 1 | Forlængelse 1 år | Naturstyrelsen & DCE, 2016 |
| 2017-2021 | NOVANA 2017-2021 | 5 | | Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017 |
| 2022 | NOVANA 2022 | 1 | Forlængelse 1 år | Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2021 |

2.2 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen

Overvågningsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1001 af 29. juni 2016 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) indeholder regler for udarbejdelse af programmer for overvågning af vandmiljøet i vandforekomster og naturen i internationale naturbeskyttelsesområder. Bekendtgørelsen indeholder også bestemmelser om klassificering af overfladevandområders tilstand og om vurdering af grundvandsforekomsternes tilstand. Bekendtgørelsen er grundlaget for NOVANA 2017-21, herunder delprogrammerne GRUMO og LOOP.

Overvågningsbekendtgørelsen gennemfører bl.a. bestemmelser i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (vandrammedirektivet), EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse med senere ændringer (grundvandsdirektivet) og RÅDETS DIREKTIV af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod

forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget ([91/676/EØF](#)) med senere ændringer (nitratdirektivet).

Drikkevandsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1383 af 3. oktober 2022 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (drikkevandsbekendtgørelsen) fastsætter reglerne for de kvalitetskrav, som drikkevand skal opfylde, og hvordan det kontrolleres, at kvalitetskravene overholdes. Denne kontrol omfatter både kontrol af det drikkevand, der leveres ved forbrugers taphane og kontrollen af det råvand, der indvindes fra vandforsyningsboringerne (boringskontrollen). Drikkevandsbekendtgørelsens bilag indeholder de stoffer, som vandforsyninger, der leverer drikkevand som minimum skal sørge for at analysere drikkevandet og råvandet for. Langt de fleste vandforsyninger er omfattet af bekendtgørelsens regler: de almene vandværker (forsyner minimum 10 husstande), ikke almene vandforsyninger med anden kommerciel eller offentlig aktivitet (institutioner, restaurationer, hoteller, campingplads m.m.) og ikke almene vandforsyninger, der forsyner mere end én husholdning. De eneste vandforsyninger, der er undtaget fra bekendtgørelsens regler, og som kun skal tage en prøve efter opfordring fra kommunerne, dog uden pligt om at tage en prøve, er vandforsyninger, der leverer under 10 m³ vand til en enkelt husstand, der ikke har kommerciel eller offentlig aktivitet. Miljøstyrelsen er efter drikkevandsbekendtgørelsen forpligtet til mindst én gang årligt at vurdere, om resultaterne fra det nationale overvågningsprogram for grundvand, GRUMO, giver grundlag for at justere drikkevandsbekendtgørelsens krav til kontrol af drikkevandet og til boringskontrollen.

Drikkevandsbekendtgørelsen gennemfører bestemmelser i RÅDETS DIREKTIV 98/83/EF af 3. nov. 1998 om kvaliteten af drikkevand med senere ændringer (drikkevandsdirektivet) og bestemmelser i vandrammedirektivet.

Analysekvalitetsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 2362 af 26. november 2021 om kvalitetskrav til miljømålinger (analysekvalitetsbekendtgørelsen) fastsætter bl.a. kravene til kemiske og mikrobiologiske analyser og de prøveudtagninger, der udføres som grundlag for myndigheders forvaltning efter miljølovgivningen og de kemiske analyser m.v., der gennemføres i offentligt finansierede overvågningsprogrammer som NOVANA.

Bekendtgørelsen gennemfører bl.a. bestemmelser i drikkevandsdirektivet og i KOMMISSIONENS DIREKTIV 2009/90/EF af 31. juli 2009 om tekniske specifikationer for kemisk analyse og kontrol af vandets tilstand som omhandlet i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF (vandrammedirektivet).

Bemærk, at ved gennemførelse af 2021-overvågningen, der afrapporteres her, gjaldt også en tidligere udgave af analysekvalitetsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 1770 af 28. november 2020.

2.3 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen

Samtlige rapporterede data er tilgængelige for offentligheden i den fællesoffentlige database Jupiter (Jupiter hjemmesiden, se litteraturlisten).

Rapport om grundvandsovervågning

Offentliggørelse af denne årlige overvågningsrapport sker ikke for at opfylde direktivkrav, men er en national rapportering af resultaterne for udvalgte dele af overvågningsresultaterne, og den udgør en væsentlig del af den løbende nationale formidling af oplysninger om udviklingen i grundvandets kvalitet og kvantitet. GEUS har som fagdatacenter for grundvand siden 1990 udarbejdet en årlig landsdækkende rapport over resultaterne fra grundvandsovervågningen, dvs. resultaterne fra GRUMO-stationsnettet, grundvandsdelen af landovervågningsprogrammet, LOOP, og de almene vandforsyningers boringskontrol, samt data fra indberettede indvundne vandmængder (Grundvandsovervågningens hjemmeside, se litteraturlisten). De forskellige datakilder er nærmere beskrevet i Appendiks 1.

Siden 2005, der var det første år, hvor NOVANA-programmerne blev afrapporteret (se Tabel 5), er der rapporteret således, at en række figurer og tabeller for vandbalance og for grundvandets indhold af nitrat og pesticider opdateres hvert år. Det er typisk figurer eller tabeller for data, der har generel, landsdækkende karakter. Der suppleres med relevante og aktuelle figurer og diskussioner. Nogle emner rapporteres ikke hvert år: fosfor, organiske mikroforureninger, sporstoffer samt resultater fra Redoxboringerne.

Vurderingen af udviklingen i grundvandets nitratinhold som funktion af grundvandets alder (opholdstid) ved brug af aldersdateringer rapporteres ca. 1 gang i hver programperiode. Dette har til formål at knytte udviklingen i grundvandskvaliteten bedre sammen med miljøindsatserne. Endelig kan forskellige temaer være uddybet enkelte år, det kan være i form af belysning af et særskilt emne som fx perfluorerede stoffer eller i form af en mere omfattende bearbejdning af de faste emner.

Betydningen af ændringer i overvågningsstrategien for afrapportering af resultaterne fra overvågningen, og håndteringen heraf er beskrevet, hvor det er relevant i de enkelte fagkapitler og i Appendiks 2.

Særligt om afrapporteringen af data for pesticider

I denne rapport afrapporteres data fra analyser af grundvandsprøver for pesticiders aktivstoffer og aktivstoffernes nedbrydningsprodukter. Nedenfor er der redegjort for, hvad der (i forskellige sammenhænge) forstås ved ordene 'pesticider', 'aktivstoffer' og 'nedbrydningsprodukter', og hvordan de forstås og anvendes i rapporten.

Pesticider

I EU-regulering og i en række videnskabelige sammenhænge anvendes ordet 'pesticider' i stedet for det danske 'bekæmpelsesmidler'.

Pesticider er defineret i EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/128/EF af 21. oktober 2009 om en ramme for Fællesskabets indsats for en bæredygtig anvendelse af pesticider med senere ændringer art. 3, nr. 10:

»*Pesticid*«:

a) *et plantebeskyttelsesmiddel som defineret i forordning (EF) nr. 1107/2009*

b) *et biocidholdigt produkt som defineret i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF af 16. februar 1998 om markedsføring af biocidholdige produkter.*

Bekæmpelsesmidler - pesticider - er således, som det fremgår ovenfor, opdelt i de 2 hovedgrupper: Plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter.

Retten til at markedsføre bekæmpelsesmidlerne og til hvilke formål reguleres i de to forordninger:

1) *Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1107/2009 af 21. oktober 2009 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler og om ophævelse af Rådets direktiv 79/117/EØF og 91/414/EØF med senere ændringer*

2) *Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 528/2012 af 22. maj 2012 om tilgængeliggørelse på markedet og anvendelse af biocidholdige produkter med senere ændringer.*

Forordningerne betegnes oftest som henholdsvis 'forordningen om plantebeskyttelsesmidler' (eller 'pesticidforordningen') og 'biocidforordningen'.

Plantebeskyttelsesmidler er produkter, der i den form, hvori de leveres til brugeren, består af eller indeholder aktivstoffer, safenere eller synergister og er bestemt til et af følgende formål:

- a) at beskytte planter eller planteprodukter mod alle skadegørere eller at forebygge angreb fra sådanne skadegørere, medmindre hovedformålet med det pågældende produkt må anses for at være af hygiejnemæssig karakter snarere end beskyttelse af planter eller planteprodukter
- b) at påvirke planters livsprocesser, fx ved at indvirke på planternes vækst, på anden måde end som næringsstof eller biostimulant til planter
- c) at konservere planteprodukter, for så vidt de pågældende stoffer eller produkter ikke er omfattet af særlige fællesskabsbestemmelser om konserveringsmidler

d) at ødelægge uønskede planter eller plantedele, bortset fra alger, medmindre produkterne anvendes på jord eller vand for at beskytte planter

e) at bremse eller forebygge uønsket vækst af planter, bortset fra alger, medmindre produkterne anvendes på jord eller vand for at beskytte planter'.

Se evt. forordningen om plantebeskyttelsesmidler, art. 2, stk. 1.

Ordet 'plantebeskyttelsesmidler' anvendes imidlertid sjældent i ikke-fagkredse i Danmark, midlerne betegnes i stedet som fx 'sprøjtemidler' eller 'pesticider'.

Biocidmidler eller biocidholdige produkter, som de også kaldes, er:

'- stoffer eller blandinger i den form, hvori de leveres til brugeren, som består af, indeholder eller genererer et eller flere aktivstoffer, som er bestemt til at kunne ødelægge, afskrække, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere på anden vis end blot ved fysisk eller mekanisk påvirkning,

- stoffer eller blandinger genereret fra stoffer eller blandinger, der ikke i sig selv er produkter i den i første led omhandlede forstand, og som er bestemt til at kunne ødelægge, afskrække, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere på anden vis end blot ved fysisk eller mekanisk påvirkning.

En behandlet artikel, der har en primær biocidfunktion, betragtes som et biocidholdigt produkt.'

Se evt. biocidforordningen, art. 3, litra a.

Biocidmidler eller biocidholdige produkter betegnes ofte som biocider.

Plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter er omfattet af definitionen af pesticider uafhængigt af, om de er eller har været godkendt til brug i Danmark eller EU. Afgørende er, hvorvidt midlerne har de egenskaber, der indebærer, at midlerne må anses for omfattet af forordningernes definitioner af henholdsvis 'plantebeskyttelsesmiddel' og 'biocidholdigt produkt'.

Aktivstoffer og nedbrydningsprodukter

Grundvandsovervågningen er ikke rettet mod forekomsten af plantebeskyttelsesmidler eller biocidholdige produkter, men mod forekomsten af de aktive stoffer i midlerne eller produkterne og disse aktivstoffers omdannelses- og nedbrydningsprodukter.

Et aktivstof er i denne sammenhæng:

'et stof eller en mikroorganisme, der har virkning på eller imod skadegørere – eller på planter, plantedele eller planteprodukter'.

Se biocidforordningens art. 3, litra c, og forordningen om plantebeskyttelsesmidler art. 2, stk. 2. I denne rapport anvendes ordet nedbrydningsprodukter som en samlet betegnelse for omdannelses- og nedbrydningsprodukter (også kaldet metabolitter). Bemærk, at i mange sammenhænge bruges ordet 'pesticider' for aktivstofferne i bekæmpelsesmidler.

I denne rapport bruges ordet pesticidstoffer som en samlet betegnelse for aktivstoffer og aktivstofferne nedbrydningsprodukter.

En række kemiske stoffer har været anvendt og/eller anvendes som aktivstof i både plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter, det gælder fx aktivstoffer i en række svampemidler. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der også er stoffer, som er anvendt både som aktivstoffer i plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter og i fx industrielle processer eller i andre produkter som veterinær eller human medicin. Det gælder fx formaldehyd og triazol. For disse stoffer gælder, at en omfattende

analyse af data om anvendte mængder af stoffet eller moderstoffet (historisk og aktuelt) og til hvilke formål, karakteren af forureninger med stoffet, forureningernes spredning geografisk mv. vil være et nødvendigt grundlag for konklusioner om, hvorvidt fund af stoffet er et resultat af anvendelse af (aktiv)stoffet i bekæmpelsesmidler eller anden anvendelse. Denne analyse ligger udenfor rammerne af grundvandsovervågningsrapporten.

Kvalitetskrav

For pesticiders aktivstoffer og aktivstoffers relevante nedbrydningsprodukter er kvalitetskravene 'drikkevandskvalitetskrav' og 'grundvandskvalitetskrav' fastsat. I Danmark reguleres alle nedbrydningsprodukter med enkelte undtagelser, uanset om de er relevante eller ikke-relevante efter kravværdien 0,10 µg/l. Dette er ikke tilfældet i andre EU-lande.

Drikkevandskvalitetskrav for pesticider og stoffernes nedbrydningsprodukter er fastsat i drikkevandsbekendtgørelsens § 4, jf. bilag 1 b, d og e og bilag 2. Kravene, der (bl.a.) gælder for indvundet og simpelt behandlet grundvand, der leveres til forbrugere, er fastsat for aktivstoffer i absolut størstedelen af de forskellige typer af bekæmpelsesmidler - og for aktivstoffers nedbrydningsprodukter, men altså ikke for aktivstoffer i alle typer af bekæmpelsesmidler - og disse stoffers nedbrydningsprodukter. Drikkevandskvalitetskravene gælder for aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter fra følgende typer af bekæmpelsesmidler: Organiske insekticider, organiske herbicider, organiske fungicider, organiske nematocider, organiske acaricider, organiske algicider, organiske rodenticider og organiske slimicider samt lignende produkter (bl.a. vækstregulatorer). Dette betyder, at drikkevandskvalitetskravene gælder for organiske aktivstoffer i pesticider, der anvendes mod insekter, uønskede planter (ukrudt), svampe, (rund)orme, spindlere, alger, gnavere (særligt mus og rotter), slimdannelse og lignende produkter - samt disse aktivstoffers nedbrydningsprodukter. Drikkevandskvalitetskravene gælder dermed for absolut størstedelen af de kendte aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og disse stoffers nedbrydningsprodukter.

Drikkevandskvalitetskravene er fastsat til:

- 1) 0,030 µg/l for hvert enkelt af stofferne aldrin, dieldrin, heptachlor, heptachlorepoxyd. Anvendelse af stofferne er forbudt for mange år siden, og kun stoffet dieldrin har været anvendt i væsentligt omfang i Danmark. Målinger for stofferne i grundvand i perioden 1993-2003 førte ikke til fund.
- 2) 0,10 µg/l for hvert aktivstof i de andre ovennævnte bekæmpelsesmidler og hvert nedbrydningsprodukt af et af aktivstofferne.
- 3) 0,50 µg/l for summen af de af 1 og 2) omfattede stoffer.

Grundvandskvalitetskravene, der anvendes ved vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand, er fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for overfladevand og grundvandsforekomster, § 4, jf. bilag 3. Grundvandskvalitetskravet gælder for aktivstoffer i alle pesticider og for aktivstofferne nedbrydningsprodukter. For enkelte biocidstoffer er det uafklaret, i hvor stort omfang de skal anses som pesticidstoffer i grundvandet eller om de primært stammer fra industrikemikalier.

Grundvandskvalitetskravene er fastsat til:

- 1) 0,1 µg/l for hvert aktivstof i et bekæmpelsesmiddel og hvert nedbrydningsprodukt af et aktivstof
- 2) 0,5 µg/l for summen af de af 1) omfattede stoffer

Analyse for pesticidernes aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter

Grundvandet overvåges ikke for alle pesticidernes aktivstoffer og aktivstoffers nedbrydningsprodukter. Overvågningen er som udgangspunkt målrettet de stoffer, der vurderes at have de mest problematiske egenskaber og/eller stammer fra aktivstoffer, som er anvendt i et omfang og på en sådan måde, at det må forventes, at de kan have forurennet grundvandet i ikke ubetydeligt omfang. Miljøstyrelsen vurderer løbende, om der er behov for at justere overvågningen, og der er med den politiske tillægsaftale til Pesticidstrategi 2017-2021 sikret finansiering til måling for væsentlig flere stoffer i årene 2019-2022.

I bilagene er der redegjort for hvilke aktivstoffer i pesticider og hvilke aktivstoffers nedbrydnings- produkter, der er analyseret for i GRUMO og i boringskontrollen i perioden 1989-2021. Det fremgår heraf, at i årene 1989-2016 er det især plantebeskyttelsesmidlernes aktivstoffer og disse stoffers nedbrydnings- produkter, der er analyseret for.

Afrapportering til EU efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet

Data fra vandforsyningernes boringskontrol, fra GRUMO, og grundvandsdata fra LOOP-boringer anvendes sammen med andre relevante data, indberettet til Jupiter, ved afrapporteringen til EU af overvågning og vurdering af vandforekomsters tilstand efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet.

Vandrammedirektivet, der trådte i kraft i 2000, har blandt andet til formål at forebygge yderligere forringelse og beskytte og forbedre grundvandets tilstand med henblik på at *'opnå og bevare god tilstand i grundvandet'*. Efter vandrammedirektivet skal medlemsstaterne hvert sjette år udarbejde vandområdeplaner. Disse skal bl.a. indeholde vurderinger af grundvandsforekomsters kemiske og kvantitative tilstand: Vurderingerne gennemføres efter bestemmelser i både vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet.

En grundvandsforekomst er en separat mængde grundvand i en eller flere grundvandsmagasiner: De danske grundvandsforekomster er (senest) afgrænset i 2050 grundvandsforekomster (Troldborg, 2020) forud for 3. vandplanperiode (2021-27). Afgrænsningen af grundvandsforekomsterne og en efterfølgende gruppering af grundvandsforekomsterne har bl.a. betydning for den løbende tilpasning af stationsnettet i grundvandsovervågningen.

Vurderingerne af forekomsternes kvantitative og kemiske tilstand er grundlaget for at vurdere, om forekomsterne kan opfylde de fastsatte miljømål om god tilstand, og i fortsættelse heraf om der i den sammenhæng vil være behov for skærpet overvågning af visse forekomster eller særlige indsatser for at beskytte og forbedre forekomsters tilstand.

Afrapportering til EU efter nitratdirektivet

Hvert fjerde år er Danmark forpligtet til at forelægge en rapport for EU-Kommissionen om status for gennemførelse af nitratdirektivet. Rapporten skal blandt andet indeholde resultaterne af den overvågning, der gennemføres efter direktivet. Rapportering efter nitratdirektivet for grundvand er alene baseret på data fra analyser af grundvand fra GRUMO-indtag. Den seneste rapportering efter nitratdirektivet er fra 2021 og dækker perioden 2016-2019. (Miljøstyrelsen, 2021).

Danmark er endvidere forpligtet til en årlig afrapportering for så vidt angår status vedrørende Kommissionens gennemførelsesafgørelse om undtagelse fra nitratdirektivet (kvægundtagelsen) (2020/1074). Det er bl.a. en forudsætning for opretholdelse af kvægundtagelsen, at Danmark gennemfører en skærpet overvågning af vandkvaliteten i grundvand eller overfladevand på mindst 3 % af de bedrifter, der er omfattet af undtagelsen og GRUMO-data bidrager til denne status.

Nitratdirektivet har til formål at nedbringe vandforurening forårsaget eller fremkaldt af nitrat, der stammer fra landbruget, og at forebygge yderligere forurening af denne art. Direktivet forpligter Danmark til at etablere et nitrathandlingsprogram, et program som i Danmark gælder i hele landet. Danmark har derfor ikke udpeget specifikke sårbare zoner efter direktivet. Direktivet forpligter også til at gennemføre passende overvågningsprogrammer med henblik på at vurdere effektiviteten af nitrathandlingsprogrammet. Nitratindholdet i grundvand skal overvåges på udvalgte målesteder, som gør det muligt at fastslå omfanget af nitratforureningen i vandet hidrørende fra landbrugsvirksomhed'.

Indberetning til EEA

GRUMO-data og data om indvundne vandmængder indberettes som udgangspunkt hvert år til det Europæiske Miljøagentur (EEA) efter en såkaldt EEA request (anmodning). Data indgår i den internationale rapportering, som EEA forestår (EEA-hjemmesiden, se litteraturlisten).

Referencer: Formål Programbeskrivelser mv.

DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495. NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF (2.3.2023)) og

DMU, 2005: NOVANA 2004-2010 del 2 Faglig rapport fra DMU nr. 508: https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf (2.3.2023)

DMU, 2007: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007. www2.dmu.dk/pub/fr615.pdf (2.3.2023)

DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.

DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.

Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988.

Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989.

Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2016-2019 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). March 2021.

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2021: NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2022: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/05/978-87-7038-419-3.pdf> (2.3.2023)

Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana.pdf> og <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana2.pdf> (2.3.2023)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/maj/novana-programbeskrivelse-2016/> (2.3.2023)

Andre henvisninger

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/q03_pejlinger.pdf (2.3.2023)

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (2.3.2023)

Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018. https://www.geus.dk/Media/E/A/dq01-pejl_20140615_20181219.pdf (2.3.2023)

Thorling, L. og Kjøller, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandet tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1.

Troldborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS-rapport 2020/1 https://www.geus.dk/Media/2/5/GEUSrapport_2020_1_GVF_afgraensning_web.pdf (2.3.2023)

Relevante hjemmesider og links

EEA-hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (2.3.2023)

Grundvandskortlægningens hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (2.3.2023)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncentre for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (2.3.2023)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

STANCODE hjemmesiden, DCE: <https://dce.au.dk/overvaagning/stancode/> (2.3.2023)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (2.3.2023)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (2.3.2023)

3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram

Mængden af grundvand og overfladevand, der indvindes, kaldet 'Indvundne vandmængder', er en vigtig parameter i den nationale vandbalanceopgørelse. Disse data er uundværlige for vurderingen af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand i arbejdet med vandplanlægningen efter lov om vandplanlægning. For at muliggøre en optimal allokering af den tilgængelige vandressource er der behov for, at kommunerne fortsat sikrer, at de indvundne vandmængder i videst muligt omfang indberettes til den fælles offentlige database Jupiter, jf. drikkevandsbekendtgørelsen og Miljøstyrelsen, 2020c.

De seneste 100 år har nedbørsmængden i Danmark været stigende. DMI laver opgørelser af nedbørsmængder i Danmark og har for den seneste klimanormal (1991-2020) opgjort en stigning på ca. 7 % i forhold til den forudgående klimanormal (1961-1990) (DMI 2021). I absolutte tal svarer det til ca. 50 mm/år i forskel mellem de to klimanormaler, hvilket kan have medført en højere grundvandsstand i dele af landet. Højere grundvandsstand må især forventes at optræde i områder, der ikke er kunstigt drænet. I drænedede områder vil en større nedbør især øge drænvandsafstrømningen til vådområder og vandløb.

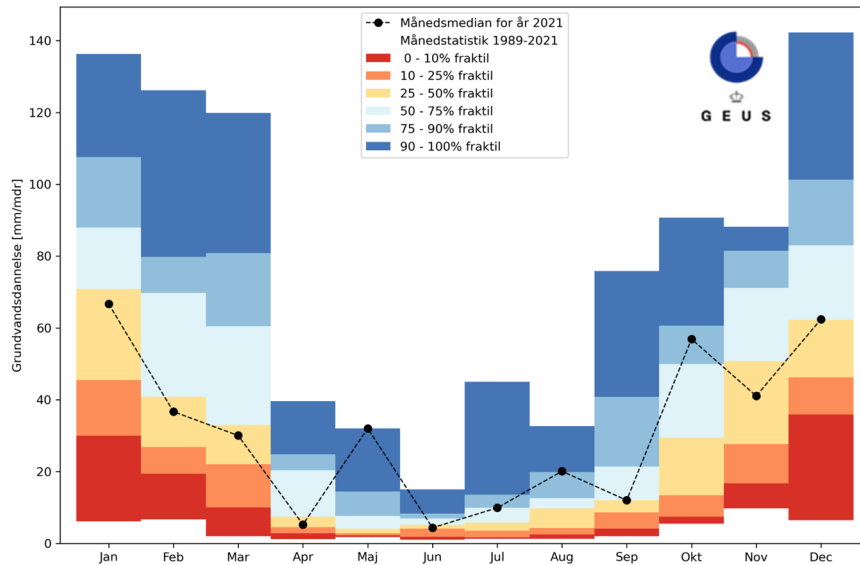
Det Nationale Pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden og dermed udviklingen i størrelsen af vandressourcerne i grundvandsforekomsterne. Programmet skal derfor afspejle repræsentative variationer i grundvandsstanden og kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejletidsserier og enkeltmålinger af vandstanden. Data fra pejleprogrammet indgår endvidere i grundvandsmodeller til vurderinger af såvel vandbalance, den tilgængelige mængde grundvand til vandforsyningsformål, som påvirkningen af grundvand og økosystemer. Pejledata af god kvalitet er afgørende for, at man kan foretage pålidelige vurderinger og modelberegninger. Der er derfor til stadighed fokus på, at der foretages velfungerende pejlinger og på kvalitetssikring af de indsamlede data.

MST nedprioriterede indsamling af pejledata fra dataloggerne i Det Nationale Pejleprogram i 2021 grundet nødvendig omprioritering i NOVANA-programmet for 2021. Opgørelsen af udviklingen i vandstanden er derfor ikke gennemført for 2021. En væsentlig del af disse data forventes dog bevaret i loggerne og vil blive indsamlet sammen med data for 2022 og vil indgå i den samlede tidsserie for vandspejl i de data der rapporteres for 2022.

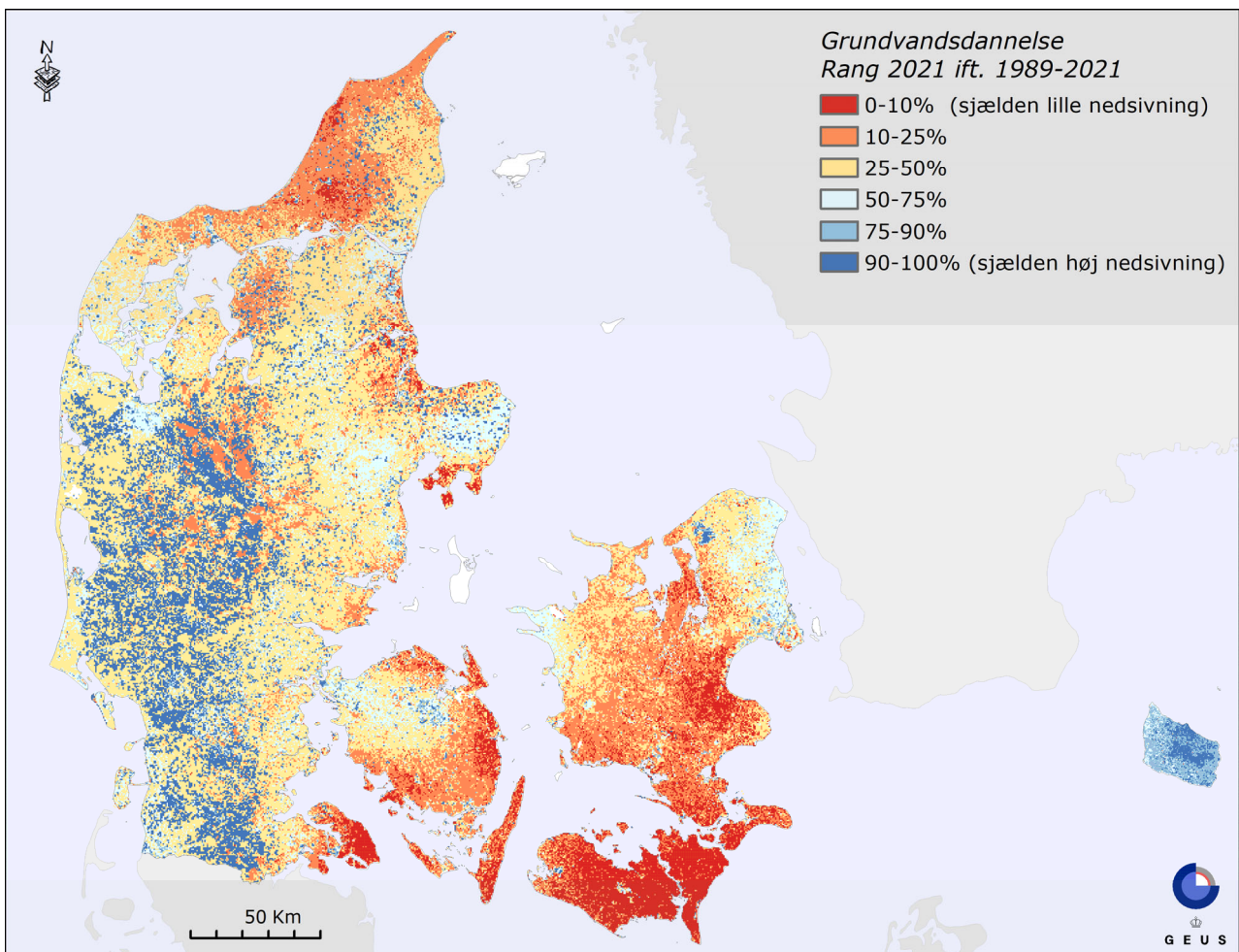
3.1 Grundvandsdannelsen

For at forstå udviklingen i grundvandetets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret oppumpning og ændringer i nedbør og grundvandsdannelse. Nedbørsmængden er for 2021 på landsplan opgjort til 741 millimeter, hvilket er tæt på normalen for 1991-2020 på 759 mm. Dette dækker dog over store tidslige og stedlige variationer. Således blev maj 2021 (med 107,3 mm) den næstvådeste maj, der er målt siden 1874, DMI (2022). Med den nationale vandressourcemodel (Stisen mfl. 2019) kan der på dagligt niveau udregnes en vandbalance for rodzonen under hensyntagen til udvikling i rodtybder, jordbundsforhold, afstand til grundvandet og klima. Den del af vandbalancen for rodzonen, som er i overskud, går til dannelse af nyt grundvand, kaldet grundvandsdannelsen. Dannelse af nyt grundvand sker løbende hen over året, men primært i de måneder, hvor der er lille fordampning og stor nedbør. Figur 19 viser, at der som gennemsnit var relativt meget grundvandsdannelse i maj, juli, august og oktober i 2021 sammenlignet med hele perioden (1989-2021). Grundvandsdannelsen for maj måned er den højeste, der er beregnet for alle maj måneder i perioden. Resten af året ligger grundvandsdannelsen tæt ved eller under medianen for perioden.

Figur 20 viser, at der også var meget store geografiske variationer i grundvandsdannelse for 2021. Mens Bornholm fik en grundvandsdannelse, der typisk var højere end 75 % kvartilen for klimanormalen, fik specielt det sydlige Sjælland og øerne en grundvandsdannelse, der typisk var mindre end 25 % kvartilen for hele perioden. Den relative grundvandsdannelse for alle år i perioden 1989-2020 fremgår af bilag 1.



Figur 19. Den gennemsnitlige måneds grundvandsdannelse på landsplan for 2021 opgjort ift. hele perioden (fraktiler for månedsgrundvandsdannelse for perioden 1989-2021).



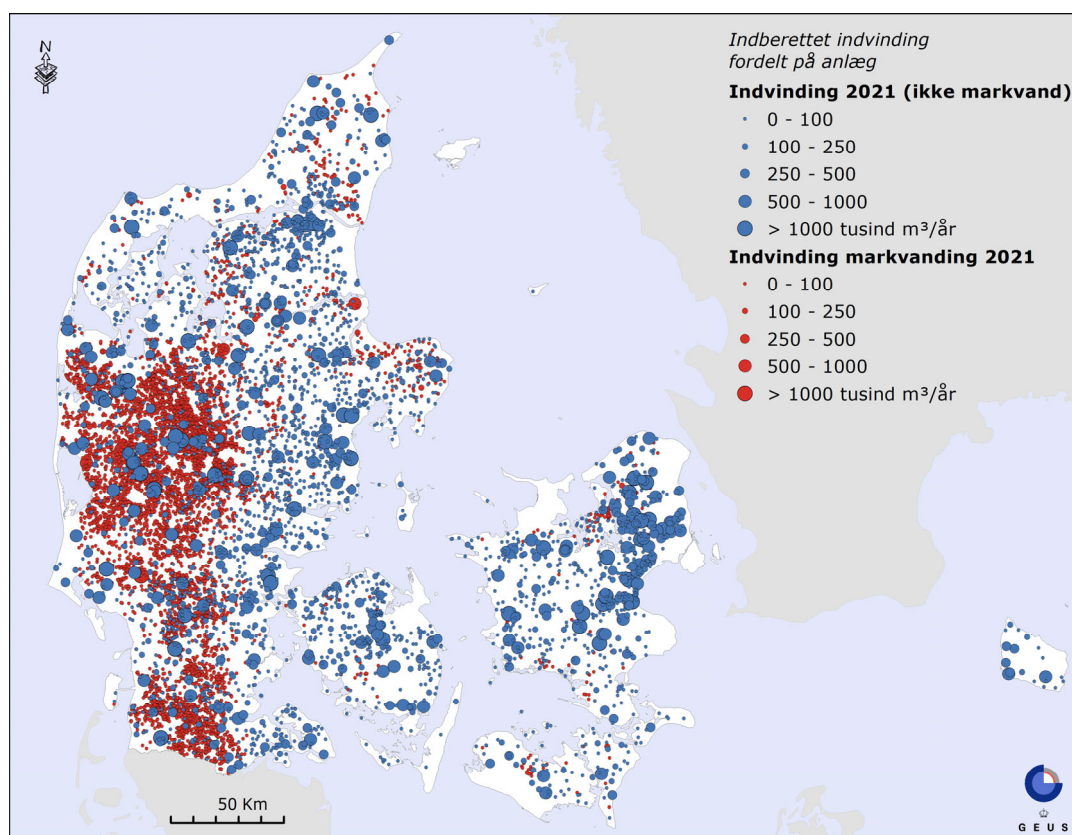
Figur 20. Den geografiske fordeling af grundvandsdannelse for 2021 opgjort som fraktiler af hele perioden (10% fraktilen svarer til den tredje-laveste grundvandsdannelse i perioden, mens 90% fraktilen svarer til den tredje-største grundvandsdannelse i perioden).

3.2 Vandindvinding

Indledning

Drikkevandsforsyningen i Danmark er udelukkende baseret på oppumpning af grundvand. Undtaget er kun Christiansø, hvor forsyningen er baseret på afsaltning af havvand suppleret med oppumpning af grundvand. Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral struktur med godt 2.600 almene vandværker (jf. indberetningerne af indvundne vandmængder). Derudover indvindes der på en række vandværker til institutioner og små vandværker (ikke almene vandværker), som hver forsyner mindre end 10 ejendomme. Der er i Danmark registreret ca. 50.000 ikke-almene vandværker i Jupiter. Ca. 1.800 af disse anlæg har indberettet mængderne af deres vandindvinding mindst én gang siden 1989. For 2021 er der indberettet vandindvinding på omkring 656 af disse med en samlet indvinding på mindre end 4 mio. m³.

Figur 21 viser den geografiske fordeling af indberettet grundvandsindvinding for 2021 på anlægsniveau, opdelt i markvandingsanlæg og øvrige anlæg.



Figur 21. Grundvandsindvinding i Danmark i 2021 fordelt på anlæg større end 1.000 m³/år, med en signatur, der angiver størrelsen af indvindingen i 1.000m³/år. Rød signatur angiver markvandingsanlæg, og blå signatur angiver de øvrige anlæg.

I Danmark anvendes den største andel af de indvundne vandmængder til drikkevandsforsyning, men der bruges også betragtelige mængder til andre formål, hvoraf markvanding udgør den største andel. Markvandingen er primært koncentreret vest for Hovedopholdslinjen i det vestlige og sydlige Jylland. Herudover anvendes grundvand til en lang række forskellige formål indenfor industri, institutioner, gartneri og dambrug. Samlet set blev der i 2021 indberettet vandindvinding fra 15.723 anlæg.

Den største enkelte indvinding af overfladevand, der udpumpes med drikkevandskvalitet, finder sted ved Kalundborg Forsyning, der indvinder knap 4 mio. m³/år til procesvand på lokale virksomheder.

Målsætning

Af hensyn til forsyningssikkerheden, miljøpåvirkninger og det stigende fokus på klimaets betydning for den fremtidige vandindvinding er det væsentligt, at man kender mængden og udviklingen af de vandmængder, der årligt indvindes. Det skyldes, at grundvand indgår som en vigtig del af vandets kredsløb. Når nedbørmængden og fordampningen ændres som følge af klimaændringer, ændres den mængde grundvand, der er til rådighed til indvinding. Derved kan der blive behov for en ny afvejning af de tilladte indvundne vandmængder i forhold til behovet for vandføring i vandløb og vandstanden i moser, søer mv. For at kunne sikre en optimal udnyttelse af det grundvand, der er til rådighed, er det nødvendigt at kende de samlede indvindinger på såvel lokal, regional som national skala.

Det følger af lov om vandplanlægning, at *'forringelse af tilstanden af alle overfladevandområder og af alle grundvandsforekomster forebygges, og balancen mellem indvinding og grundvandsdannelse sikres'*. Det er derfor nødvendigt at kunne dokumentere såvel den absolutte størrelse som ændringer i indvundne grundvands- og overfladevandmængder på såvel lokal som regional og national skala. Den miljømæssige påvirkning af den samlede indvinding for grundvandsforekomsterne vurderes i vandområdeplanerne hvert 6. år, se også Kapitel 2. De indsamlede data i grundvandsovervågningen er et vigtigt bidrag hertil.

Datagrundlag

Data om indvundne vandmængder indberettes af kommunerne til Jupiter efter drikkevandsbekendtgørelsen og i overensstemmelse med dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske Regioner og KL, 2021 og MST, 2020b)). Data i Jupiter er dynamiske således forstået, at fejlbehæftede indberetninger løbende bliver tilrettet. Typisk er der tale om en korrektion af indberettede vandmængder og/eller korrektion af formålsangivelser. Dette betyder, at data i Tabel 6 ikke vil være helt identiske med de tidligere rapporterede data, (fx Thorling mfl., 2021).

Fjorten kommuner havde ikke indberettet indvindingsdata for 2021 inden udtræksdatoen 29. september 2022. Det er ikke usædvanligt, at der mangler indberetninger, efter tidsfristen er overskredet, men da det sjældent er de samme kommuner, der mangler indberetninger af indvindinger fra år til år, er det til denne rapport skønnet hvor store vandmængder, der ikke er indberettet, på baggrund af de samme kommuners indberetninger de forudgående tre år. Samlet set vurderes der på denne baggrund at mangle indberetninger af omkring 25 mio. m³ for 2021, svarende til ca. 7 % af de samlede indvindinger på vandforsyningerne, hvilket er lidt over niveau i forhold til de seneste år.

De udtrukne indberettede data er derfor justeret manuelt til tabeller og figurer i denne rapport, når der som følge af ovennævnte manglende indberetninger er væsentlige afvigelser fra de foregående år.

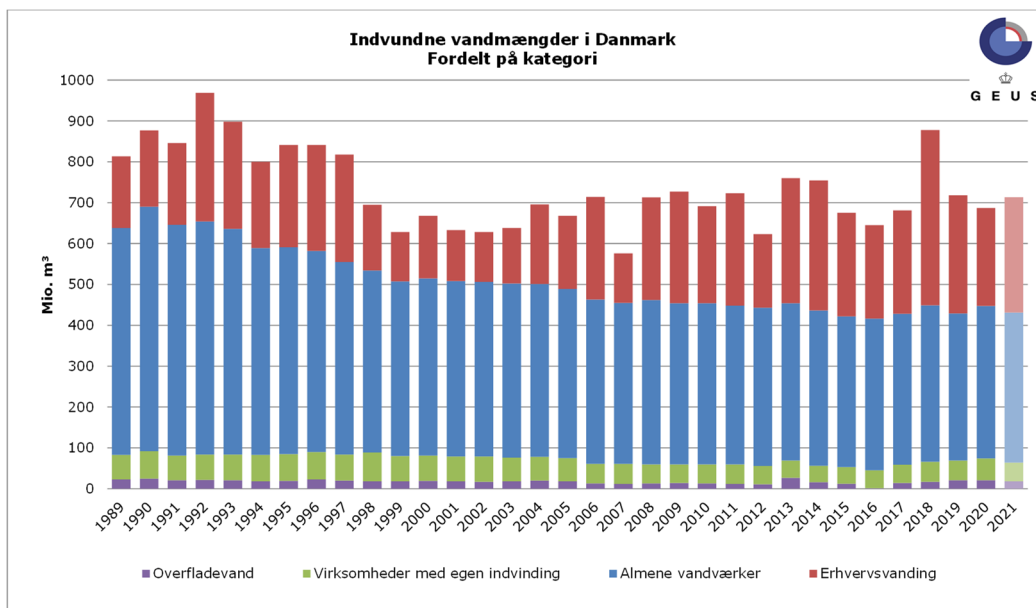
Status og udvikling for vandindvinding

Figur 22 viser den samlede vandindvinding for hele landet fordelt på fire kategorier for 1989-2021.

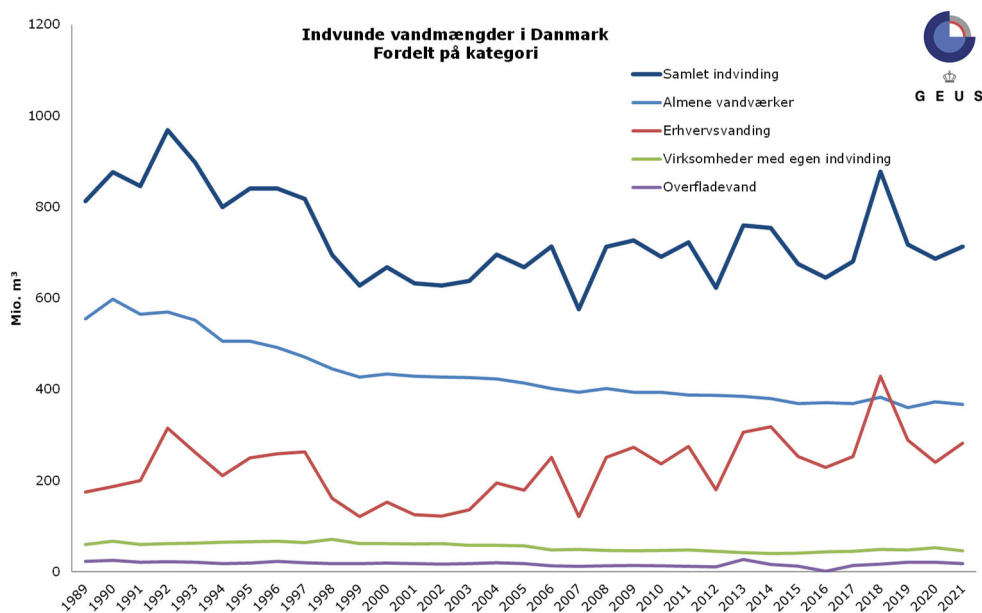
Vandindvindingen er opdelt på disse kategorier:

- Almene vandværker: Vandforsyningsanlæg, der forsyner 10 eller flere ejendomme
- Erhvervs Vanding: Dambrug, markvandning, gartneri.
- Virksomheder med egen indvinding: Erhverv, industri, institutioner, afværgepumpninger, grundvandssænkninger samt ikke-almene vandværker (forsyning til mindre end 10 ejendomme).
- Overfladevand til alle formål.

De samme data er vist i Figur 23, hvor forløbet for hver kategori er vist hver for sig.



Figur 22. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2021 opdelt på almene vandværker, erhvervsvand, industri og overfladevand. Data fra 2021 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.



Figur 23. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2021 opdelt på almene vandværker, erhvervsvand, industri og overfladevand. Den samlede indberettede indvinding er vist med en fed, mørkeblå linje. Bemærk, hvorledes den varierer med erhvervsvandingen, hvoraf markvanding udgør hovedparten.

Indvindingen af overfladevand på 18 mio. m³ i 2021 er vanskelig at erkende i figurerne og er ikke meget forskellig fra de forudgående år. Overordnet antages det, at dambrugenes anvendelse af overfladevand ikke ændrer nævneværdigt på vandbalancen eller på vandføringen i vandløbene, idet vandet ledes tilbage til vandløbet efter gennemløb i dambruget. For hele perioden er dambrug derfor medtaget i opgørelsen med maksimalt 1 mio. m³/år.

Tabel 6 viser de data, der ligger til grund for Figur 22 og Figur 23. For kategorien 'almen vandforsyning' ses et fald i de indvundne vandmængder gennem 90'erne fra ca. 600 mio. m³ i 1990 og i mindre grad gennem 00'erne til et niveau på knap 370 mio. m³ i 2021.

Tabel 6. Indvundne vandmængder i Danmark er opdelt på fire kategorier i mio. m³/år. Bemærk: Kommunerne har i nogle tilfælde opdateret ældre data siden sidste rapportering (Thorling mfl., 2021).

| Årstal | Almene vandværker Mio. m ³ /år | Erhvervsvanding Mio. m ³ /år | Virksomheder med egen indvinding Mio. m ³ /år | Overfladevand Mio. m ³ /år |
|-------------|--|--|---|--|
| 1989 | 555 | 175 | 60 | 23 |
| 1990 | 598 | 187 | 67 | 25 |
| 1991 | 565 | 200 | 60 | 21 |
| 1992 | 570 | 315 | 62 | 22 |
| 1993 | 552 | 262 | 63 | 21 |
| 1994 | 506 | 211 | 65 | 18 |
| 1995 | 506 | 250 | 66 | 19 |
| 1996 | 492 | 259 | 67 | 23 |
| 1997 | 471 | 263 | 64 | 20 |
| 1998 | 445 | 161 | 71 | 18 |
| 1999 | 427 | 121 | 62 | 18 |
| 2000 | 434 | 153 | 62 | 19 |
| 2001 | 429 | 125 | 61 | 18 |
| 2002 | 427 | 122 | 62 | 17 |
| 2003 | 426 | 136 | 58 | 18 |
| 2004 | 423 | 195 | 58 | 20 |
| 2005 | 414 | 179 | 57 | 18 |
| 2006 | 402 | 251 | 48 | 13 |
| 2007 | 394 | 121 | 49 | 12 |
| 2008 | 402 | 251 | 47 | 13 |
| 2009 | 394 | 273 | 46 | 14 |
| 2010 | 394 | 237 | 47 | 13 |
| 2011 | 388 | 275 | 48 | 12 |
| 2012 | 387 | 180 | 45 | 11 |
| 2013 | 385 | 306 | 42 | 27 |
| 2014 | 380 | 318 | 40 | 16 |
| 2015 | 369 | 253 | 41 | 12 |
| 2016 | 371 | 229 | 44 | 1 |
| 2017 | 369 | 253 | 45 | 14 |
| 2018 | 383 | 429 | 49 | 17 |
| 2019 | 360 | 289 | 48 | 21 |
| 2020 | 373 | 240 | 53 | 21 |
| 2021 | 367 | 282 | 46 | 18 |

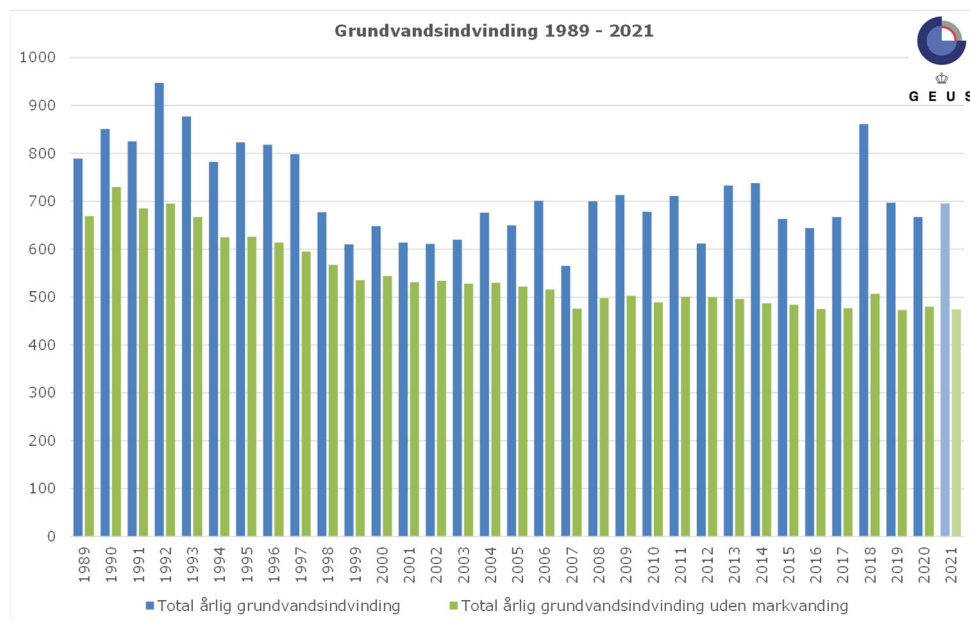
Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien erhvervsvanding) er for 2021 opgjort til 282 mio. m³, hvilket er ligger noget over den øvre kvartil på 263 mio. m³ for hele perioden (1989-2021). Indberetningerne af grundvand fra dambrug (opgjort i kategorien erhvervsvanding) vurderes at være behæftet med stor usikkerhed, og den varierer betydeligt fra år til år. Vandforbruget for virksomheder med egen indvinding udviser en svagt faldende tendens fra slutningen af 1990'erne og frem.

Status og udvikling for indvinding af grundvand

Figur 24 viser de totale indvundne mængder grundvand i perioden 1989-2021 med blå søjler, mens de grønne søjler viser samlet mængde indvundet grundvand uden markvanding. Indvinding til markvanding, -forskellen mellem de blå og grønne søjler, udviser store variationer fra år til år, da behovet primært afhænger af nedbør og fordampning i vækstsæsonen.

Udviklingen i de indvundne vandmængder i Danmark (uden markvanding) viser en faldende tendens frem til år 2000 og en svagt faldende tendens siden. Den samlede indvundne mængde af grundvand i Danmark (uden markvanding) er for 2021 opgjort til 474 mio. m³, mens den for 1990 er opgjort til ca. 700 mio. m³.

Medregnes markvandingen, der typisk udgør 15-40 % af de samlede mængder indvundet grundvand i Danmark, er der ingen tydelige udviklingstendenser i samlet grundvandsindvinding de sidste 20 år, fra 2000 og frem.



Figur 24. Den totale årlige grundvandsindvinding med og uden markvanding (1989-2021) baseret på indberettede data. Data fra 2021 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

I alt er der i 2021 indberettet grundvandsindvindinger på 695 mio. m³, når markvandingen medregnes, hvilket er lidt over niveau for medianen for de seneste 10 år (681 mio. m³). Det skal bemærkes, at specielt tallene for det seneste indberetningsår er behæftet med nogen usikkerhed som følge af manglende indberetninger, og de er derfor vist med nedtonede farver på Figur 24. En gennemgang af de årlige opgørelser i grundvandsovervågningen viser, at også for tallene de seneste 5-10 år, specielt for kategorien almene vandforsyninger, kan være behæftet med en mindre usikkerhed, blandt andet som følge af forsinkede indberetninger og manglende opdatering af gamle data.

GEUS har i to rapporter gennemført en analyse af de indberettede data for markvanding i perioden 1990-2012 (Henriksen mfl., 2014 og 2015). Analysen viste, at der var betydelige variationer i kvaliteten af dataindberetningen fra kommune til kommune, specielt i den første del af perioden samt i perioden omkring Kommunalreformen (2006-2008). Uanset problemer med indberetningskvaliteten er markvandingen naturligt stærkt varierende, primært som følge af variationer i vejret. Det fremgår bl.a., at 2007 var et år med særligt lavt forbrug af vand til markvandsformål. Beregninger (Hvid, 2011, se også Thorling mfl., 2011) viser samstemmende, at der var et markant mindre vandingsbehov i 2007 end årene før og efter. Beregningerne illustrerer, at vandingsbehovet kan variere med adskillige hundrede procent fra år til år, og i nogle år, fx 2018, udgør markvandingen meget betragtelige andele af indvindingen på såvel lokal som national skala.

Referencer: Vandindvinding

Vejledninger mv.

Miljøstyrelsen, maj. 2020c: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata. "Jupitervejledning". mst.dk/media/203108/vejledning-om-indberetning-og-godkendelse-af-vandforsyningsdata-i-jupiterdatabasen_jupitervejledning-feb2021.pdf (2.3.2023)

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2021: Dataansvarsaftalen, miljoportal.dk/media/1599/dataansvarsaftalens-bilag-3-grundvand.pdf (2.3.2023)

Andre referencer:

DMI, 2022: Data hentet fra DMI's webside om seneste klimanormal 2021: <https://www.dmi.dk/vejrkarkiv/normaler-danmark/> (2.3.2023)

Henriksen, H., Rasmussen, J., Olsen, M., He, X., Jørgensen, LF & Trolborg, L., 2014: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding, GEUS-rapport 2014/74 www.geus.dk/media/7937/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf (2.3.2023)

Henriksen, H., Stisen, S., Trolborg, L., He, X & Jørgensen, LF. 2015: https://www.geus.dk/media/7936/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf (2.3.2023)

Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (2.3.2023)

Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R.J.M., van Til, M.J., 2019: National Vandressource Model – Modelopstilling og kalibrering af DK-model2019. GEUS-rapport 2019/31. GEUS 2019.

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. og Trolborg, L. 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2020. Teknisk rapport, GEUS 2021. https://www.geus.dk/Media/637753300019725848/Grundvand%201989-2020_a.pdf (2.3.2023)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (2.3.2023)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (2.3.2023)

EEA's hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (2.3.2023)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (2.3.2023)

4 Nitrat

Indledning

Stort set overalt i Danmark findes der nitrat i den øvre del af grundvandsmagasinerne. Den dybdemæssige udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne varierer dog meget, idet nitrat nogle steder kun findes tæt på terræn og andre steder ned til mere end 100 m u.t. Udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne er størst, hvor beskyttelsen af magasinerne fra øvre lerlag er ringe og/eller der er højtliggende kalk, hvilket fx gælder områder i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland.

Koncentrationen af nitrat i grundvandet er påvirket af en række faktorer, hvoraf de vigtigste under danske forhold er:

- *Kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer i oplandet*
- *Graden af nitratomsætning ved redoxprocesser i de geologiske lag*
- *Vandets strømningsveje i de geologiske lag*

I dette kapitel fokuseres der især på nitrat i iltet grundvand. I iltet grundvand er nitraten fra udvaskningen ikke omsat, og derfor kan nitratkoncentrationen direkte sammenlignes med nitratudvaskningen fra rodzonen. Datering af det iltholdige grundvand muliggør, at transporttiden for nitrat fra rodzonen til indtaget med det iltede grundvand kan vurderes, se appendiks 3.2. Derved kan tidspunktet for udvaskning af kvælstof fra landbrugsarealerne direkte relateres til de målte nitratkoncentrationer i det iltede grundvand. Med denne metode er det dermed muligt at vurdere effekten af de nationale handlingsplaner, som har til formål at reducere udvaskningen af nitrat fra landbrugsarealerne og dermed bl.a. indholdet af nitrat i grundvandet.

Målsætning

Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af vandmiljøet. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning til overfladevand. Der er i EU's grundvandsdirektiv fastsat et grundvandskvalitetskrav på 50 mg/l svarende til kvalitetskravet for indholdet af nitrat i drikkevand i EU's drikkevandsdirektiv.

Nitrat i grundvandet stammer langt overvejende fra nitratudvaskning fra landbrugsarealer. Hensynet til en tilfredsstillende grundvandskvalitet er én af årsagerne til kvælstofregulering i landbruget. Reguleringen er sket i form af nationale handlingsplaner siden 1985 og ved udarbejdelse af kommunale indsatsplaner i forbindelse med Den Nationale Grundvandskortlægning, som startede i 2000. I Danmark er der gennem årene udarbejdet nitrathandlingsprogrammer gældende for hele landet som led i implementeringen af nitratdirektivet. Derudover er ca. 16 % af Danmarks areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder for drikkevand, inden for de ca. 40 % af Danmarks areal, der er kortlagt.

4.1 Sammenligning af datasæt

Det samlede datagrundlag

Der udtages vandprøver fra indtag fra tre forskellige typer af borer: GRUMO-, LOOP- og vandforsyningsboringer. GRUMO- og LOOP-boringerne dækker grundvandsdelen af det nationale overvågningsprogram NOVANA. GRUMO-indtagene findes i grundvandsboringer med dybder ned til mere end 100 m u.t. LOOP-indtagene findes i korte, overfladenære borer etableret for at følge udvaskning af nitrat til højtliggende grundvand under dyrkede arealer. Data fra vandforsyningsboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol. Dybdefordeling for indtagene i LOOP-, GRUMO- og vandforsyningsboringer er diskuteret i Appendiks 2.

Rapporteringen om nitrat i grundvandet er baseret på 1) det seneste prøvetagningsår (2021) og 2) en periodeopgørelse for den seneste 5-årsperiode (2017-2021). Periodelængden på fem år er valgt, fordi boringskontrollen for vandforsyningsboringer gennemføres i en turnus på op til fem år, mens GRUMO-indtag prøvetages mindst én gang i løbet af en periode på tre år. Sammenligning af data fra det seneste

prøvetagningsår med den seneste 5-årsperiode muliggør vurdering af repræsentativiteten af de seneste målinger. For periodeopgørelser præsenteres nitrat som gennemsnittet af de årlige gennemsnit for nitrat i samme indtag. I 2021 blev der gennemført kontrolovervågning, og derfor blev alle indtag prøvetaget som beskrevet i kapitel 2.

Tabel 7 viser antallet af prøver analyseret for nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandforsyningsboringer i de seneste fem år (2017-2021). Antallet af prøver i 2021 afspejler, at alle indtag er prøvetaget som følge af kontrolovervågningen.

Prøvetagningsfrekvens

I 2021 er der udtaget 1.090 prøver fra 1.037 GRUMO-indtag. I 987 GRUMO-indtag er der prøvetaget en gang, i 50 indtag 2 gange og i ét indtag 3 gange i 2021. I LOOP er der indsamlet i alt 382 prøver i 2021, som stammer fra 85 LOOP-indtag. Prøvetagningsfrekvensen varierer for LOOP-indtagene, idet indtag med nitratholdigt grundvand almindeligvis prøvetages seks gange om året, mens indtag med reduceret, nitratfrit grundvand oftest prøvetages én gang om året. I 2021 er der 2.024 prøver fra 1.858 vandforsyningsboringer, hvoraf de fleste indtag er prøvetaget én gang.

I perioden fra 2017-2021 er der analyseret for nitrat i 17.213 prøver fra i alt 7.453 indtag, som er fordelt på 1.256 GRUMO-indtag (prøvetaget én til 8 gange), 94 LOOP-indtag (prøvetaget to til 31 gange) og 6.103 vandforsyningsboringer (prøvetaget én til 14 gange).

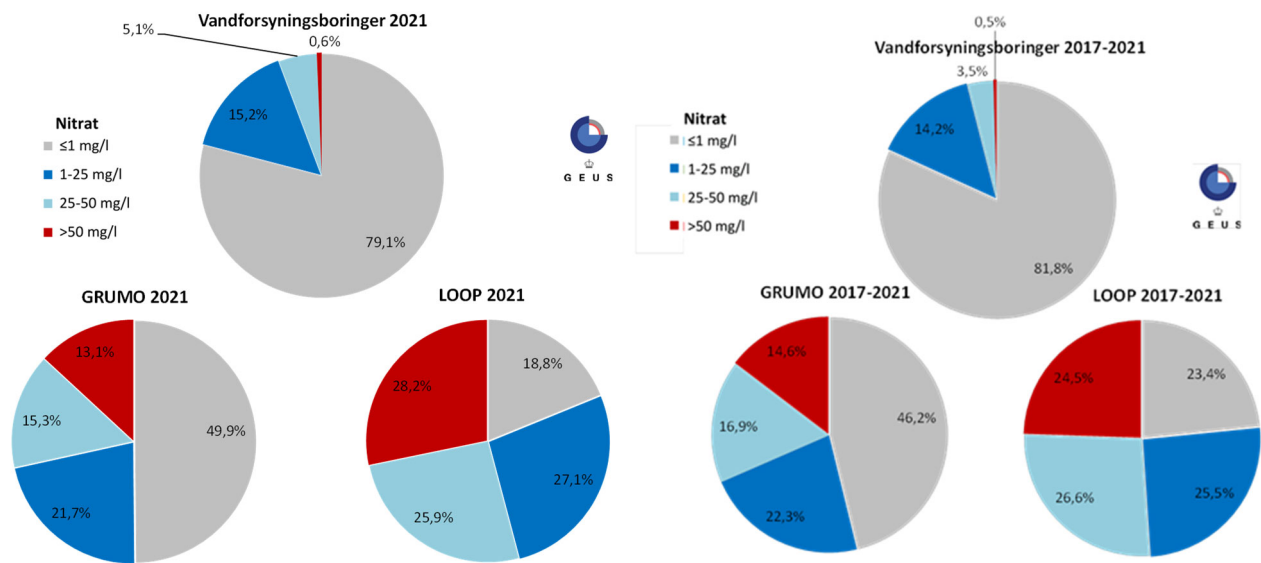
Tabel 7. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Antal prøver analyseret for nitrat fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer for hvert år og den samlede periode 2017-2021. I parentes er vist antallet af indtag i løbet af sidste periode og for hele 5-års-perioden.

| Årstal | Antal prøver (antal indtag) | | | |
|-----------|-----------------------------|---------------|------------------------|-------------------|
| | GRUMO | LOOP | Vandforsyningsboringer | I alt |
| 2021 | 1.090 (1.037) | 382 (85) | 2.024 (1.858) | 3.496 (2.981) |
| 2020 | 979 | 368 | 1.827 | 3.174 |
| 2019 | 1.053 | 392 | 2.055 | 3.500 |
| 2018 | 1.102 | 337 | 2.051 | 3.490 |
| 2017 | 1.176 | 426 | 1.951 | 3.553 |
| 2017-2021 | 5.400 (1.256) | 1.905 (94) | 9.908 (6.103) | 17.213 (7.453) |

Fordeling af nitrat

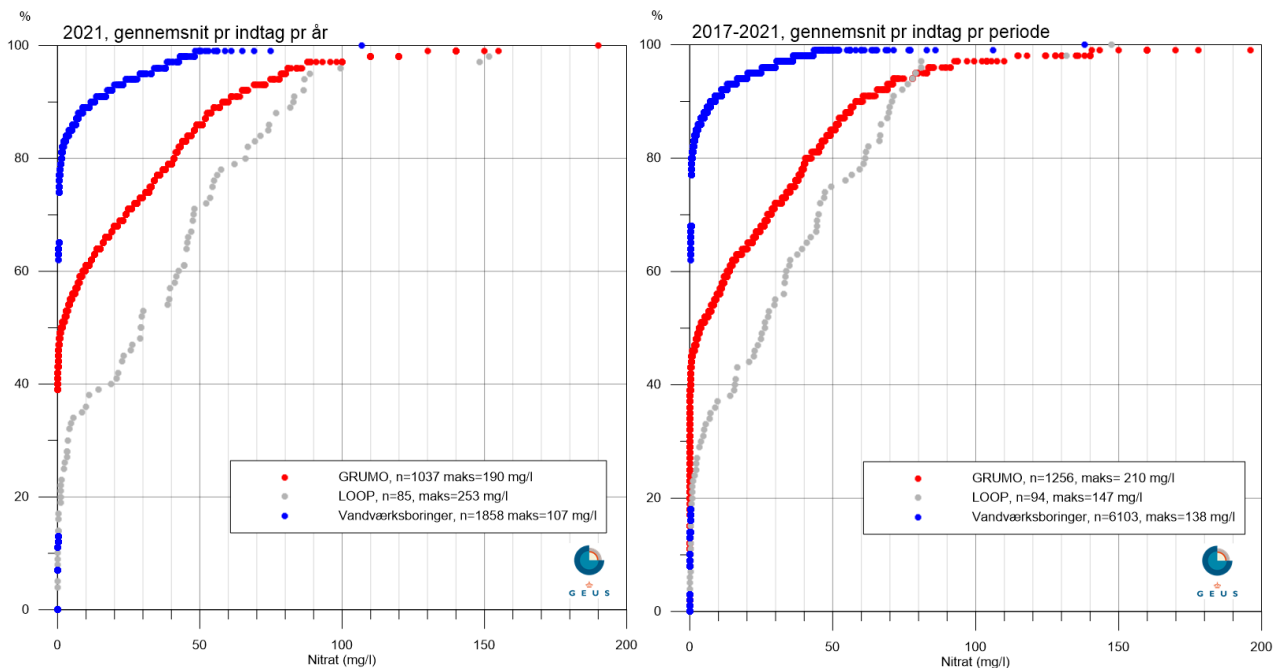
Figur 25 viser fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold for samtlige indtag analyseret i 2021 og i perioden 2017-2021. Nitratindholdet er opdelt i koncentrationsintervaller for tre datatyper: LOOP, GRUMO og i vandforsyningsboringer.

I 2021 er der et gennemsnitligt nitratindhold over 50 mg/l i hhv. 28,2 % og 13,1 % af LOOP- og GRUMO-indtagene. For grundvand i vandforsyningsboringer er den tilsvarende andel 0,6 %. I 2021 er der fundet nitratholdigt grundvand med >1 mg/l nitrat i hhv. 81,2 %, 50,1 % og 20,9 % af de prøvetagede indtag i hhv. LOOP- og GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer.



Figur 25. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold pr. indtag i 2021 for 1.037 GRUMO-indtag, 85 LOOP-indtag og 1.858 vandforsyningsboringer og i perioden 2017-2021 for 1.256 GRUMO-indtag, 94 LOOP-indtag og 6.103 vandforsyningsboringer.

Figur 26 viser et fraktildiagram for fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold på indtagniveau i grundvandet i 2021 og i perioden 2017-2021 i hhv. GRUMO-, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer.



Figur 26. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold i grundvandet i 2021 (venstre del af figuren) og i perioden 2017-2021 (højre del af figuren) i alle indtag fra GRUMO- og LOOP-indtag og vandforsyningsboringer med koncentrationer under 200 mg/l. Antallet af indtag og maks. koncentration af nitrat i hver gruppe fremgår af signaturforklaringen.

Det ses, at der for hver af de tre datagrupper er en mindre andel af indtag med høje nitratkoncentrationer (>50-100 mg/l), som kan identificeres, der hvor kurverne flader ud. En anden delpopulation af data kan identificeres der, hvor kurverne skærer y-aksen ved $x=1$ mg/l, og udgør den andel af indtagene, der indeholder nitratfrit grundvand. Nitratfrit grundvand (nitrat ≤ 1 mg/l) findes i 2021 i 49,9 %, 18,8 % og 79,1 % af indtagene i hhv. GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer, se også Figur 25.

Forskellene mellem de tre datasæt er hovedsageligt et resultat af forskelle i dybdefordelingen og længden af indtagene i de forskellige stationsnet se Figur 27 og Figur 35, samt Appendiks 2, og det forhold at GRUMO-indtag og vandforsyningsboringerne overvåger nitratudvaskningen fra et større geografisk område end LOOP-indtagene.

I GRUMO-indtagene og vandforsyningsboringerne ligger fordelingen af nitratkoncentrationer i 2021 på samme niveau som i seneste 5-års-periode. I LOOP-indtagene ligger koncentrationerne af nitrat højere i 2021 end i 5-årsperioden.

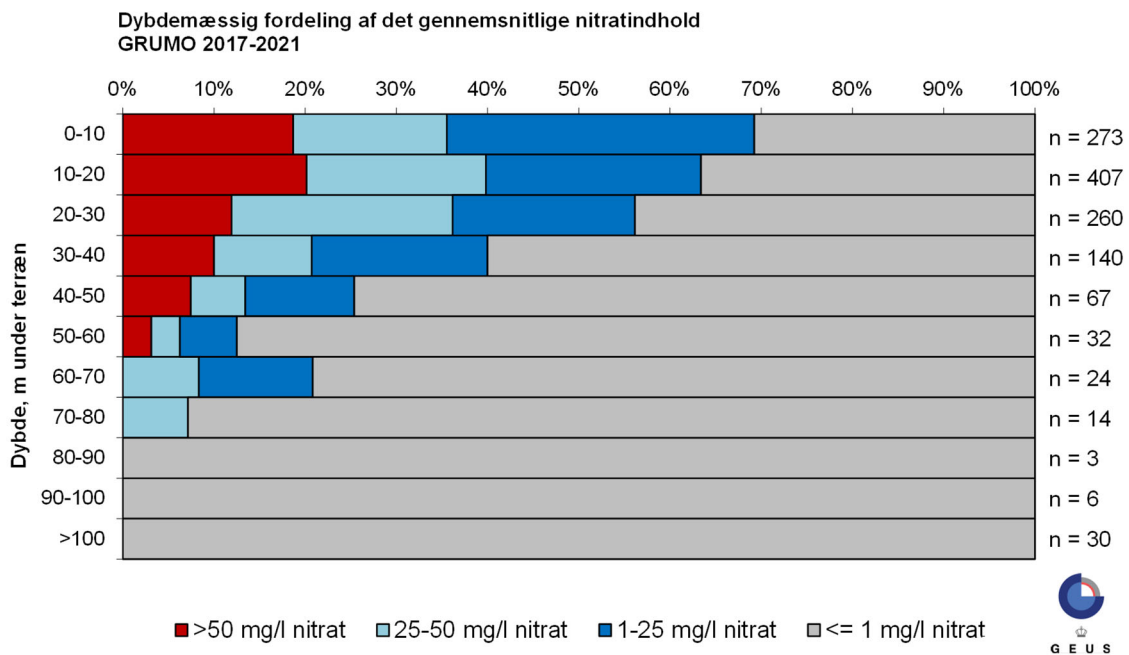
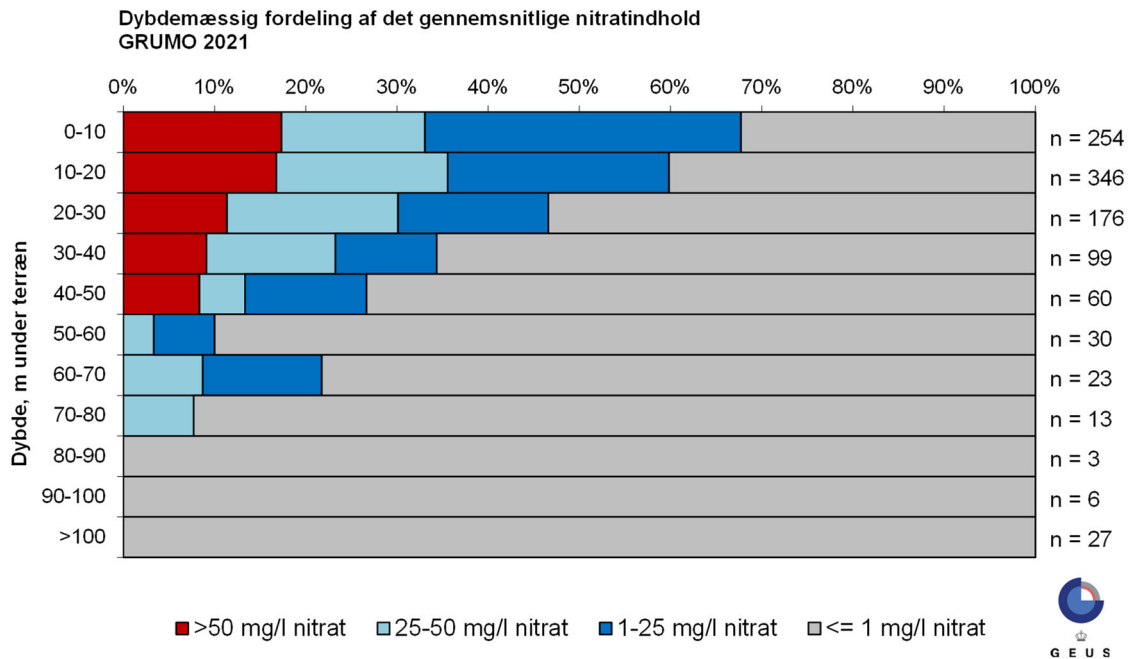
4.2 Grundvandsovervågningen

Status for nitrat

Figur 27 viser fordelingen af nitrat i GRUMO-indtagene i 2021 og i perioden 2017-2021 opdelt på dybdeintervaller à 10 m og i fire koncentrationsklasser (≤ 1 , 1-25, 25-50 og >50 mg/l). Koncentrationen af nitrat i grundvandet er over 50 mg/l i 17 % af indtagene og over 25 mg/l i 33 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. i 2021. Nogenlunde samme koncentrationsniveauer findes for perioden 2017-2021, hvor de tilsvarende værdier ligger på hhv. 19 og 36 %.

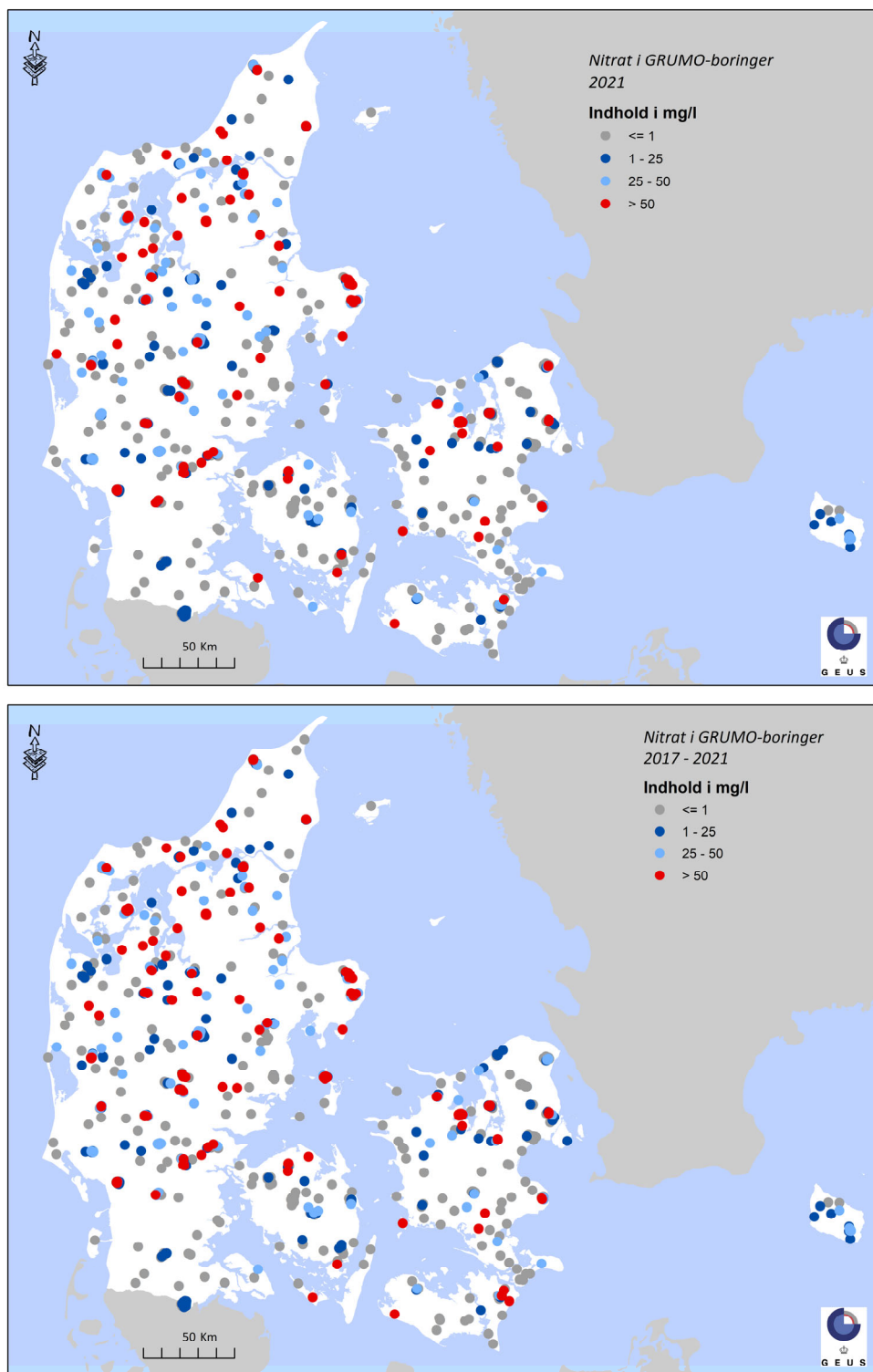
Der ses et gradvist fald i nitratindholdet med dybden med omtrent det samme mønster i 2021 som i perioden 2017-2021. Det gradvise fald, hvor den relative andel af indtag i reduceret grundvand stiger med dybden (andel med nitratkoncentration ≤ 1 mg/l), skyldes et samspil af flere faktorer, hvoraf den vigtigste er nitratreduktion, idet sandsynligheden for reducerende forhold øges med dybden.

Antallet af indtag prøvetaget i 2021 falder også med dybden, idet den største andel (ca. 90 %) af indtag sidder i de øverste 50 m, mens antallet af GRUMO-indtag under 50 m's dybde kun udgør omkring 10 % af alle indtagene. Fra 50-60 m u.t. er der ingen indtag med en gennemsnitlig nitratkoncentration over 50 mg/l i GRUMO-indtag i 2021, mens dette er tilfældet fra 60-70 m u.t. for perioden 2017-2021. Fra omkring 80 m u.t. ligger nitratkoncentrationen generelt under 1 mg/l.



Figur 27. GRUMO. Dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i forhold til top af indtag i m u.t. i 1037 og 1.256 GRUMO-indtag for hhv. 2021 og perioden 2017-2021, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren (n).

Figur 28 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet for GRUMO-indtag i hhv. 2021 og 2017-2021. Det ses, at nitrat optræder i koncentrationer over kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet.

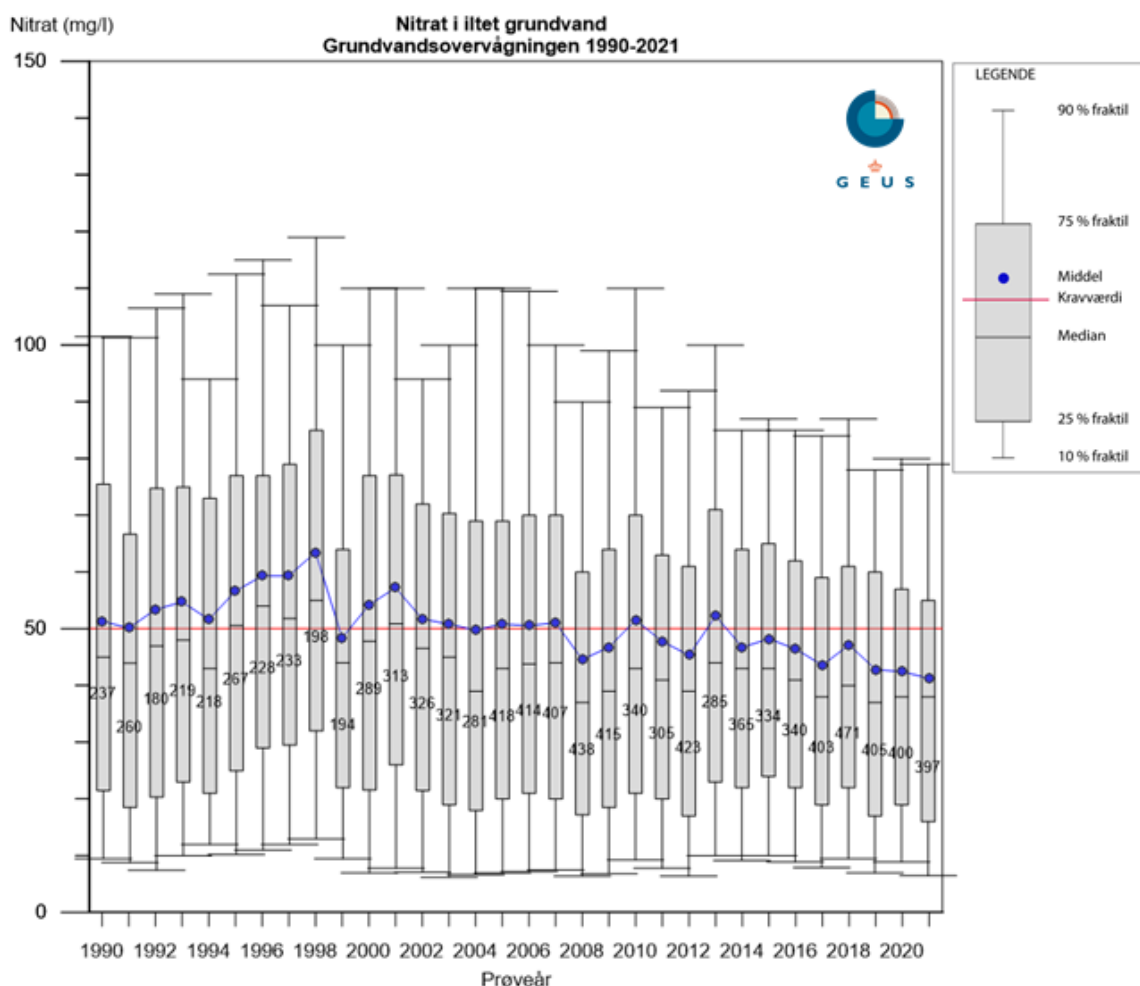


Figur 28. GRUMO. Gennemsnitligt nitratindhold i grundvandet i GRUMO-indtag 2021 (øverst) og 2017-2021 (nederst). Nitratindholdet i de hhv. 1.037 og 1.256 indtag er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 29 viser udviklingen i fordelingen af det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra prøvetagningsårene 1990-2021. Indtag med iltholdigt grundvand er identificeret ved hjælp af algoritmen i bilag 2 (se også Appendiks 3, Figur 91). Figuren er baseret på det gennemsnitlige årlige nitratindhold pr. indtag. Omkring 38 % (397 indtag) af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2021 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 50 % (521 indtag) af GRUMO-indtagene indeholdt nitrat. Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår, hvor 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktilerne samt gennemsnitsværdi og kvalitetskrav er vist.

Figuren udtrykker nitratindholdet i grundvandet på prøvetagningstidspunktet og afspejler ikke en egentlig tidlig udvikling af nitratudvaskningen. Det skyldes, at alderen for det iltede grundvand varierer fra få år og op til 50 år, hvilket datering af grundvandet har vist, se Appendiks 3.

Nitratindholdet i det iltholdige grundvand udviser alle år en stor spredning. Medianværdien ligger igennem hele overvågningsperioden noget under gennemsnitsværdien, hvilket indikerer, at der forekommer enkelte meget høje nitratværdier. De højeste median- og gennemsnitsværdier ses i prøver fra 1996-1998. De sidste 8 prøvetagningsår har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand ligget under kvalitetskravet på 50 mg/l, og der er en tendens til, at såvel 75 % som 90 % fraktilen er faldende, og dermed at færre indtag viser meget høje koncentrationer. I 2021 ligger den målte gennemsnitsværdi af nitrat i det iltholdige grundvand på ca. 41 mg/l og medianværdien på ca. 38 mg/l.



Figur 29. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2021. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

Tidslig udvikling i iltet grundvand

Udviklingen i nitratinholdet i grundvandet vurderes på baggrund af GRUMO-indtag med iltholdigt grundvand sammenholdt med grundvandets dannelsesår. Datering af nitratholdigt grundvand bruges til at estimere grundvandets dannelsesår, og dermed nitraternes transporttid fra rodzonen til indtaget i grundvandet, hvor prøven udtages. Dermed kan det estimerede tidspunkt for udvaskning af kvælstof fra landbruget direkte relateres til de målte nitratkoncentrationer i iltet grundvand, og herved kan effekten af indsatser i de danske miljøhandlingsplaner for nedbringelse af nitratudvaskningen evalueres. Reelt er det, som man måler, transporttiden fra grundvandsspejl og frem til indtaget, idet transporttiden gennem den umættede zone negligeres. Dateringsmetoderne er beskrevet i Appendiks 3.

Der er i år gennemført nye analyser af udviklingen i nitratinholdet i grundvandet med data fra 1990 – 2021, da nye analyser af udviklingen i nitratinholdet i grundvandet bliver gennemført ca. hvert 5. år.

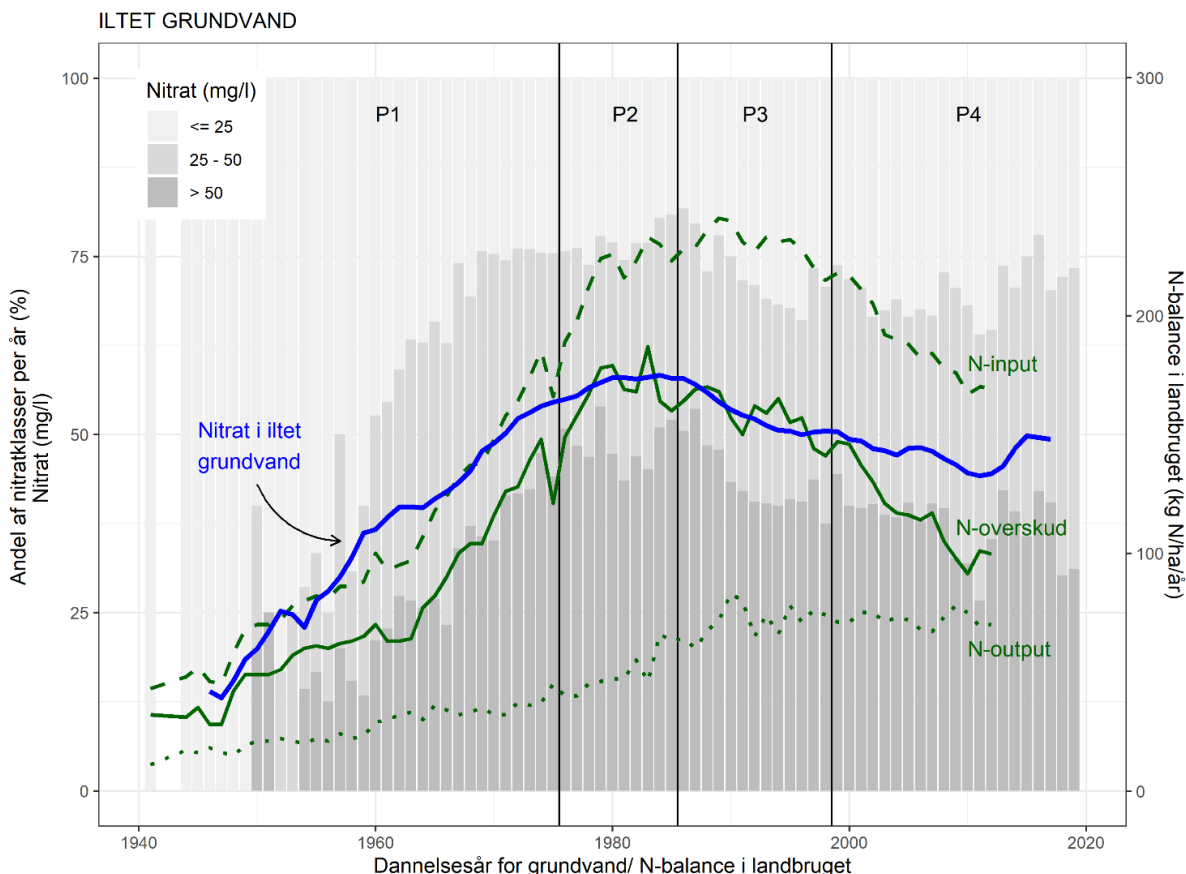
I dette afsnit opsummeres tillige tidligere rapporterede resultater på data målt frem til og med 2015 angående den tidlige udvikling i nitrat i iltet grundvand: I rapporteringen af grundvand 1989-2008 (Thorling mfl., 2010a, Hansen mfl., 2011, Hansen mfl., 2012 og Dalsgaard mfl., 2014) blev der præsenteret en trendanalyse af nitratinholdet i iltet grundvand baseret på nitratmålinger fra 194 indtag med iltet aldersdateret grundvand prøvetaget i perioden 1988–2009. I rapporteringen af grundvand for perioden 1989-2014 (Thorling mfl., 2015b) og perioden 1989-2015 (Thorling mfl., 2016), Hansen & Larsen (2016) og Hansen mfl. (2017) er resultaterne af en større trendanalyse af nitratinhold i iltet grundvand præsenteret, baseret på prøvetagninger fra 1988–2014 med iltet aldersdateret grundvand i 340 indtag.

Figur 30 viser 5-års glidende gennemsnit for nitratinholdet i iltet grundvand baseret på 8.025 prøver fra 426 GRUMO-indtag. Disse indtag er dateret med CFC-metoden i perioden fra 1997-2006 og/eller med tritium-helium-metoden i perioden fra 2013-2020. Dateringerne anvendes i en prioriteret rækkefølge til beregning af dannelsesåret for grundvand. Hvis et indtag er dateret med begge metoder, anvendes kun tritium-helium-værdien, når denne er mindre end 15 år, da denne metode vurderes til at have størst sikkerhed. CFC-metoden er ikke længere anvendelig til datering af det yngste grundvand, da koncentrationerne i atmosfæren af CFC-gasserne er faldet efter det globale forbud i Montreal Protokollen. Hvis der findes flere dateringer fra samme indtag, anvendes et gennemsnit i de videre analyser. Indtag med flere dateringer, der samtidigt har vekslende redoxforhold, indgår ikke i analysen.

Det 5-års glidende gennemsnit af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand inddeles i fire perioder som i den tidligere analyse: 1. periode 1944-1975, 2. periode 1975-1985, 3. periode 1985-1998 og 4. periode 1998-2012. Perioderne er fastlagt på baggrund af den overordnede udvikling i nitratinholdet i iltet grundvand og tidspunktet for igangsættelse af en række af vandmiljøhandlingsplaner. I 1. periode er nitratinholdet kraftig stigende og i 2. periode nås et maksimum omkring det tidligere fundne knæpunkt i 1983 (Hansen mfl., 2011; Hansen mfl., 2012). I 3. periode blev NPo (1985), VMP I (1987) og Handlingsplan for bæredygtigt landbrug (1991) igangsat, mens VMP II (1998), Ammoniak-handlingsplanen (2001), VMP III (2004), Grøn vækst (2009), Vandplan I (2014), Fødevarer- og Landbrugspakken (2015) og Vandplan II (2016) er initialiseret i 4. periode. Antal indtag i hver periode varierer fra 61 til 213 indtag.

Figur 30 viser også N-overskuddet i dansk landbrug beregnet på baggrund af data fra Danmarks Statistik fra den primære danske landbrugssektor. N-overskuddet er den mængde kvælstof, der ikke udnyttes i landbrugsproduktionen, og som dermed potentielt kan tabes til miljøet fx i form af nitratudvaskning til grundvandet. Det ses, at kvælstofoverskuddet har været stigende fra 1940'erne og frem til ca. 1983, hvorefter det har været faldende frem til 2012 til et niveau på omkring 100 kg N/ha/år svarende til 260.000 t N/år. Figuren har kun data for kvælstofoverskuddet frem til 2012, da nyere data endnu ikke er modtaget fra Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

Der ses en tydelig sammenhæng mellem den årlige udvikling i N-overskuddet og nitrat i iltet grundvand på det overordnede nationale niveau, hvor data fra hele landet indgår, som også vist i Hansen og Larsen (2016) og Hansen mfl. (2017). Der ses en tendens til stagnation eller svag stigning i nitratinholdet i iltet grundvand de seneste år.



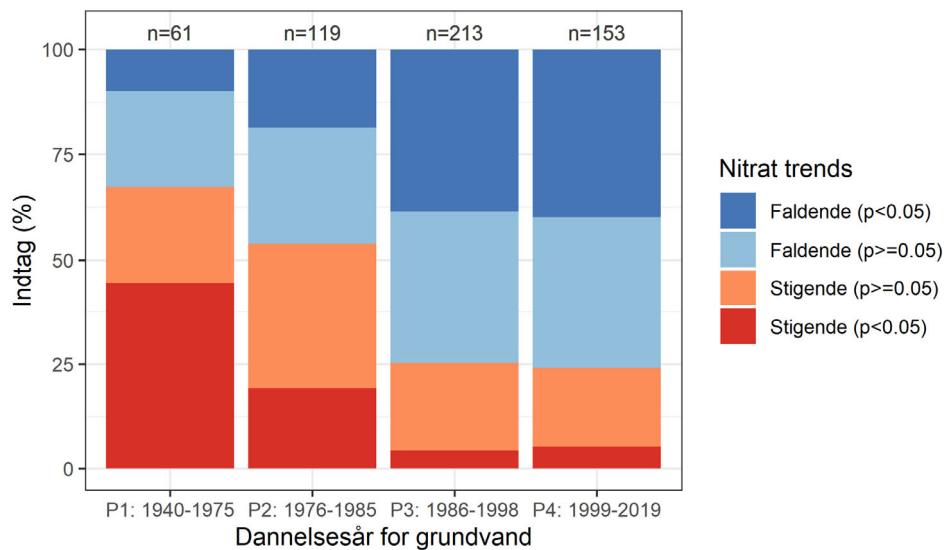
Figur 30. GRUMO. Udviklingen i nitrat i iltet grundvand: 5-års glidende gennemsnit af nitrat i iltet grundvand (blå linje). Andel af prøver i tre nitratklasser (>50 mg/l, 25-50 mg/l og 1-25 mg/l) som funktion af grundvandets dannelsesår. Figuren er baseret på 8.025 prøver fra 426 iltede, daterede indtag udtaget i perioden 1990-2021. Lodrette mørke linjer markerer inddelingen i de fire perioder nævnt i teksten. De årlige kvælstofbalancer (N-input, N-output og N-overskud) for landbruget er beregnet for den primære danske landbrugssektor af Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet (Hansen mfl., 2017).

Udviklingen i nitratkoncentrationen i individuelle GRUMO-indtag med iltet grundvand er undersøgt med en lineær regressionsanalyse af nitratidsserier fra de enkelte indtag. Analysen inkluderer i alt 5.883 prøver fra 358 indtag, hvor tidsserierne dækker mindst otte år i de enkelte delperioder. I alt 546 tidsserier indgår i de fire delperioder i Figur 31 (1940-75, 1976-85, 1986-1998 og 1999-2019), hvilket betyder, at nogle af de 358 indtag går igen i flere delperioder. Antal indtag i hver periode er ikke ens og varierer fra 61 til 213 indtag.

En nitratrend tolkes som stigende, hvis hældningskoefficienten af regressionslinjen gennem målepunkterne er positiv, og faldende, hvis den er negativ. Figur 31 viser det akkumulerede resultat af de 358 beregnede nitratrends fordelt på de fire perioder med både signifikante og ikke-signifikante trends ved et 95 % konfidensniveau.

Figur 31 viser en tydelig udvikling mod et faldende nitratindhold i iltet grundvand frem til 1998, både når kun udviklingen i de signifikante trends betragtes, og når både signifikante og ikke-signifikante trends undersøges.

Figur 31 viser også at der ikke er nogen forskel på udviklingstendensen i nitratindholdet i iltet grundvand fra 3. periode (1986-1998) til 4. periode (1999-2020), da fordelingen af stigende og faldende nitratrends er den samme. Analyserne indikerer dog, at der ikke har været nogen væsentlig udvikling i nitratindholdet i iltet grundvand siden 1998, når Figur 30 og Figur 31 sammenlignes. Samtidig er der stadig en relativ stor andel af GRUMO-indtag i iltet grundvand (2017-2021: 31-35%) som indeholder mere end 50 mg/l.

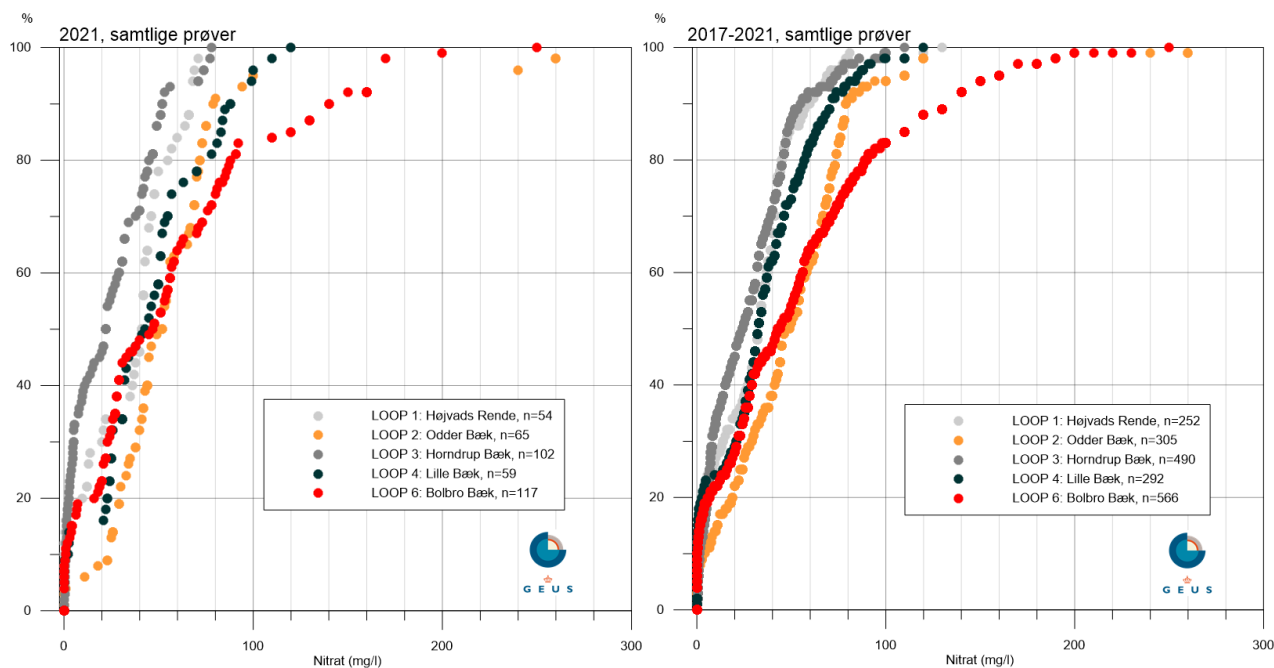


Figur 31. GRUMO. Iltet grundvand: nitratrends i GRUMO overvågningsindtag i iltet grundvand i 4 perioder baseret på grundvandets dannelsesår. Analysen inkluderer i alt 5.883 nitratkoncentrationer (årlige gennemsnit) fra 358 indtag, hvor tidsserierne dækker mindst 8 år. Tallene (n) over søjlerne angiver antallet af indtag i hver periode. Der er vist både signifikante og ikke-signifikante nitratrends på 95 % konfidensniveau. Figuren er baseret på data indsamlet fra 1990-2021.

4.3 Landovervågningen

Status for nitrat

Figur 32 viser fordelingen af nitratkoncentrationen i alle prøver i 2021 og i perioden 2017-2021 i de fem målte LOOP-oplande afbildet i et fraktildiagram, ligesom for de samlede fordelinger for alle indtag i LOOP-områderne vist i Figur 26.

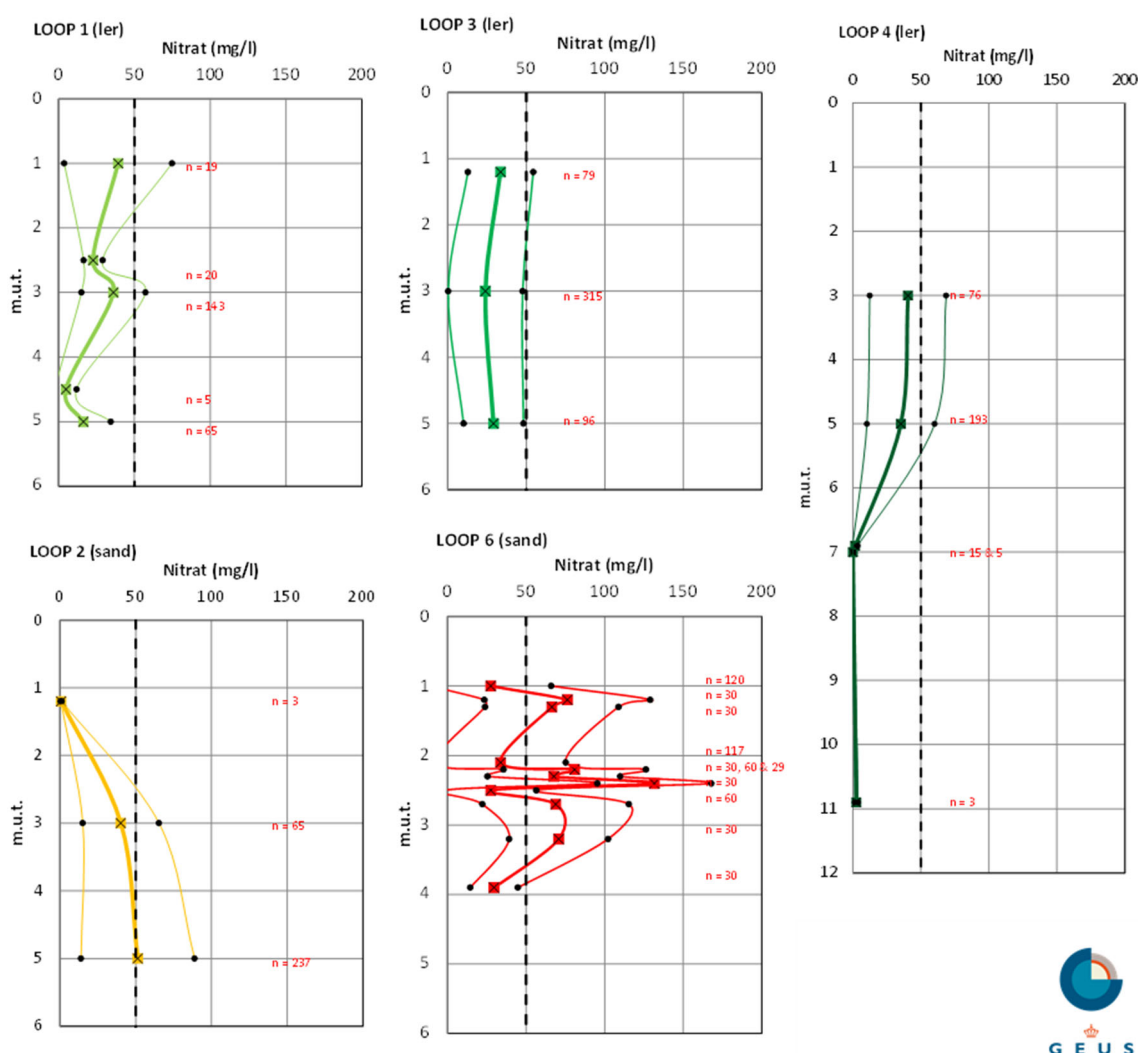


Figur 32. LOOP. Fordelingen af nitratkoncentrationen fra LOOP i samtlige prøver fra 2021 (til venstre) og i perioden 2017-21 (til højre) i de 5 målte LOOP-oplande afbildet i et fraktildiagram. Grålige signaturer viser lerjordsoplande: LOOP 1, 3 og 4, mens rødlige signaturer viser sandjordsoplande: LOOP 2 og 6.

Generelt ses en større andel af meget høje koncentrationer i sandjordsoplandene (rødlige signaturer, LOOP 2 og 6) end i lerjordsoplandene (grålige signaturer, LOOP 1, 3 og 4) dog med variationer fra år til år.

De højeste koncentrationer af nitrat er målt i LOOP 6 med koncentrationer på op til 250 mg/l og LOOP 2 med koncentrationer op til 260 mg/l i 2021. De høje koncentrationer skyldes dels, at nitratudvaskningen ofte er højere på sandjordene end på lerjordene på grund af forskelle i dyrkningspraksis, flere husdyr og en højere kvælstoftilførsel (Blicher-Mathiesen mfl., 2019), dels at flest indtag på lerjordene er placeret i anoxisk nitratreducerende eller reduceret grundvand, og alene af den grund har lavere nitratkoncentrationer end kvælstofoverskuddet i dyrkningslaget ville medføre i et iltet miljø.

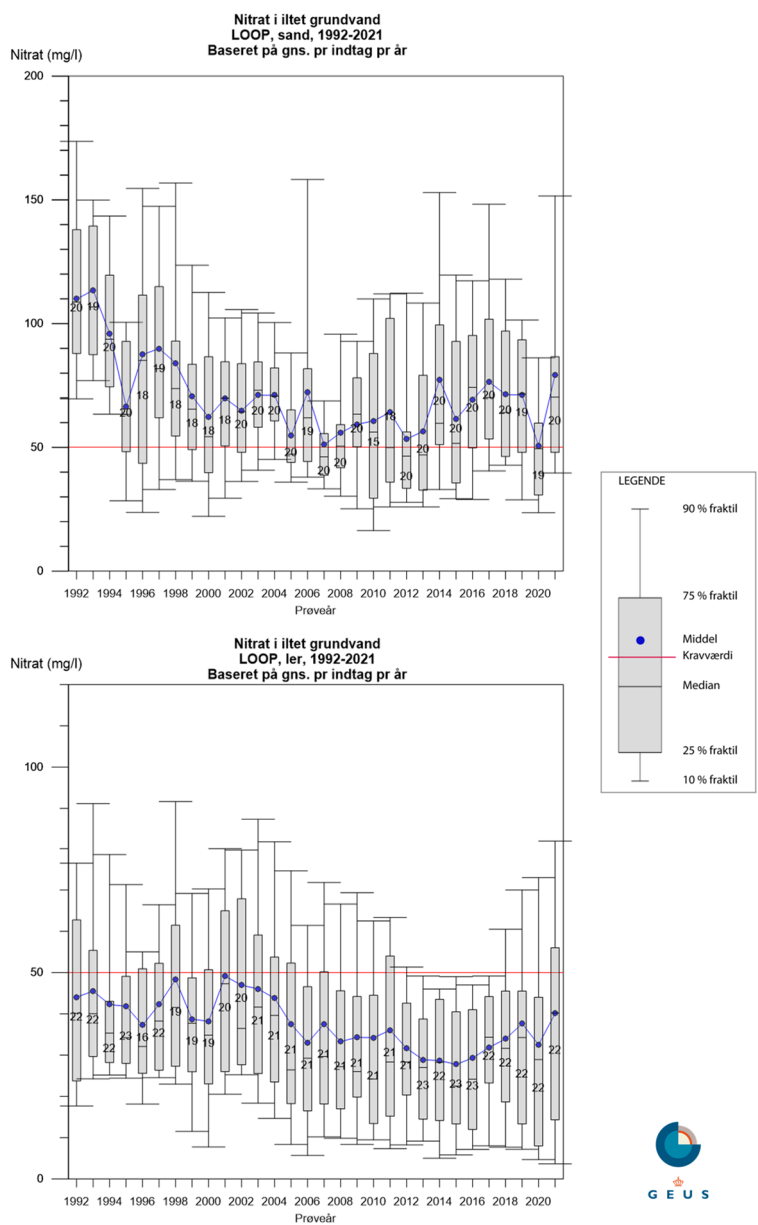
Figur 33 viser den dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i LOOP-områderne fra 2017-2021. Antallet af prøver, som ligger til grund for de beregnede gennemsnitlige nitratkoncentrationer varierer meget: fra 3 prøver (LOOP 2: indtagstop 1,2 m u.t. og LOOP 4: indtagstop 10,9 m u.t.) til 315 prøver (LOOP 3: indtagstop 3 m u.t.). Der er i alle dybder fundet en forholdsvis stor spredning omkring den gennemsnitlige nitratkoncentration, og standardafvigelsen er op til 53 mg/l (LOOP 6: indtagstop 1,2 m u.t.).



Figur 33. LOOP. Gennemsnitlig nitratkoncentration i grundvand i LOOP-indtag opgjort på filterdybder (indtagets top) i m u.t. for lerjords- og sandjordsoplandene i perioden 2017-2021. Gennemsnittet er baseret på alle målinger i det angivne dybdeniveau. Spredningen (standardafvigelsen) omkring gennemsnittet er angivet med tyndere streg. Antallet af målinger (n) er vist for hver dybde.

Figur 33 viser, i overensstemmelse med Figur 32, at nitratkoncentrationerne i sandjordsoplandene er væsentligt højere end i lerjordsoplandene i perioden 2017-2021. I to af lerjordsoplandene (LOOP 1 og 4) aftager nitratindholdet med dybden, hvilket må tilskrives nitratreduktion, idet nitratfronten ligger forholdsvis tæt på terræn. I LOOP 4 (på Fyn) er der målinger til ca. 11 m u.t. Her viser resultaterne, at nitratfronten ligger mellem 5 og 7 m u.t., da grundvandet er nitratfrit fra 7 m u.t. I LOOP 2 og 6 (sandjord) og LOOP 1 (lerjord) er der stor dybdevariation i nitratindholdet. Dette er særlig udtalt på sandjordene og skyldes sandsynligvis lokale hydrogeologiske forhold og variationer i nitratreduktionen med horisontal strømning af nitratholdigt grundvand fra tilstødende marker.

Figur 34 viser udviklingen i det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag i det iltholdige grundvand for LOOP-oplande med sand (LOOP 2 og 6) og ler (LOOP 1, 3 og 4) i forhold til prøvetagningsåret. I andre sammenhænge rapporteres på basis af hydrologiske år (Blicher-Mathiesen mfl., 2021).



Figur 34. LOOP. Udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindhold i LOOP-oplande opdelt på sandjord (øverst, LOOP 2 og 6) og lerjord (nederst, LOOP 1, 3 og 4) vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1992-2021, baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag. Antallet af indtag er angivet for hvert år.

I 2021 overvågedes i alt 20 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på sand (LOOP 2: 7 indtag og LOOP 6: 13 indtag) og i alt 22 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på ler (LOOP 1: 2 indtag, LOOP 3: 13 indtag og LOOP 4: 7 indtag), hvor data er anvendt til analyse af udviklingen vist i Figur 34. I LOOP 3 er der to yderligere indtag med iltholdigt grundvand i 2021, men da redoxforholdene varierer i disse indtag indgår data ikke i analysen vist i Figur 34. De iltede indtag prøvetages om muligt seks gange om året.

Figur 34 viser, at der er stor spredning i nitratinholdet mellem indtagene, når det illustreres som fordelingen af de årlige gennemsnit på indtagsniveau. Generelt er der et højere nitratinhold i grundvandet i sandjordsoplandene end i lerjordsoplandene, således som det også fremgår af Figur 32 og Figur 33.

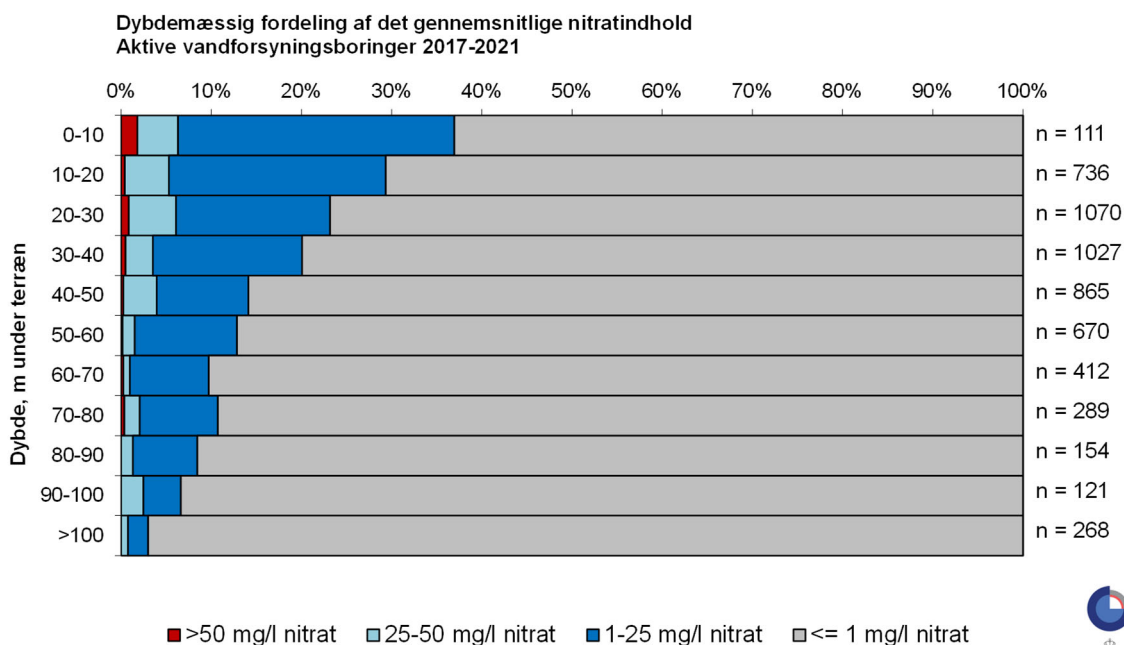
I 2021 ligger det gennemsnitlige nitratinhold over 50 mg/l i det iltholdige øvre grundvand i LOOP på sand- og lerjordsoplandene i hhv. 70 % (14 ud af 20) og ca. 32 % (7 ud af 22) af indtagene.

På sandjords- og lerjordsoplandene observeres det største fald i nitratkoncentrationerne i første halvdel af overvågningsperioden frem til hhv. år 2000 og 2006. I hele perioden 1992-2021 ligger den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat for alle iltede indtag på sandjordene over kvalitetskravet, mens den årlige gennemsnitskoncentration på lerjordene ligger under kvalitetskravet. I 2021 ligger det gennemsnitlige nitratinhold på 79 mg/l og 40 mg/l i hhv. sand- og lerjordsoplandene, hvilket er betydeligt højere end i 2020.

4.4 Vandforsyningsboringer

Status for nitrat

Figur 35 viser dybdefordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold i vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021. Der kan optræde data fra boringer, som er sat ud af drift, men som stadig overvåges, og derfor optræder som vandforsyningsboringer i datasættet. Generelt er der betydeligt lavere koncentrationer af nitrat i vandforsyningsboringerne end i GRUMO og LOOP-indtagene. Dette kan forklares med, at vandforsyningerne prøver at undgå indvinding fra den del af grundvandet, der overskrider kvalitetskravet på 50 mg/l (Schullehner & Hansen, 2014 og DANVA, 2018).



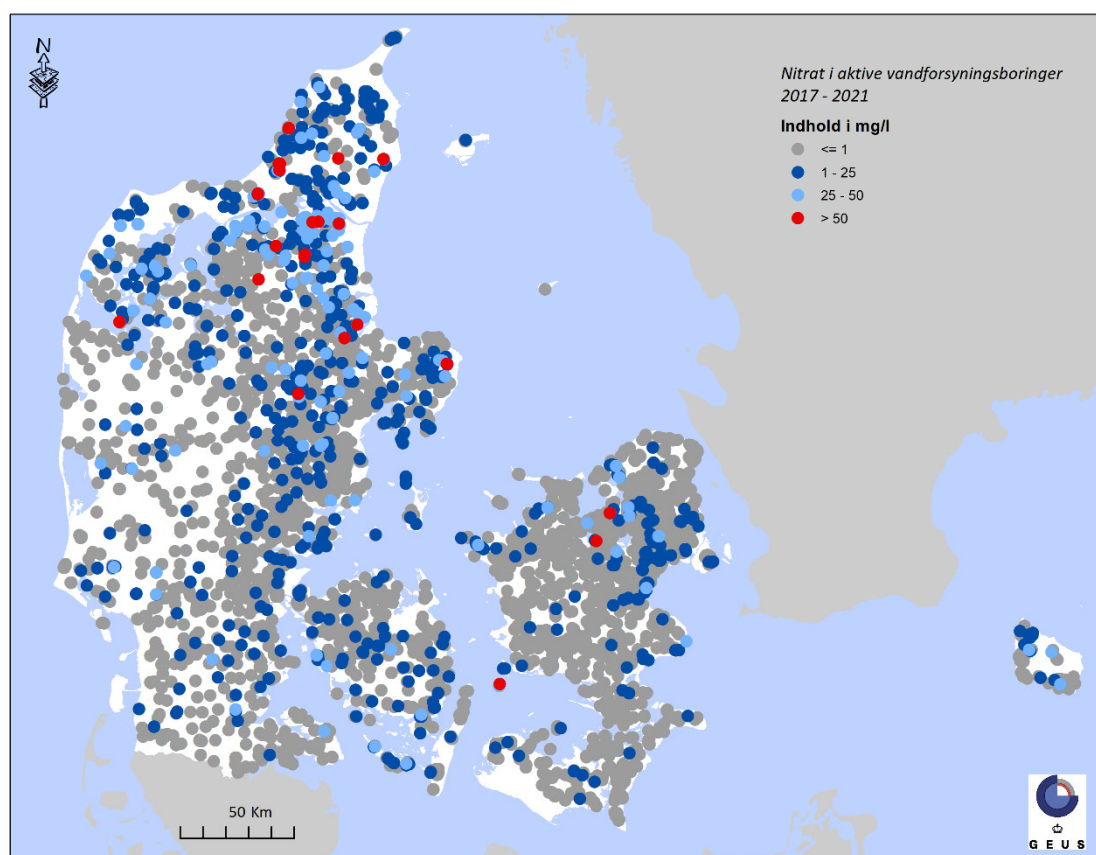
Figur 35. Vandforsyning. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratinhold i 2017-2021 i forhold til top af indtag i m u.t. i 5.723 vandforsyningsboringer med kendt dybde, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

I intervallet 0-10 m u.t. er der påvist nitrat i omkring 37 % af indtagene. Her er koncentrationen af nitrat i grundvandet over 50 mg/l i omkring 2 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 6 % af indtagene. Der er i perioden 2017-2021 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 70-80 m u.t.

Der ses et gradvist fald med dybden i den nitratholdige andel af grundvandet. Nitrat er i få tilfælde fundet i koncentrationer over 25 mg/l i de dybeste vandforsyningsboringer med top af indtag i en dybde af mere end 100 m u.t. Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandforsyningsboringerne, sammenlignet med GRUMO-indtagene, kan være, at indvindingen lokalt trækker nitrat dybt ned i grundvandsmagasinerne. Det kan også forklares ved, at der er flere data i de dybere dele af grundvandet for vandforsyningsboringerne end for GRUMO-indtag, se Figur 84, Appendiks 2.

Figur 36 viser den geografiske fordeling af nitratinholdet i 6.103 vandforsyningsboringer i 5-årsperioden 2017-2021. 29 boringer havde et gennemsnitligt nitratinhold over kvalitetskravet for grundvand og drikkevand i denne periode.

Nitrat i grundvandet i vandforsyningsboringer optræder særligt i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette hænger sammen med, at den naturlige geologiske beskyttelse af grundvandsmagasinerne i disse områder er ringe på grund af tynde lerdæklag og højtliggende kalk, der betinger en relativ dybtliggende nitratfront. Mulighederne for at finde nitratfrit grundvand til vandindvinding er samtidig ringere i disse områder end i resten af landet.



Figur 36. Vandforsyning. Nitratinholdet i grundvandet i 6.103 vandforsyningsboringer fordelt på fire koncentrationsklasser. Kortet er baseret på gennemsnit pr. indtag i perioden 2017-2021. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Referencer: Nitrat

- Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 224 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR305. dce2.au.dk/pub/SR305.pdf (2.3.2023)
- Dalgaard T, Hansen B, Hasler B, Hertel O, Hutchings N, Jacobsen BH, Jensen LS, Kronvang B, Olesen JE, Schjørring JK, Kristensen IS, Graversgaard M, Termansen M, Vejre H., 2014: Policies for agricultural nitrogen management - trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. Environmental Research Letters, Environ. Res. Lett. 9 (2014) 115002 (16pp). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>. (2.3.2023)
- DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.
- Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. & Erlandsen, M., 2011: Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – a Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science and Technology, vol. 45 no. 1 pp 228-234.
- Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B. & Erlandsen, M., 2012: Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. Biogeosciences Vol. 9, 5321-5346, 2012.
- Hansen, B & Larsen, F., 2016: Faglig vurdering af nitratpåvirkningen i iltet grundvand ved udfasning af normreduktionen for kvælstof i 2016 -18. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2016/04.
- Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M. & Dalgaard, T., 2017: Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. Scientific Reports, 7, 8566. DOI: 10.1038/s41598-017-07147-2.
- Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelsen fra GEUS. http://www.geusvejledning.dk/2018_2/ (2.3.2023)
- Hansen, B., Thorling, L., Kim, H. & Blicher-Mathiesen, G., 2019. Long-term nitrate response in shallow groundwater to agricultural N regulations in Denmark. Journal of Environmental Management 240, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.075>. (2.3.2023)
- Schullehner, J. & Hansen, B. (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/9/095001> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2010a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2008. Teknisk rapport, GEUS 2010. <https://www.geus.dk/Media/B/4/g-o-2008.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Ernstsén, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2015b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/A/7/g-o-2014.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Troldborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/8/B/g-o-2015.pdf> (2.3.2023)

Links:

- Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)
- NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

5 Pesticider og deres nedbrydningsprodukter

Indledning

Pesticidkapitlet er opdelt i tre hovedafsnit. Første hovedafsnit omhandler resultater fra NOVANA's del-program for grundvandsovervågning (GRUMO). Andet hovedafsnit omhandler resultater fra de almene vandforsynings lovpligtige overvågning af vandforsyningsboringer (boringskontrollen). I tredje hovedafsnit sammenlignes resultaterne fra de to programmer og de stofgrupper, der hyppigst findes i grundvandet, diskuteres.

Tabel 8 viser de pesticider og nedbrydningsprodukter, der indgik i grundvandsovervågnings stoffliste for pesticidstoffer og drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 i 2021. Stoffer, der er tilføjet i 2021, er mærket med 'nyt'. I grundvand kan pesticidstoffer og deres nedbrydningsprodukter stamme fra erhvervsmæssig brug af sprøjtemidler i skovbrug og jordbrug, fra virksomheders og privates anvendelse i haver og anlæg, og fra anvendelse på befæstede arealer. Dertil kommer udvaskning fra spild og punktkilder, fx vaskepladser. Pesticidstofferne dækker også stoffer med biocidanvendelse og deres nedbrydningsprodukter, jf. grundvandsdirektivets bilag 1, se også kapitel 2 og Appendiks 1. Pesticidstoffer i grundvandet kan derfor også stamme fra biocidanvendelse i fx byggematerialer, imprægneret træ og facademaling. I praksis er det for nogle stoffer vanskeligt at afgøre, om stoffet bør opfattes som et pesticid/biocid i grundvandsanalyser, da stofferne kan have andre kilder end biocidanvendelse. I pesticidkapitlet har GEUS derfor medtaget udvalgte biocidstoffer, som har tydeligt miljøfremmede egenskaber (for flere detaljer, se Appendiks 1.1). Trifluoreddikesyre (TFA) og saccharin kan begge være pesticidnedbrydningsprodukter, men indgår ikke i gruppen af pesticidstoffer. Miljøstyrelsen har, på baggrund af TFA's store geografiske udbredelse i grundvandet i Danmark og de internationale erfaringer, vurderet, at biocidanvendelse ikke er hovedkilden til TFA i grundvandet (Miljøstyrelsen, 2021a og b), se også kapitel 7. Saccharin er godkendt som fødevare- og foderingsrediens. Miljøstyrelsen anser derfor ikke saccharin for en relevant metabolit, og udvaskningen til grundvandet indgår ikke i risikovurderingen ved moderstoffernes godkendelse (Miljøstyrelsen, 2021a).

ETU og 4-nitrophenol kan have industrielle kilder, der ikke er pesticid/biocid-anvendelser, men så vidt vides, har stofferne ikke haft industrielle anvendelser, der indebærer bevidst spredning i det åbne land. Det forventes derfor, at grundvandsprøver udtaget i det åbne land kun i ringe grad vil være påvirket af stoffernes industrielle anvendelse. I analyseprogrammet for organiske mikroforureninger indgår biocidet pentachlorphenol, som for nuværende rapporteres som pesticid, samt chloroform, der rapporteres som organisk mikroforurening pga. et højt, naturligt baggrundsniveau. Stofferne hexachlorbenzen og pentachlorbenzen rapporteres som pesticidstoffer, men dannes også ved forbrændingsprocesser. Afgrænsningen af organiske mikroforureninger versus biocid-/pesticidstoffer opdateres i Jupiter og grundvandsovervågningen efterhånden som vidensgrundlaget og det administrative grundlag bliver bedre.

Ifølge drikkevandsdirektivets bilag 1B er kvalitetskravet for pesticidindholdet i drikkevand 0,10 µg/l for enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter, mens det for summen af enkeltstoffer i en prøve er 0,50 µg/l. I grundvandsdirektivets bilag 1 er de tilsvarende kravværdier angivet til henholdsvis 0,1 µg/l og 0,5 µg/l. Kvalitetskravene gælder både for anvendelse som pesticid og som biocid. I pesticidkapitlet bruges kravværdierne numeriske værdi, de indberettede pesticidkoncentrationer afrundes derfor ikke inden databearbejdning. Insekticiderne aldrin, dieldrin, heptachlor og heptachlorepoxyd har i drikkevandsdirektivet skærpede kvalitetskrav på 0,030 µg/l. Disse stoffer er ikke nævnt i grundvandsdirektivet, hvorfor de generelle grundvandskvalitetskrav på henholdsvis 0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for sum bruges i alle kapitlets pesticidopgørelser. Nogle biocidstoffer har desuden selvstændige kvalitetskrav udover det generelle kvalitetskrav for biocider på 0,1 µg/l fx phenoler (methylphenoler og dimethylphenoler; 0,5 µg/l, grundvandskvalitetskrav (Miljøstyrelsen, 2018a) og pentachlorphenol (0,01 µg/l, drikkevandsbekendtgørelsen). I disse tilfælde med dobbelte kravværdier, rapporteres på baggrund af det generelle krav i grundvandsdirektivet på 0,1 µg/l for enkeltstoffer.

Som udgangspunkt indgår alle godkendte prøver fra GRUMO-indtag og vandforsyning, der er indberettet til Jupiter, i de samlede opgørelser af pesticid-belastningen, herunder også data for pesticider, der ikke har indgået i de obligatoriske analyseprogrammer. Eneste undtagelser er, hvis der tilfældigvis opdages analyseresultater, som er indlysende fejlbehæftede, fx hvis samtlige pesticider i en prøve er indberettet med værdien 0,01 µg/l i stedet for <0,01 µg/l, hvorefter data udgår af rapporteringen. Den indberettede

detektionsgrænse fra laboratorierne på 0,01 µg/l har generelt været den samme for de programlagte pesticider i de sidste 30 år. Nogle stoffer har dog haft forhøjede detektionsgrænser de første år, stofferne har været analyseret. Detektionsgrænser over 0,01 µg/l forekommer hyppigst i data fra vandforsyningsboringer og massescreeninger. Indberettede biocidanalyser kan have andre detektionsgrænser end for de programlagte pesticider, hvorfor den generelle detektionsgrænse på 0,01 µg/l ofte ikke gælder for disse stoffer. Andelen af prøvetagede indtag med overskridelse af kvalitetskravet for summen af pesticidstoffer er beregnet for hvert enkelt prøveresultat, der er indberettet til Jupiter. Hvis en grundvandsprøve er splittet i flere delprøver, og resultatet for hver delprøve er selvstændigt indberettet, opgøres summen for hver delprøve.

Tabel 8. GRUMO & Vandforsyning. Pesticidstoffer, der indgik i grundvandsovervågningens stofliste for pesticider (GRUMO) eller drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 (Vandforsyning) i 2021 sorteret efter stofgruppe. Baggrundsfarven viser hvilke stoffer, der er fra samme stofgruppe eller er nedbrydningsprodukter fra samme stofgruppe. Stoffer markeret med * er nedbrydningsprodukter eller synteseenheder. Stoffer tilføjet grundvandsovervågningens stofliste eller drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 i 2021, er mærket med 'nyt'. Biocidet pentachlorphenol indgår i grundvandsovervågningens analyseprogram for organiske mikroforureninger. Stofferne stankode fremgår af bilag 3.4.

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|---|------------------|------------------|---------------------|--|
| BAM (2,6-dichlorbenzamid)* | | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil og chlorthiamid, samt fungicidet fluopicolid, der kan anvendes som bejdsemiddel. |
| 2,6-Dichlorbenzoesyre* | | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil og chlorthiamid, samt fungicidet fluopicolid, der kan anvendes som bejdsemiddel. |
| TFMP* (5-trifluoromethyl-pyridin-2-ol) | | X ^{nyt} | X ^{nyt-A} | Nedbrydningsprodukt fra herbiciderne fluazifop/fluazifop-P og fluazifop-butyl/fluazifop-P-butyl anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| Metalaxyl/metalaxyl-M | Acylalanin | X | X | Fungicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemiddel og bejdsning). |
| CGA 62826, <i>N</i> -(2,6-dimethylphenyl)- <i>N</i> -(methoxyacetyl)alanine* | Acylalanin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M. |
| CGA 108906, <i>N</i> -(2-carboxy-6-methylphenyl)- <i>N</i> -(methoxyacetyl)alanine* | Acylalanin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M. |
| Dichlobenil | Benzonitril | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler. |
| Alachlor ESA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet alachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| Dimethachlor ESA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| Dimethachlor OA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|---|-------------------|------------------|-----------------------------|---|
| (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre* | Chloroacetanilid | X ^{nyt} | X ^{nyt-A} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| [(2,6-dimethylphenyl)(2-sulfoacetyl)amino]eddikesyre* | Chloroacetanilid | X ^{nyt} | X ^{nyt-A} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| t-Sulfinyleddikesyre* | Chloroacetanilid | X ^{nyt} | X ^{nyt-A} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet acetochlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| Metazachlor ESA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler) og som biocid. |
| Metazachlor OA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler) og som biocid. |
| Propachlor ESA* | Chloroacetanilid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet propachlor, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler). |
| CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre)* | Chloronitril | X | X | Nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil der har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler og bejdsning) og som biocid eller konserveringsmiddel i maling. |
| 2,4-Dichlorphenol* | Chlorphenol | X | X | Nedbrydningsprodukt og urenhed fra herbiciderne 2,4-D og dichlorprop. Urenhed og nedbrydningsprodukt fra biociderne pentachlorphenol og triclosan. |
| 2,6-Dichlorphenol* | Chlorphenol | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicid-urenheden 2,6-DCPP. Urenhed og nedbrydningsprodukt fra biocidet pentachlorphenol. |
| Imazalil | Diazol/imidazol | X ^{nyt} | X ^{nyt-B} | Fungicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjttemidler og bejdsmidler) og som biocid. |
| ETU (ethylthiourea)* | Dithiocarbamat | X | X | Nedbrydningsprodukt og synteseforurening i dithiocarbamat fungicider fx maneb, zineb, metiram og mancozeb. Moderstoffer med biocidanvendelse: zineb, mancozeb, maneb og nabam. ETU bruges også i industrielle processer fx vulkanisering. |
| Imidacloprid | Neonicotinoid | X ^{nyt} | | Insekticid, anvendt som plantebeskyttelsesmiddel (sprøjttemidler og bejdsning) og som biocid. |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|---|-------------------|------------------|-----------------------------|---|
| 4-Nitrophenol* | Nitrophenol | X | X | Vækstregulerende middel (som <i>p</i> -nitrophenolate) og nedbrydningsprodukt fra insecticidet methylparathion (sprøjtemedel). Kan også stamme fra industrielle synteseprocesser. |
| Hexachlorbenzen | Organochlor | X ^{nyt} | | Fungicid. Anvendt som plantebeskyttelsesmiddel (bejsemiddel og fumigant) og som biocid. Også synteseenhed i chlorothalonil og formodentlig i andre pesticider. Kommer også fra forbrændingsprocesser. |
| Pentachlorbenzen* | Organochlor | X ^{nyt} | | Nedbrydningsprodukt fra fungicidet quintozen og hexachlorbenzen Sandsynligvis også synteseenhed i quintozen. Kommer også fra forbrændingsprocesser. |
| Glyphosat | Organofosfonat | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |
| AMPA (aminomethylphosphorsyre)* | Organofosfonat | X | X | Nedbrydningsprodukt fra glyphosat. |
| Dichlorprop/dichlorprop-P | Phenoxysyre | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |
| Mechlorprop/mechlorprop-P | Phenoxysyre | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |
| 2,4-D | Phenoxysyre | X | | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |
| MCPA | Phenoxysyre | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |
| 4-CPP* | Phenoxysyre | X | X | Urenhed i phenoxysyrerne dichlorprop og mechlorprop, også nedbrydningsprodukt fra dichlorprop. |
| 2-CPP* | Phenoxysyre | X ^{nyt} | | Urenhed i phenoxysyren dichlorprop, muligvis også nedbrydningsprodukt fra dichlorprop |
| 2C6MPP | Phenoxysyre | X ^{nyt} | | Urenhed i phenoxysyren mechlorprop. |
| 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre (2,6-DCPP)* | Phenoxysyre | X | X | Urenhed i phenoxysyren dichlorprop. |
| Diuron | Phenylurea | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler) og som biocid fx i overfladefilmkonservering og i bygningsmaterialer fx pudset murværk. |
| Monuron | Phenylurea | X ^{nyt} | X ^{nyt-A} | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler) og som biocid |
| DPC (desphenyl chloridazon)* | Pyridazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemedler). |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|--|---------------------------|------------------|-----------------------------|--|
| MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)* | Pyridazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon, som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtninger). |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid)* | Sulfamid | X | X | Nedbrydningsprodukt fra fungiciderne dichlofluanid og tolylfluanid, der har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtning og bejdsning) og som biocider og konserveringsmidler i fx træbeskyttelse og maling. Også nedbrydningsprodukt fra fungicidet cyazofamid der anvendes i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtning af kartofler). |
| PPU (IN-70941)* | Sulfonylurea | X | | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet rimsulfuron som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtning af kartofler). |
| PPU-desamino (IN-70942)* | Sulfonylurea | X | | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet rimsulfuron som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtning af kartofler). |
| Metaldehyd | Tetroxocan | X ^{nyt} | X ^{nyt-B} | Molluskicid, anvendt som plantebeskyttelsesmiddel (sneglekorn) og som biocid. |
| Bentazon | Thiadiazin | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtninger). |
| Atrazin | Triazin (chlortriazin) | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtninger). |
| Atrazin, hydroxy-* | Triazin (chlortriazin) | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin. |
| Atrazin, desethyl-* | Triazin (chlortriazin) | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin. |
| Atrazin, desisopropyl-* | Triazin (chlortriazin) | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin og cyanazin. |
| DEIA (desethyl-desisopropylatrazin)* | Triazin (chlortriazin) | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin og cyanazin. |
| Desethyl-hydroxyatrazin* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin og prometryn. |
| Desisopropyl-hydroxyatrazin* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin, cyanazin, terbutryn og formentlig også prometryn. |
| Didesalkyl hydroxyatrazin (syn. hydroxy-DEIA)* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin, cyanazin, prometryn og formentlig også terbutryn og cybutryn. |
| Simazin | Triazin (chlortriazin) | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtninger) og som biocid. |
| Simazin, hydroxy-* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra simazin. |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|-----------------------------------|---------------------------|------------------|---------------------|---|
| Terbuthylazin-desethyl* | Triazin (chlortriazin) | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet terbuthylazin anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemidler) og som biocid. |
| Hexazinon | Triazinon | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtemidler). |
| Metribuzin | Triazinon | X | X | Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler (sprøjtning af kartofler). |
| Metribuzin-desamino* | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metribuzin. |
| Metribuzin-diketo* | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metribuzin. |
| Metribuzin-desamino-diketo* | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metribuzin. |
| Metamitron-desamino* | Triazinon | X ^{nyt} | X ^{nyt-B} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metamitron. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler |
| 1,2,4-triazol* | Triazol | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet amitrol og triazolfungicider fx tebuconazol, metconazol, difenoconazol, epoxiconazol, propiconazol, prothioconazol og mefentrifluconazol. Moderstofferne har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler, herunder bejdsemidler (fx tebuconazol og prothioconazol), i vækstregulerende midler (fx metconazol), som biocid og konserveringsmidler i maling og træbeskyttelse (fx propiconazol og tebuconazol) og som lægemidler (fx fluconazol). |

^ABEK nr. 1110 af 30/05/2021. ^BBEK nr. 2361 af 26/11/2021

5.1 Grundvandsovervågningen

Datagrundlag

Der anvendes i dette afsnit pesticidanalyser fra GRUMO-indtag fra de seneste 10 år, dvs. perioden 2012-2021. Dette betyder, at opgørelserne i større grad end tidligere, afspejler aktuelle fund. Undtaget herfra er tidsserierne for den faste kerne af indtag, som går tilbage til 1998. Periodeopgørelser for den generelle pesticidbelastning indeholder prøver for alle undersøgte pesticidstoffer, som er indberettede og godkendte i perioden. Grundvandsovervågningens stationsnet har over årene gennemgået en række ændringer, dels af tekniske årsager, dels for at dække forskellige forvaltningsmæssige behov, herunder en gradvis tilpasning til kravene i vandrammedirektivet. Resultatet er, at der gennem årene er udgået indtag fra stationsnettet, og andre er kommet til, se Appendiks 2.

Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammet, idet nye pesticider og nedbrydningsprodukter inddrages på grundvandsovervågningens stofliste for pesticider ved revision i forbindelse med ny programperiode, når der sker ændringer i drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2, eller når Miljøstyrelsen i øvrigt vurderer det relevant at undersøge for nye stoffer. Samtidig udgår stoffer, der kun sjældent eller aldrig påvises i grundvandet. En oversigt over programlagte stoffer og den periode, de har indgået i analyseprogrammerne, er vist i bilag 3. De programlagte stoffer er flere gange suppleret med screeningsundersøgelser i udvalgte indtag. I 2013 blev der screenet for metalaxyl og

nedbrydningsprodukter herfra, i 2017 blev der screenet for DPC, MDPC og 1,2,4-triazol, i 2018 blev der screenet for *N,N*-dimethylsulfamid (DMS) og tolylfluamid, i 2019 gennemførte Miljøstyrelsen en masse-screening for mere end 400 stoffer, i 2020 screening for 76 stoffer og i 2021 screening for 87 stoffer. Screeningsresultaterne indgår i de generelle opgørelser.

Stationsnettet dækker hovedsageligt pesticidbelastningen i det åbne land for at beskrive påvirkningen fra plantebeskyttelsesmidler. Det betyder samtidig, at belastningen fra biocidanvendelser i bebyggede områder, fx træbeskyttelsesmidler og biocider i byggematerialer og facademaling, er underrepræsenteret.

Prøvetagningsfrekvenser har varieret meget fra den ene programperiode til den næste, specielt er der stor forskel på perioderne før og efter 2007. Siden 2007 har den programlagte prøvetagningsfrekvens været afhængig af det enkelte indtags pesticidindhold, så indtag med tidligere pesticidfund er programlagt til prøvetagning oftere end indtag uden forudgående fund. Dette skyldes blandt andet, at overvågningen er tilpasset vandrammedirektivet, se kapitel 2. Prøvetagningen har siden 2017 vekslet mellem kontrolovervågning, hvor alle indtag programlagt til pesticidovervågning prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvist prøvetages indtag med tidligere pesticidfund. 2021 var et år med kontrolovervågning, se også kapitel 2. Datasættene for 2017-2021 afviger derfor markant fra de tidligere år og kan ikke sammenlignes direkte med tidligere år, der ikke var opdelt i kontrolovervågning og operationel overvågning.

Metode

Variationen i prøvetagningsfrekvens betyder, at det er kompliceret at opstille meningsfulde generelle tidsserier baseret på enkeltår. I løbet af en treårs-periode er der imidlertid udtaget mindst én prøve fra stort set alle indtag, som er programlagt til pesticidovervågning. En tidsperiode på tre år anvendes derfor i mange pesticidopgørelser for at reducere effekterne af de varierende prøvetagningsfrekvenser. Rapporteringen af pesticidbelastningen bygger således på en metode, der opgør i hvor stor en andel af indtagene, der mindst én gang i en periode på typisk tre år har været mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen eller mindst ét stof med overskridelse af kvalitetskravet, eller hvor summen af påviste pesticider har overskredet kvalitetskravet. Denne metode betegnes 'periodeopgørelsen', idet formålet med opgørelsen er at karakterisere pesticidbelastningen indenfor en given periode. Det helt centrale i opgørelsen er, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over andelen af indtag i de tre koncentrationsintervaller (ikke påvist; påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$; $>0,1 \mu\text{g/l}$), selv om der har været udtaget flere vandprøver. De metodiske forhold er indgående diskuteret i Appendiks 1. Det optælles ikke, hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kvalitetskravet.

Status, pesticider i Grundvandsovervågningen

Tabel 9 viser, at der i 2021 blev fundet pesticidstoffer i 58,5 % af de undersøgte indtag. Kvalitetskravet for enkeltstoffer ($0,1 \mu\text{g/l}$) var overskredet mindst én gang i 26,4 % af indtagene og kvalitetskravet for summen af målte stoffer var overskredet i 12,1 %.

Tabel 9. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$ for enkeltstoffer og $>0,5 \mu\text{g/l}$ for summen) for enkelte år og for perioden 2019-2021, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang. a: Kontrolovervågning, b: Operationel overvågning.

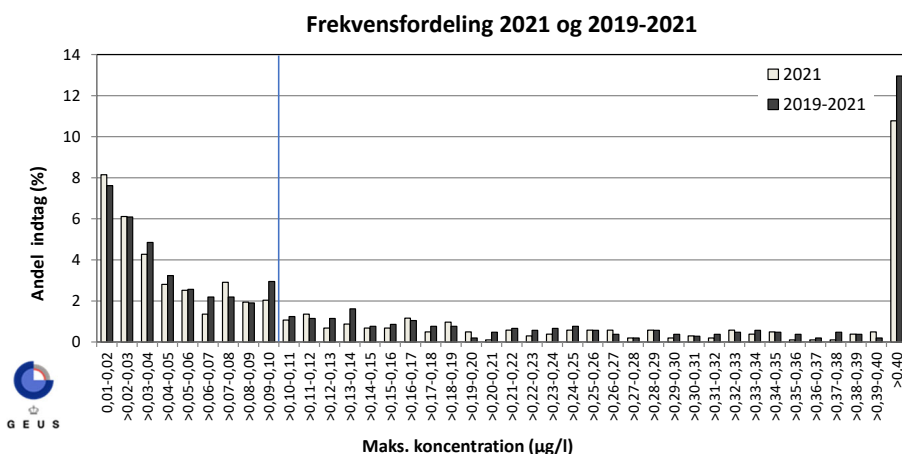
| GRUMO | Indtag antal | | | | Indtag andel (%) | | |
|-------------------|--------------|----------|---------------------------------|--------------------------|------------------|---------------------------------|--------------------------|
| | I alt | Med fund | Enkeltstof $>0,1 \mu\text{g/l}$ | Sum $>0,5 \mu\text{g/l}$ | Med fund | Enkeltstof $>0,1 \mu\text{g/l}$ | Sum $>0,5 \mu\text{g/l}$ |
| 2021 ^a | 1.031 | 603 | 272 | 125 | 58,5 | 26,4 | 12,1 |
| 2020 ^b | 533 | 386 | 208 | 85 | 72,4 | 39,0 | 15,9 |
| 2019 ^a | 1.034 | 600 | 234 | 95 | 58,0 | 22,6 | 9,2 |
| 2019-2021 | 1.050 | 687 | 331 | 149 | 65,4 | 31,5 | 14,2 |

Tabel 9 viser også en periodeopgørelse for 2019-2021, hvor stort set alle aktive indtag er prøvetaget mindst én gang. Enkeltstoffer blev i perioden påvist i 65,4 % af indtagene, og kvalitetskravet for enkeltstoffer på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 31,5 % af indtagene. Summen af målte stoffer overskred kvalitetskravet på 0,5 µg/l mindst én gang i 14,2 % af de undersøgte indtag i perioden.

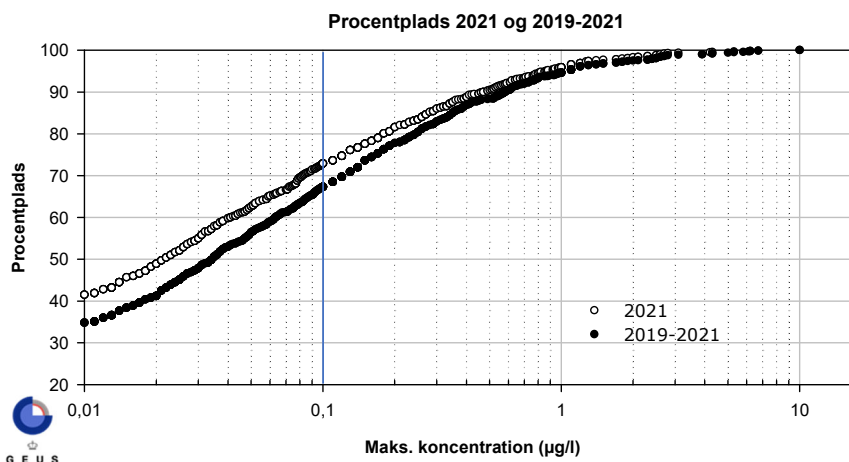
I årene 2019-2021 havde alle prøver med en overskridelse af kvalitetskravet for sum også en overskridelse af kvalitetskravet for mindst et enkeltstof. I hele grundvandsovervågningens datasæt (1990-2021) overskrider kun én prøve sumkriteriet, uden der er en overskridelse af kvalitetskravet for et enkeltstof. I denne prøve var summen af pesticider 0,54 µg/l og maksimum-koncentrationen for et enkeltstof præcis 0,10 µg/l. Opgørelser for de enkelte stoffer i 2021 og for perioden 2012-2021 fremgår af Tabel 13 og Tabel 14 (de 25 hyppigste stoffer) samt bilag 5.1 og 5.2 (alle stoffer).

Koncentrationsfordeling

Figur 37 og Figur 38 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2021 og perioden 2019-2021. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2021 eller i perioden. Fundandelen på Figur 37 angiver, hvor mange procent af indtagene, der indeholdt pesticider for hvert koncentrationsinterval. Fundandelen aftager hurtigt med stigende koncentration, men der er samtidig en meget lang 'hale' af fund over kvalitetskravet, vist samlet for indtag med koncentrationer >0,4 µg/l.



Figur 37. GRUMO. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration for GRUMO-indtag prøvetaget i 2021 og i perioden 2019-2021. Kvalitetskravet på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2021 blev der ikke påvist pesticider i 41,5 % af de undersøgte indtag, i perioden 2019-2021 ikke i 34,6 %, se Figur 38.

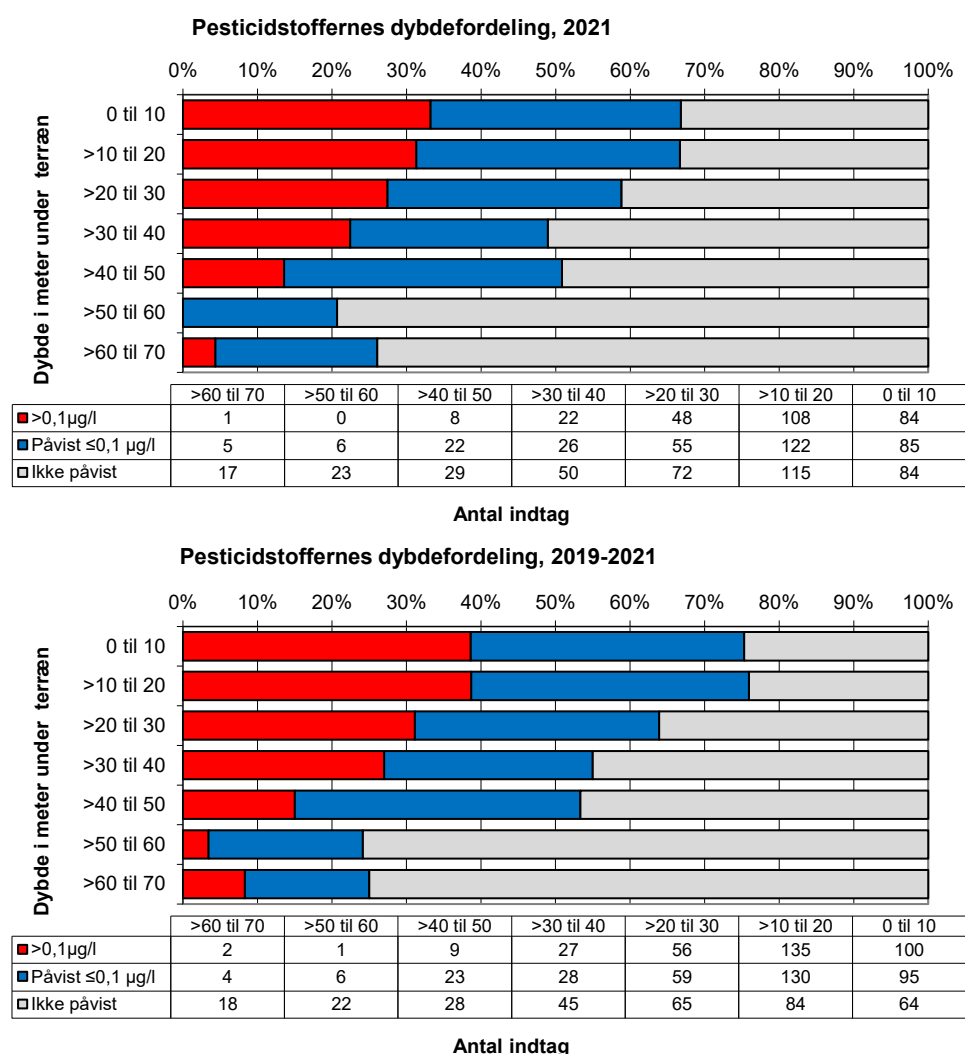


Figur 38. GRUMO. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2021 og i perioden 2019-2021. Det fremgår, at der ikke blev påvist pesticider i 2021 i 41,5 % af de undersøgte indtag, i perioden 2019-2021 ikke i 34,6 %.

Fordelingen af indtag med høje koncentrationer ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procent-pladsfordelinger med en logaritmisk skala som i Figur 38. Procentpladsen angiver placeringen i data-sættet, fx giver koncentrationen 0,2 µg/l i 2021 procentpladsen 81,6 %, hvilket viser, at den højeste pesticid-koncentration for et enkeltstof i 81,6 % af de undersøgte indtag i 2021 lå under 0,2 µg/l. Når flere indtag har samme koncentration, er de repræsenteret af ét punkt.

Dybdefordeling

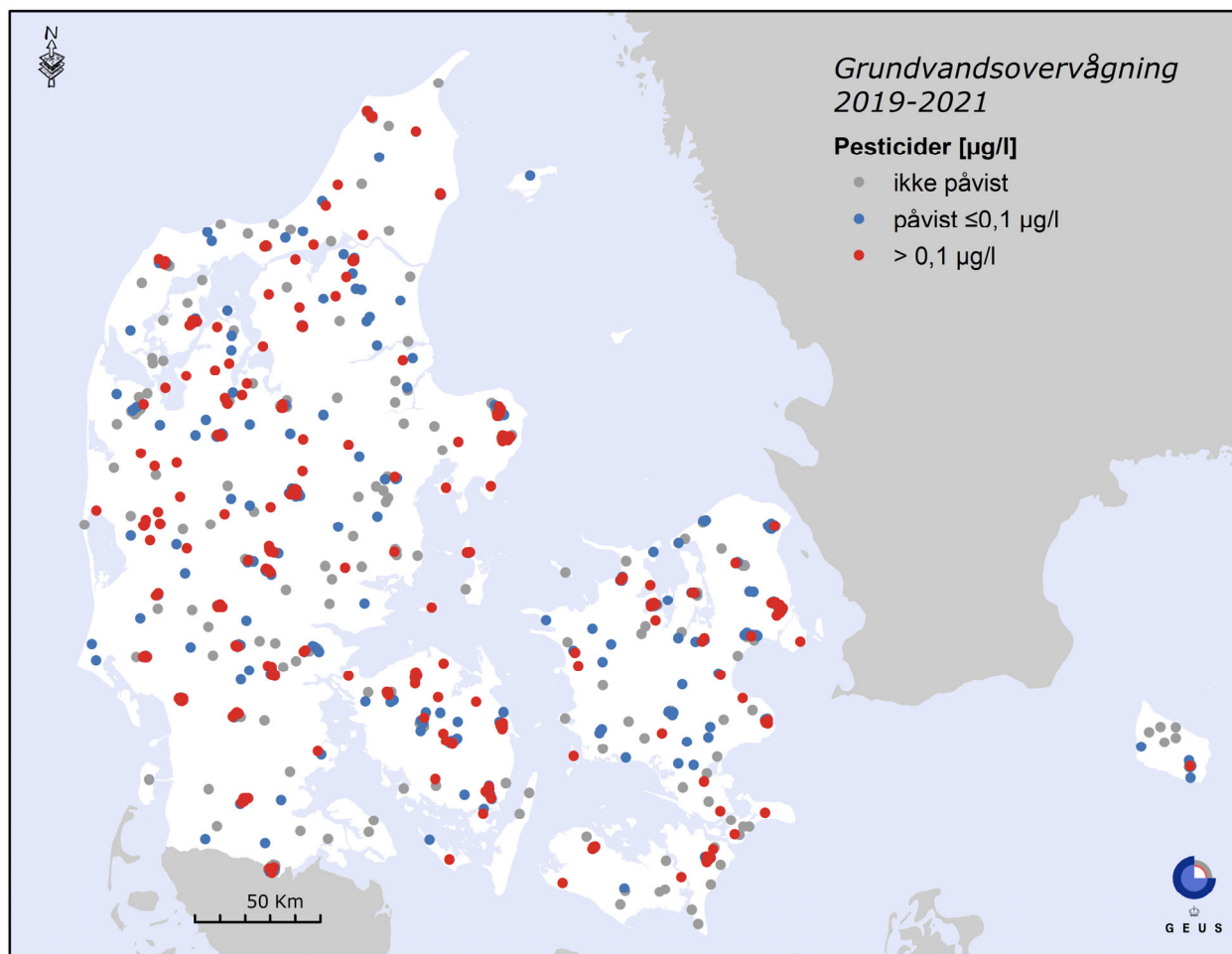
Figur 39 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder for 2021 og perioden 2019-2021. Der er for få indtag dybere end 70 m u.t. til at give en meningsfuld fordeling på de tre koncentrationsklasser. Fundandelen falder generelt med dybden i begge datasæt. I de seneste år har der været en kraftigt forøget andel med påviste pesticider i det øvre grundvand og også en øget andel med overskridelser af kvalitetskravet. I perioden 2019-2021 blev pesticider påvist i seks indtag, der havde top af indtag i mere end 100 m u.t., hvoraf ét indtag overskred kvalitetskravet. Det dybeste pesticidfund var i 158 m u.t. (DGU nr. 46. 910, indtag 1; bentazon: 0,1 µg/l; DPC: 0,028 µg/l) i et kalkmagasin lige over en saltdiapir (salthorst), hvor bentazon er påvist i alle prøver, dvs. siden 2013. Ved en saltdiapir er de geologiske lag kraftigt forstyrrede med skrånede lag og sprækker, hvor pesticider kan transporteres til stor dybde.



Figur 39. GRUMO. Pesticidstoffers dybdefordeling for GRUMO-indtag prøvetaget i 2021 og for perioden 2019-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til indtagets top. Indtag med top dybere end 70 m u.t. er ikke vist.

Geografisk fordeling af pesticider i Grundvandsovervågningen

Figur 40 viser den geografiske fordeling af pesticider i grundvandet i GRUMO-indtag i perioden 2019-2021, hvor de fleste programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang. I perioden er der påvist pesticider over- og under kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet.



Figur 40. GRUMO. Pesticidstoffers geografiske fordeling for GRUMO-indtag i perioden 2019-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Nye stoffer i grundvandsovervågningens analyseprogram i 2021

Tabel 10 viser resultaterne for 13 'nye' stoffer, der for første gang indgik i 2021, dvs. stoffer som blev tilføjet det generelle analyseprogram for grundvandsovervågningen i 2021. Det hyppigst fundne nye stof var (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre, der er et nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor. (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre blev påvist i 1,9 % af indtagene med en overskridelse af kravværdien i 0,4 % af indtagene. Det næsthypigste nye stof var pentachlorbenzen, der er et nedbrydningsprodukt fra quintozen og hexachlorbenzen, men som også har andre kilder. Pentachlorbenzen blev påvist i 1,1 % af indtagene med overskridelse af kravværdien i 0,5 % af indtagene. De øvrige nye stoffer blev påvist i få indtag ($<1 \%$ og med overskridelse af kravværdien i $<0,2 \%$), bortset fra hexachlorbenzen, som slet ikke blev påvist.

Tabel 10. GRUMO. Forekomst af 13 'nye' pesticidstoffer som blev tilføjet grundvandsovervågningens stofliste i 2021. Data fra massescreeninger indgår ikke i tabellen.

| GRUMO | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|--|--------------|----------|-----------|------------------|-----------|
| | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l |
| (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 1031 | 20 | 4 | 1,9 | 0,4 |
| Pentachlorbenzen | 1030 | 11 | 5 | 1,1 | 0,5 |
| Metamitron-desamino | 1031 | 7 | 1 | 0,7 | 0,1 |
| TFMP | 1031 | 7 | 0 | 0,7 | 0,0 |
| [(2,6-dimethylphenyl)(2-sulfoacetyl)amino]eddikesyre | 1031 | 5 | 1 | 0,5 | 0,1 |
| Metaldehyd | 1031 | 4 | 2 | 0,4 | 0,2 |
| Monuron | 1031 | 3 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| t-Sulfinyleddikesyre | 1031 | 2 | 2 | 0,2 | 0,2 |
| 2-CPP | 1031 | 2 | 1 | 0,2 | 0,1 |
| 2C6MPP | 1031 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| Imazalil | 1031 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| Imidacloprid | 1031 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| Hexachlorbenzen | 1030 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

Screening i 2021

I 2021 blev 250 udvalgte indtag screenet for 87 pesticidstoffer, som ikke tidligere har indgået i grundvandsovervågningens generelle analyseprogram (Miljøstyrelsen, 2022a). Det skal bemærkes, at detektionsgrænsen for en del af disse stoffer var hævet fra 0,01 µg/l til 0,02 µg/l eller 0,05 µg/l, hvilket alt andet lige vil give færre fund af disse stoffer.

Tabel 11 viser, at det hyppigst påviste screeningsstof var R471811 (der er et nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil. R471811 blev påvist i 11,6 % af de screenede indtag med en overskridelse af kravværdien i 3,6 %. Detektionsgrænsen var hævet til 0,02 µg/l. Chlorothalonil har været godkendt til brug som svampemiddel i hvede, kartofler, ærter, løg, porrer, solbær, ribs og jordbær på friland, samt agurker og pryddplanter på friland og i væksthuse (Miljøstyrelsen, 2022a). Chlorothalonil har ifølge Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker været solgt i Danmark i perioden 1982 til 2000 med et samlet registreret salg på 241.344 kg. Miljøstyrelsen oplyser, at chlorothalonil ikke har været godkendt til træbeskyttelse i Danmark, men har været anvendt som biocid i træmaling og bundmaling (Miljøstyrelsen, 2022a), biocidanvendelsen indgår derfor ikke i Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker.

Ifølge den fællesnordiske Spin-database (spin2000.net) har chlorothalonil haft biocidanvendelse i Danmark frem til 2003. Det samlede, registrerede chlorothalonil-salg i spin-databasen faldt fra 48 tons i 2000 til 4 tons i 2001, 2 tons i 2002 og 2 tons i 2003. I Spin-databasen er en mindre del af det danske chlorothalonil-salg registreret som anvendt i kategorierne ikke-landbrugspesticider (desinfektion og konservering) og maling- og lakprodukter, men for størstedelen af salget er der ikke redegjort for anvendelsen. Det samlede salg registreret som bekæmpelsesmiddel i Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistik (Miljøstyrelsen, 2001) var på 7,34 tons i 2000. Hvis bekæmpelsesmidlerne indgår i Spin-data, giver det et forbrug udenfor jordbruget på minimum 41 tons i 2000. Spin-databasen registrerer hovedsageligt professionelles anvendelse, hvorfor de reelle salgstal kan have været højere end opgivet, idet privates anvendelse af produkter med chlorothalonil, fx facademaling, sandsynligvis ikke indgår. Spin-salgstatistikken går kun tilbage til 2000, men det høje salgstal i 2000 antyder, at der kan have været et betydeligt biocid-salg før 2000.

Tabel 11. GRUMO. Pesticidstoffer som blev påvist i massescreeningen i 2021.

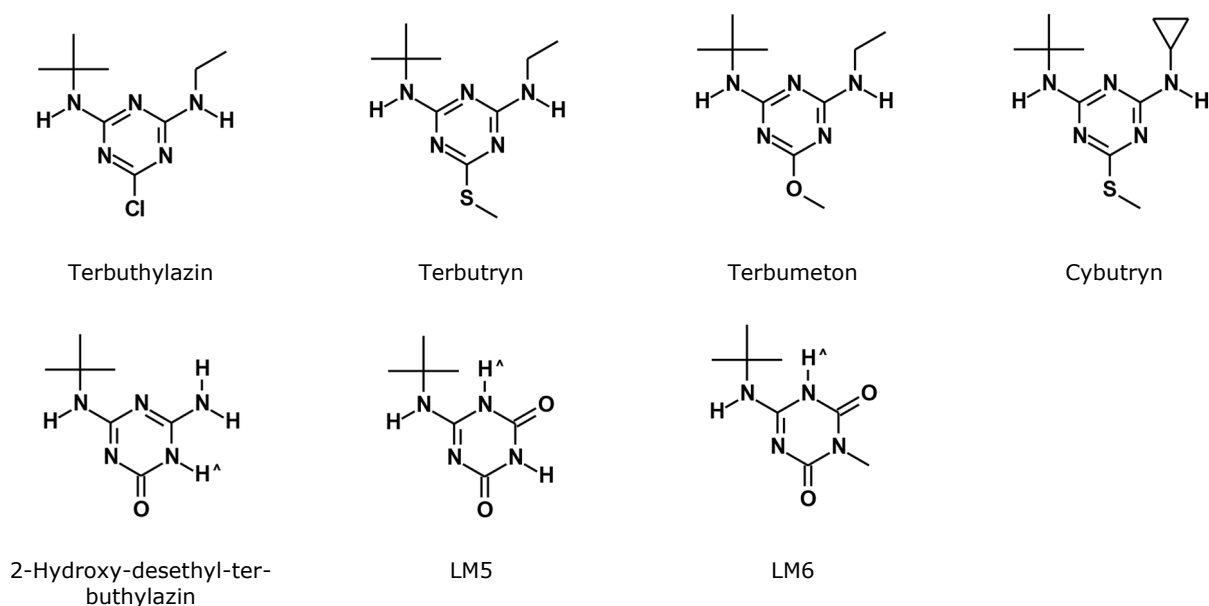
| GRUMO | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|--|--------------|----------|-----------|------------------|-----------|
| | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l |
| R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichloro-benzenesulfonat) | 250 | 29 | 9 | 11,6 | 3,6 |
| LM6 (4-(tert-butylamino)-6-hydroxy-1-methyl-1,3,5-triazin-2(1H)-one) | 250 | 18 | 11 | 7,2 | 4,4 |
| LM5 (6-(tert-butylamino)-1,3,5-triazine-2,4-diol) | 250 | 16 | 7 | 6,4 | 2,8 |
| N-[(2,3-Dihydro-1,1-dioxido-3-oxo-1,2-benzisothiazol-6-yl)methyl]methanesulfonamid | 250 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| Metazachlor metabolit BH 479-12 | 250 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| O-desmethyl-thifensulfuronsyre | 250 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| Chlorbenzen ^A | 250 | 1 | 0 | 0,4 | 0 |

^A Muligt nedbrydningsprodukt fra hexachlorbenzen og pentachlorbenzen, men er i Jupiter klassificeret og rapporteret som organisk mikroforurening og indgår derfor ikke i de generelle pesticidopgørelser.

De næsthyppigste screeningsstoffer var LM6 og LM5, se Tabel 11, der er nedbrydningsprodukter fra herbicidet terbuthylazin. LM6 blev påvist i 7,2 % af de screenede indtag med overskridelse af kravværdien i 4,4%. LM5 blev påvist i 6,4 % af de screenede indtag med overskridelse af kravværdien i 2,8 %. Begge stoffer havde en forhøjet detektionsgrænse på 0,05 µg/l. Terbuthylazin har været godkendt til bekæmpelse af ukrudt i majs og ærter, skovkulturer, frugttræer, læhegn og buske samt i planteskolekulturer (Miljøstyrelsen, 2022a). Terbuthylazin har ifølge Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker været solgt i Danmark i perioden 1973 til 2008 med et samlet registreret salg på 1.108.538 kg. Ifølge Spin-databasen er terbuthylazin ikke brugt som biocid i Danmark, men der findes kun data fra 2000 og fremefter. Derudover er biocidet terbutryn et sandsynligt moderstof til LM5 og LM6, se Figur 41, idet terbutryn kan nedbrydes til 2-hydroxy-desethyl-terbuthylazin (Simoneaux og Gould, 2008), der indgår i nedbrydningsvejen fra terbuthylazin til LM5 og LM6. Terbutryn er tilladt som biocid fortrinsvis i maling og ikke-landbrugspesticider (desinfektion og konservering), med registreret salg på 53 tons i perioden 2000-2019 (Spin-databasen), hvilket er noget mindre end terbuthylazins anvendelse som bekæmpelsesmiddel. Privates anvendelse af produkter med terbutryn er sandsynligvis ikke registreret i Spin-databasen, så de reelle salgstal har muligvis været højere end angivet.

Terbutryn er for øjeblikket under revurdering i EU (ECHA, 2022). Frigivelse af terbutryn fra danske bygningsfacader er veldokumenteret (Bollmann mfl., 2014) ligesom både terbutryn og mellemproduktet 2-hydroxy-desethyl-terbuthylazin forekommer i jord ved danske bygninger (Bollmann mfl., 2017). Hvis LM5 og LM6 til dels kommer fra terbutryn, kan det måske forklare, hvorfor der er mange fund af LM5 og LM6 uden terbuthylazins andre nedbrydningsprodukter, idet fx terbuthylazin-desethyl, desisopropyl-atrazin og DEIA kan dannes fra terbuthylazin, men ikke fra terbutryn.

Teoretisk kan LM5 og LM6 også dannes fra pesticidstofferne cybutryn (synonym: irgarol 1051) og terbutmeton, se Figur 41, ud fra de almindelige triazin-nedbrydningsveje. Ifølge Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker har cybutryn været anvendt fra 1969-1977 med et samlet registreret salg på 4.274 kg. Ifølge Spin-databasen har cybutryn været anvendt i Danmark som biocid frem til 2017 med et samlet registreret salg på 161 tons i perioden 2000-2017, hvor det årlige cybutryn biocid-salg faldt fra ca. 10-25 tons/år i perioden 2000-2008 til ca. 0,4-2 tons/år i perioden 2009-2017. Som for terbutryn indeholder Spin-databasen sandsynligvis ikke salg af produkter til private, ligesom der sandsynligvis har været et betydeligt salg inden registreringerne begyndte i 2000. Cybutryn har primært været anvendt som antifoulingmiddel, men et studie fra Schweiz har vist, at det også kan forekomme i bygningsmaterialer fx facadepuds og maling, og at det udvasker fra schweiziske bygningsfacader (Buchardt mfl., 2007). Terbutmeton er ikke registreret solgt i Danmark som plantebeskyttelsesmiddel (Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker) eller som biocid (Spin-databasen).



Figur 41. Molekylestruktur for LM5, LM6 og mulige moderstoffer. Strukturerne er gengivet ud fra strukturer i PubChem (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>). Strukturere mærket med ^ har flere tautomerer, hvor hydroxy-grupper veksler med ketoner, dvs. flere strukturer, hvor brintatomer migrerer med samtidig ombytning af en enkeltbinding med en dobbeltbinding.

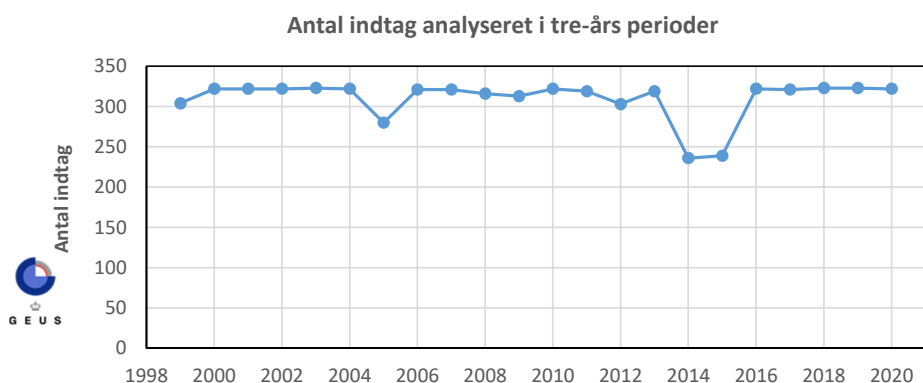
Tabel 11 viser også, at yderligere fire pesticidstoffer blev påvist i 1-2 indtag under kravværdien. Derudover er stofferne 3-methylphenol og propylenurea (1,3-propylenurea) hver fundet en enkelt gang over kravværdien. 3-methylphenol er af EU klassificeret som et biocid under synonymet *m*-cresol (EU, 2007), men kan også stamme fra andre kilder, fx tjæreforureninger. Miljøstyrelsen vurderer ud fra det nuværende vidensgrundlag, at 3-methylphenol ikke er underlagt kravværdien for pesticidstoffer (Miljøstyrelsen, 2022a). 1,3-propylenurea er sandsynligvis ikke et pesticidstof. 1,2-Propylenurea er et nedbrydningsprodukt fra propineb, men er i Pesticides Properties Database (PPDB) fejldentificeret med cas nr. for 1,3-propylenurea, som ikke er et pesticid-nedbrydningsprodukt, og som derfor heller ikke er underlagt pesticidstoffernes kravværdi.

Tidlig udvikling i den faste kerne af indtag

I dette afsnit præsenteres resultater for en fast kerne af indtag, som er prøvetaget jævnligt siden 1998. Da der er tale om udvalgte indtag, er fundandelene ikke nødvendigvis repræsentative for stationsnettet som helhed, men udviklingen over tid er sandsynligvis den samme som i resten af stationsnettet.

Opgørelser af pesticidernes tidlige udvikling kompliceres af, at der over årene har indgået forskellige indtag i måleprogrammet. GEUS har derfor udvalgt en fast kerne på 323 indtag, som er prøvetaget til pesticidanalyse nogenlunde regelmæssigt. 1998 er valgt som første år, idet analyseprogrammet før 1998 var meget anderledes, end det er i dag. Vi har valgt indtag, hvor datahullerne er på højst tre sammenhængende år, men har accepteret, at der i tidsserierne kan forekomme et enkelt datahul på fire sammenhængende år. Indtagene i den faste kerne er spredt over det meste af landet og udgør en delmængde af det oprindelige GRUMO-stationsnet, der i hvert af 73 GRUMO-områder repræsenterede oplandet til en vandforsyning, se Appendiks 2.

Den tidlige udvikling i den faste kerne bygger på treårige periodeopgørelser. Figur 42 viser, at perioderne 2004-2006, 2013-2015 og 2014-2016 (vist på årene 2005, 2014 og 2015 i Figur 42) havde færre prøvetagede indtag end resten af perioderne. Fundandelene afviger også for disse tre periodeopgørelser, hvorfor de udgår af datasættet.



Figur 42. GRUMO. Tidslig udvikling i prøvetagning af de 323 GRUMO-indtag i den faste kerne af indtag til belysning af pesticidtidsserier. Hvert år repræsenterer opgørelser af antal indtag, som er analyseret mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

Udviklingen i den generelle pesticidbelastning kan i sagens natur kun beregnes for de stoffer, der indgik i analyseprogrammerne i de enkelte programperioder. DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har meget høje fundandele sammenlignet med andre stoffer i analyseprogrammerne, se Tabel 13 og Tabel 14, men har kun været analyseret siden 2017/2018. Det må formodes, at DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har været vidt udbredte i grundvandet i en årrække, men det er ikke muligt at vurdere, hvor stort omfanget har været. Derfor kan man heller ikke beregne retvisende trends for den generelle pesticidbelastning eller den faste kerne. Det er kun muligt at beregne den tidlige udvikling for enkeltstoffer i GRUMO-indtagene.

Figur 43 og bilag 4 viser udviklingen i fundandele for udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. Stofferne er valgt ud fra, at de skal repræsentere forskellige stofgrupper, og så vidt muligt have lange tidsserier. Det skal bemærkes, at fundandelene under 3 % er meget usikre, idet 3 % svarer til 10 indtag og ændringer i enkelte indtag kan derfor påvirke udviklingen betydeligt. Figuren viser, at BAM var det hyppigst påviste af de udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. BAM's fundandele har været jævnt faldende for både fund i alt og overskridelser af kvalitetskravet. Salget af BAM's ene moderstof dichlobenil stoppede i 1996, salget af det andet moderstof chlorthiamid stoppede i 1980 (Miljøstyrelsen, 2017a). Det tredje moderstof fluopicolid kan muligvis forekomme i importeret udsæd.

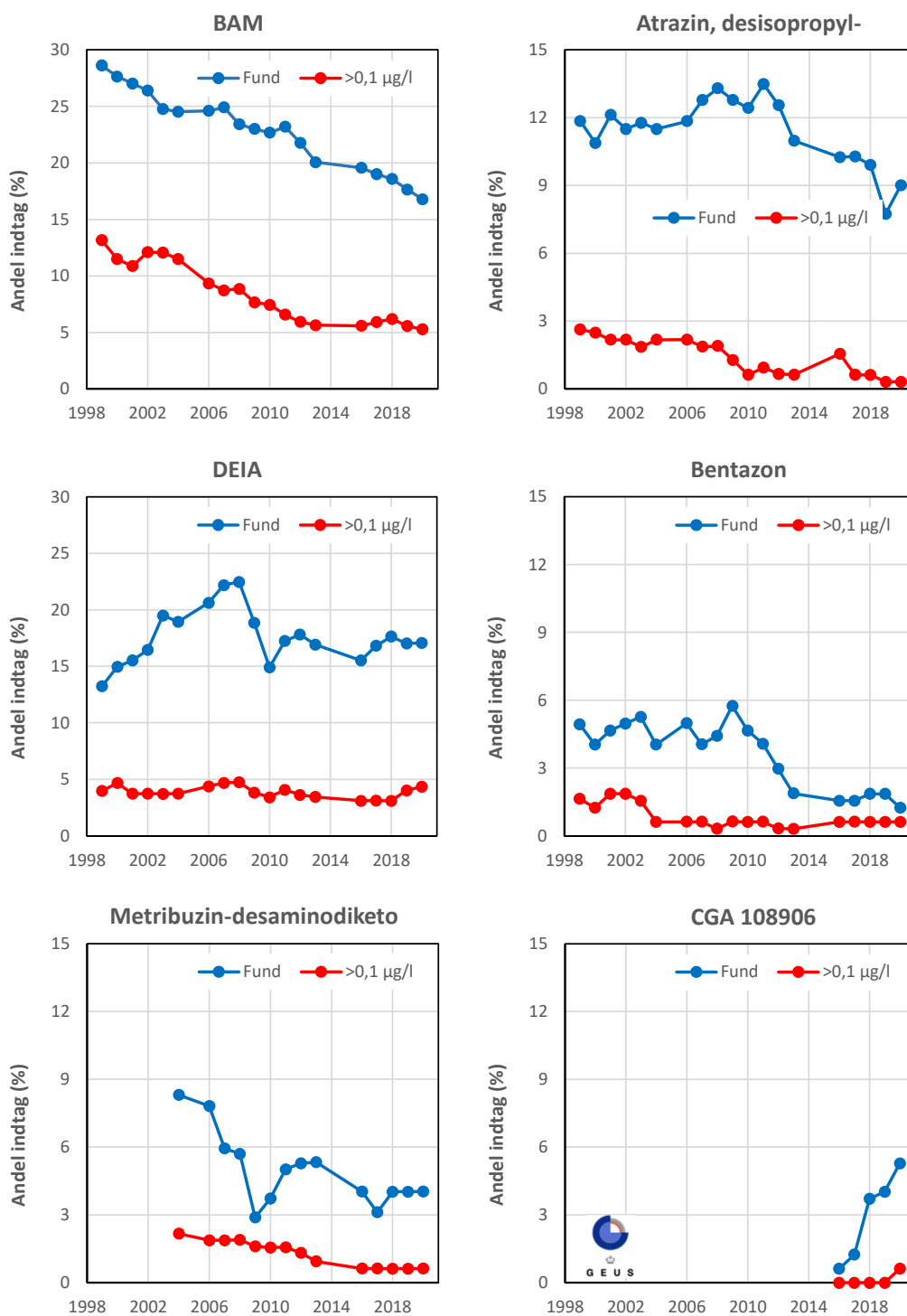
De næsthøypigste af de udvalgte stoffer er DEIA og desisopropylatrazin, som er nedbrydningsprodukter fra en række chlortriazinere, se Tabel 8, hvor anvendelsen af moderstofferne nu er forbudt. DEIA's fundandele toppede omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kvalitetskravet har været stort set konstant. Desisopropylatrazins fundandele har været faldende siden 2011, mens andelen af overskridelser af kvalitetskravet har været jævnt faldende i hele perioden, så overskridelser nu næsten ikke forekommer i den faste kerne af indtag.

Metribuzin-desaminodiketo viser en faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kvalitetskravet. Moderstoffet metribuzin blev forbudt i 2004.

Bentazons samlede fundandel har stort set været konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. Faldet i overskridelser af kvalitetskravet synes at have indtruffet allerede omkring 2004, men dette er usikkert pga. det lille antal indtag med fund over kvalitetskravet. Bentazon bruges fortsat som sprøjtemiddel, men anvendelsen blev reguleret i 1995 af hensyn til grundvandet.

For metalaxyls nedbrydningsprodukt CGA 108906 er der kun data for en kort årrække og i den har andelen af indtag med fund været kraftigt stigende. CGA 108906 viser nu også overskridelser af kvalitetskravet i den faste kerne af indtag, ligesom metalaxyls andet nedbrydningsprodukt CGA 62826, se bilag 4.

Dichlorprop, mechlorprop og hexazinon har alle lave fundandele, hvorfor man ikke kan sige meget om deres udvikling. Tidsserier for dichlorprop, mechlorprop, CGA 62826 og hexazinon fremgår af bilag 4.



Figur 43. GRUMO. Tidlig udvikling i andelen af fund af udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter i den faste kerne af indtag. Hvert år repræsenterer opgørelser af andelen af indtag, hvor stoffet er påvist mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

5.2 Vandforsyningsboringer

Datagrundlag

I dette afsnit rapporteres pesticidanalyser fra de almene vandforsynings indtag i perioden 2012-2021. Data fra vandforsyningsboringerne illustrerer forholdene i den del af grundvandet, der anvendes til drikkevand af de almene vandforsyninger. Da vandforsyningerne af mange grunde nedlægger og etablerer boringer, afspejler udviklingen i fund pr. år kun i mindre grad effekten af handleplaner rettet mod at forbedre tilstanden i grundvandsmagasinerne, men derimod vandforsyningernes håndtering af problemerne med pesticider i indvindingsboringerne (DANVA, 2018). Det skal bemærkes, at der ikke er krav om, at alle analyseresultater indberettes til Jupiter, det gælder fx driftsprøver.

I hvert års rapportering indgår kun data fra aktive vandforsyningsindtag, se bilag 8. Det betyder, at omfanget og antallet af indtag, og dermed datasættet, varierer fra år til år, fordi data fra ikke-aktive vandforsyningsindtag løbende udgår af datasættet. Indtag, som for en periode har været inaktive, kan senere inddrages igen i vandforsyningen og dermed igen indgå i datasættet. Grundvandet i vandforsyningsindtag skal som minimum analyseres for de pesticidstoffer, der fremgår af drikkevandsbekendtgørelsens pesticidliste (bekendtgørelsens bilag 2), hvor sammensætningen af stoffer har varieret over årene. Tabel 8 viser de pesticidstoffer, der var obligatoriske i 2021. Vandforsyningerne har over årene analyseret for flere stoffer end angivet i drikkevandsbekendtgørelsens pesticidliste, idet kontrollen efter drikkevandsbekendtgørelsen også skal omfatte andre pesticider, som vides at være anvendt i oplandet, og som vurderes at kunne udgøre en trussel for drikkevandsforsyningen. Data for pesticider, der ikke er en del af drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2, medtages i de generelle opgørelser af pesticidbelastningen. Bilag 5.3 og 5.4 viser en samlet oversigt over stoffer, som indgår i beregningerne, samt deres forekomst i vandforsyningsboringer. Råvandet fra indvindingsboringer skal mindst analyseres for pesticidstoffer hvert tredje-femte år, afhængig af den producerede eller distribuerede vandmængde, hvorfor der anvendes en fem-årsperiode i mange opgørelser i denne rapport.

Status for pesticider i vandforsyningsboringer

Tabel 12 viser den seneste udvikling i fund af pesticider og deres nedbrydningsprodukter i grundvand fra vandforsyningsboringer. Opgørelsen er lavet på indtagsniveau, da nogle boringer har flere indtag. Der blev i 2021 fundet mindst ét pesticid i 50,1 % af de undersøgte vandforsyningsindtag, hvor 13,4 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet, og hvor 2,3 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet for pesticidernes sum.

Tabel 12. Vandforsyning. Pesticidfund i vandforsyningsboringerne indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2017-2021. 2019-tal i parentes er opgørelser uden indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter.

| Vandforsyningsindtag | Indtag antal | | | | Indtag andel (%) | | |
|----------------------|------------------|------------------|----------------------|---------------|------------------|----------------------|---------------|
| | I alt | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l |
| 2021 | 2.393 | 1.198 | 321 | 56 | 50,1 | 13,4 | 2,3 |
| 2020 | 2.219 | 1.131 | 323 | 51 | 51,0 | 14,6 | 2,3 |
| 2019 | 3.933 (2.494) | 1.142 (1.130) | 318 (317) | 55 (55) | 29,0 (45,3) | 8,1 (12,7) | 1,4 (2,2) |
| 2018 | 2.556* | 1.043* | 284* | 50* | 40,8* | 11,1* | 2,0* |
| 2017 | 2.781* | 815* | 205* | 44* | 29,3* | 7,4* | 1,6* |
| 2017-2021 | 6.428 | 2.493 | 689 | 129 | 38,8 | 10,7 | 2,0 |

*Opgjort for boringer i stedet for indtag. Fra 2019 er pesticiddata opgjort for de enkelte vandværksindtag i stedet for (som tidligere) på boringsniveau. Databehandlingen bliver dermed identisk med grundvandsovervågningen.

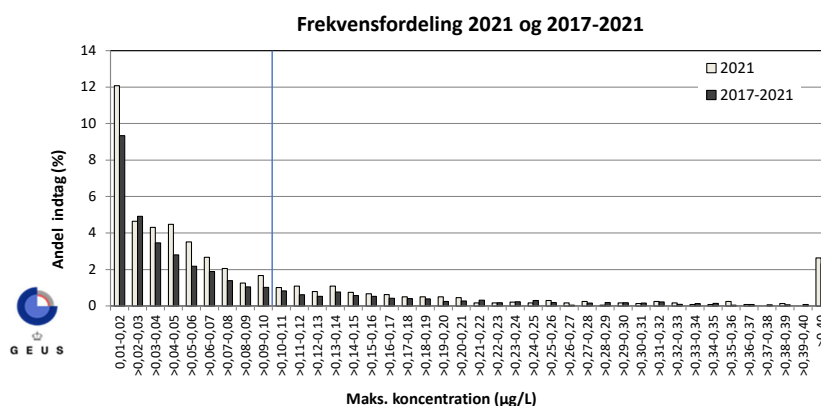
Fundandelene har været kraftigt stigende fra 2016 (25,2 %) til 2020 (51,0 %), når man for 2019 fraregner indtag, som kun blev analyseret for CTAS/chlorothalonilamidbenzoesyre. Stigningen skyldes ikke, at grundvandets tilstand er ændret væsentligt i perioden, men nærmere at vores erkendelse af tilstanden er ændret, efterhånden som flere og flere indtag blev testet for DPC, MDPC og DMS.

Tabel 12 viser også, at i perioden 2017-2021 blev pesticider fundet mindst én gang i 38,8 % af de undersøgte indtag, hvor 10,7 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet. Kvalitetskravet for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 2,0 % af de undersøgte indtag. Opgørelsen for perioden 2017-2021 viser mindre fundandele end i 2021. Dette skyldes sandsynligvis, at indtag med pesticidfund prøvetages hyppigere end indtag uden pesticider.

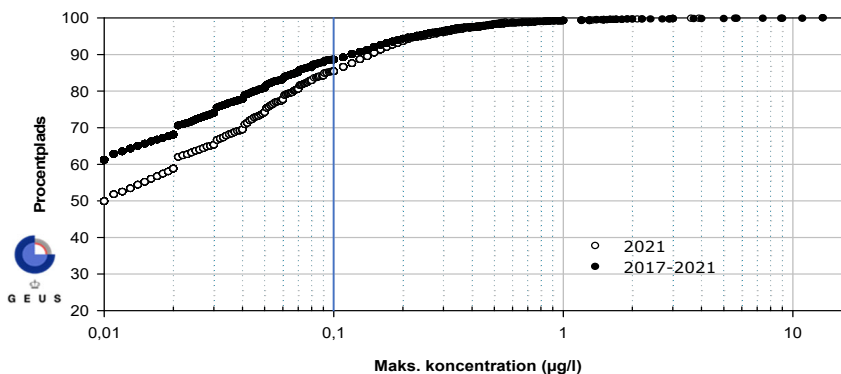
I det samlede datasæt for vandforsyningsboringerne er der ingen overskridelse af kvalitetskravet for sum af påviste pesticider, uden at der også er mindst én overskridelse af kvalitetskravet for et enkeltstof.

Koncentrationsfordeling i vandforsyningsboringer

Figur 44 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2021 og i perioden 2017-2021. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2021 eller 2017-2021. Når man sammenligner frekvensfordelingerne i GRUMO-indtag (Figur 37), med vandforsyningsindtagene (Figur 44) udgør indtag med høje pesticidkoncentrationer en mindre andel af vandforsyningsindtagene. Dette afspejler, at vandforsyningerne gennemsnitligt indvinder fra større dybde end GRUMO-indtag. Samtidig afspejler det vandforsyningernes evne til at etablere nye boringer, når pesticidkoncentrationen overskrider kvalitetskravet, se også Appendiks 2. Enkelte boringer har meget høje pesticidkoncentrationer, hvilket ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procentpladsfordelinger, se Figur 45.



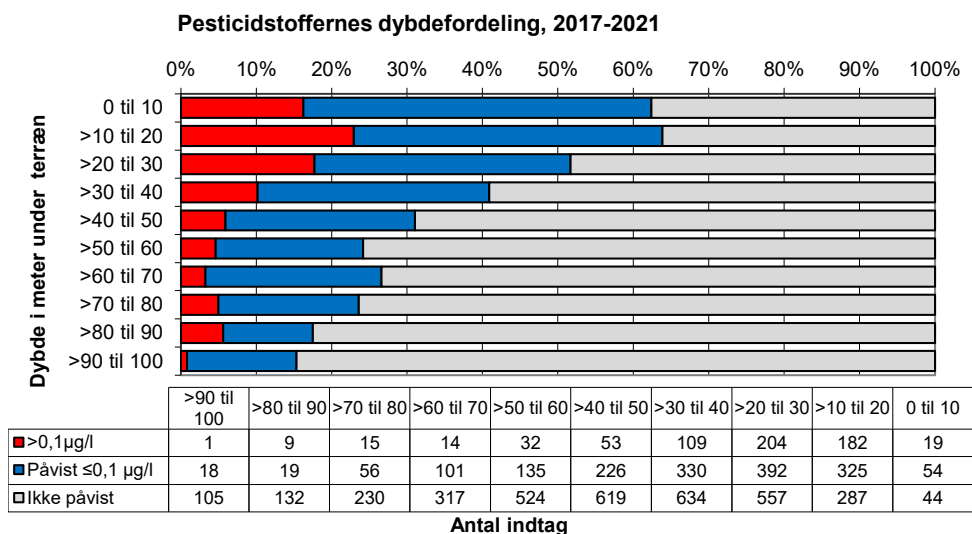
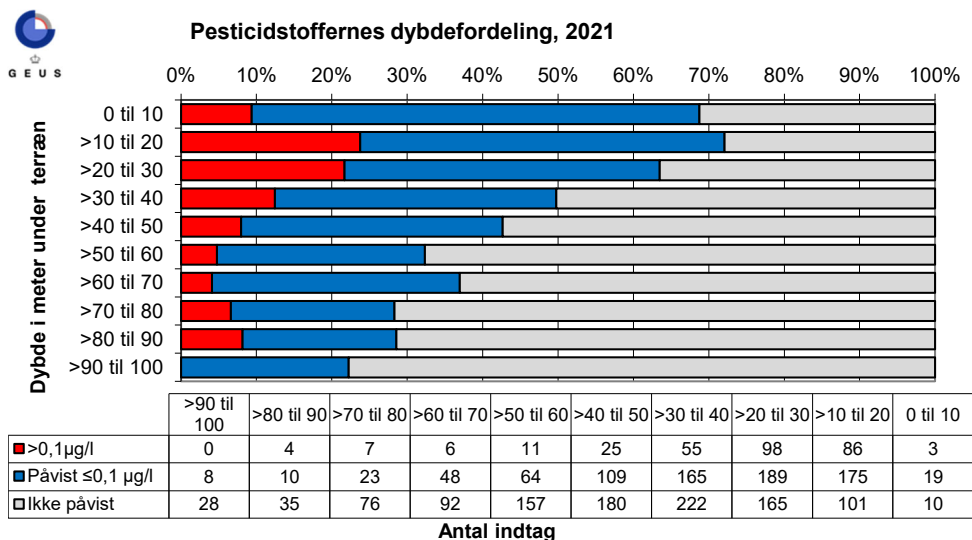
Figur 44. Vandforsyning. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for indtag prøvetaget i 2021 og for perioden 2017-2021. Kvalitetskravet på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2021 blev der ikke påvist pesticider i 49,9 % af de undersøgte indtag, i perioden 2017-2021 blev der ikke påvist pesticider i 61,2 % af de undersøgte boringer, se Figur 45.



Figur 45. Vandforsyning. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for vandforsyningsindtag prøvetaget i 2021 og for perioden 2017-2021. Det fremgår, at der i 2021 ikke blev påvist pesticider i 49,9 % af de undersøgte indtag, og i perioden 2017-2021 i 61,2 % af de undersøgte indtag.

Vandforsyningernes indvindingsdybde og fund af pesticider

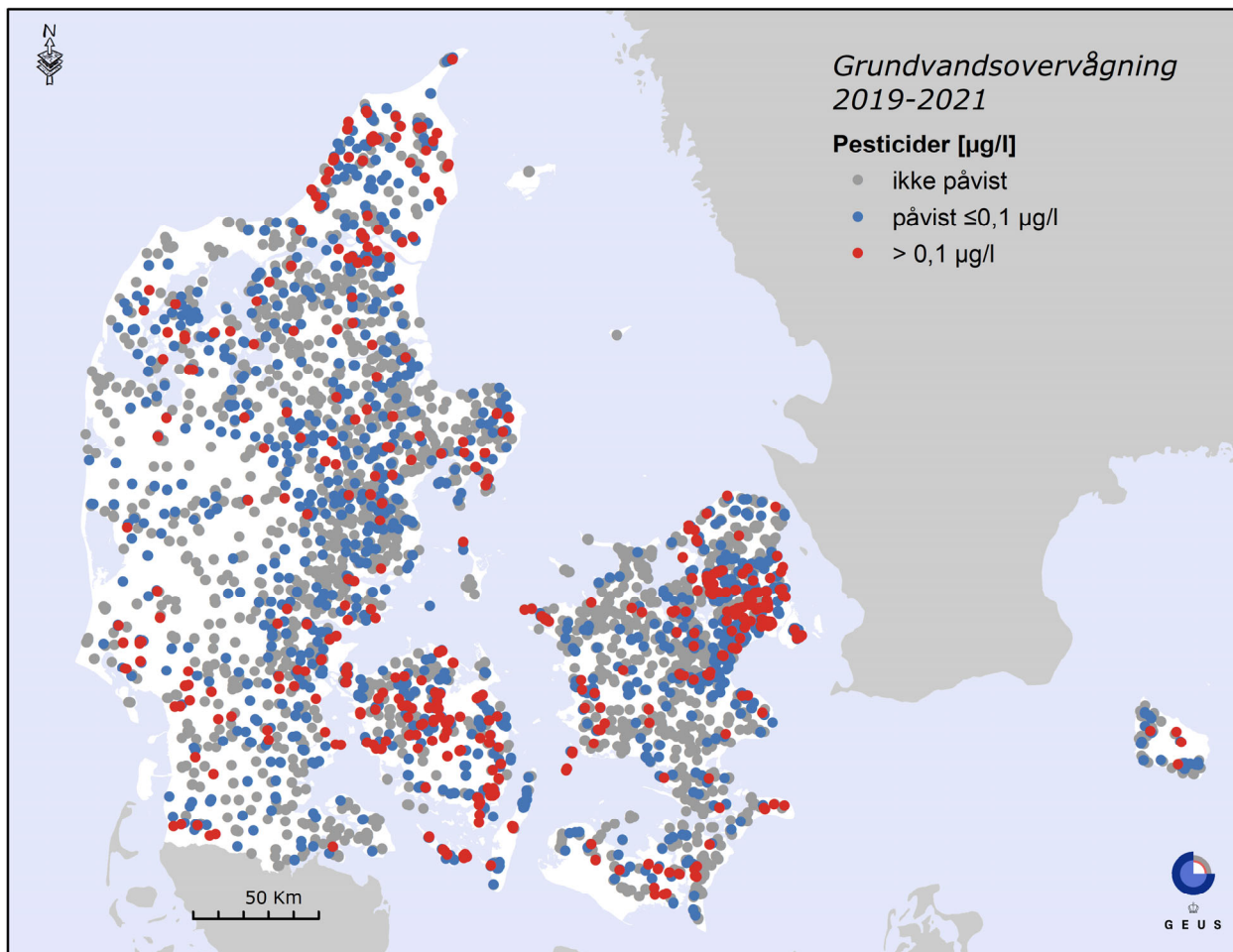
Figur 46 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2021 og perioden 2017-2021 i vandforsyningernes indtag. Fundandele og overskridelser af kvalitetskravet er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden. I perioden 2017-2021 blev pesticidstoffer påvist mindst én gang i 29 indtag med filtertop dybere end 100 m u.t., heraf tre indtag over 0,1 µg/l. Dybdefordelingerne er ikke direkte sammenlignelige med de tilsvarende figurer for GRUMO, idet GRUMO-indtag som regel kun er 0,5-2 m lange, hvorimod vandforsyningsindtag oftest er betydeligt længere.



Figur 46. Vandforsyning. Pesticidstoffers dybdefordeling for indtag prøvetaget i 2021 og for perioden 2017-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til indtagets top. Indtag med top dybere end 100 m er ikke vist.

Geografisk fordeling af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter

Figur 47 viser den geografiske fordeling af grundvandets pesticidindhold i vandforsyningsindtag i perioden 2017-2021. Pesticidfund og overskridelser af kvalitetskravet er udbredte i hele landet, men der synes at være en øget forekomst af overskridelser i det nordligste Jylland, Fyn og i hovedstadsområdet. Dette hænger til dels sammen med at vandforsyningsboringerne i det vestlige Jylland syd for hovedopholdslinjen generelt er meget dybe, se Appendiks 2.



Figur 47. Vandforsyning. Pesticidstoffers geografiske fordeling for vandforsyningernes indtag opgjort for fem-årsperioden 2017-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). Femårsperioden er valgt, da aktive boringer skal prøvetages mindst hvert femte år. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

5.3 Sammenligning af hyppigt fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningen og vandforsyningsindtag

Tabel 13 viser for 2021 de 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag. Tabel 14 viser til sammenligning, hvilke 25 stoffer, der hyppigst er fundet over de sidste 10 år i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag, der var aktive i 2021. Stofferne er listet med faldende relativ hyppighed indenfor hvert program. I tabellerne vises kun stoffer, som er analyseret i mindst 100 indtag. Bilag 5.3 og 5.4 viser alle stoffer indrapporteret for vandforsyningsboringer i 2021 og 2012-2021, herunder stoffer analyseret i prøver fra mindre end 100 indtag. Bilag 5.1 og 5.2 viser tilsvarende opgørelser for alle stoffer i Grundvandsovervågningen. Ti-års-opgørelserne bruges bl.a. i den årlige opdatering af drikkevandsbekendtgørelsens pesticidliste.

Tabel 13. GRUMO & vandforsyning. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2021 i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag, der var aktive i 2021. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 5.1 og 5.3, der viser alle analyserede stoffer.

| GRUMO-indtag 2021 | | | Vandforsyningsindtag 2021 | | |
|---|-----------------|------------------|---|-----------------|------------------|
| Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) | Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) |
| DPC (desphenyl chloridazon) | 25,0 | 13,2 | DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 33,5 | 7,8 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 21,9 | 3,1 | DPC (desphenyl chloridazon) | 22,8 | 6,0 |
| 1,2,4-Triazol | 13,7 | 5,6 | BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 14,7 | 1,4 |
| MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon) | 13,5 | 4,9 | MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon) | 5,5 | 0,7 |
| R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichlorobenzenesulfonat) ^a | 11,6 | 3,6 | (2,6-dimethyl-phenylcarbomoyl)-methansulfonsyre ^b | 4,9 | 0,2 |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 10,1 | 2,8 | Bentazon | 3,0 | 0,1 |
| DEIA | 7,5 | 0,7 | Dimethachlor ESA | 2,3 | 0,3 |
| LM6 (4-(tert-butylamino)-6-hydroxy-1-methyl-1,3,5-triazin-2(1H)-one) ^a | 7,2 | 4,4 | Alachlor ESA | 1,4 | 0,3 |
| LM5 (6-(tert-butylamino)-1,3,5-triazine-2,4-diol) ^a | 6,4 | 2,8 | 4-CPP | 1,4 | 0,2 |
| Atrazin, desisopropyl- | 3,9 | 0,1 | Metribuzin-desamino-diketo | 1,4 | 0,1 |
| CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre - R417888) | 3,2 | 0,8 | 1,2,4-Triazol | 1,3 | 0,0 |
| CGA 108906 | 2,4 | 0,5 | CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre - R417888) | 1,2 | 0,0 |
| Atrazin, desethyl- | 2,2 | 0,1 | CGA 108906 | 1,0 | 0,0 |
| Bentazon | 2,0 | 0,6 | Hexazinon | 1,0 | 0,1 |
| Metribuzin-desamino-diketo | 1,9 | 0,2 | DEIA | 0,9 | 0,1 |
| Atrazin | 1,9 | 0,2 | Dimethachlor OA | 0,8 | 0,0 |
| (2,6-dimethyl-phenylcarbomoyl)-methansulfonsyre | 1,9 | 0,4 | [(2,6-Dimethylphenyl)(2-sulfoacetyl)amino]eddikesyre ^b | 0,7 | 0,0 |
| N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanin | 1,8 | 0,3 | Metazachlor ESA | 0,7 | 0,3 |
| Dimethachlor ESA | 1,6 | 0,4 | Mechlorprop | 0,7 | 0,1 |
| Mechlorprop | 1,2 | 0,3 | Dichlorprop | 0,7 | 0,1 |
| PPU (IN70941) | 1,2 | 0,1 | N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanin | 0,6 | 0,0 |
| Pentachlorbenzen | 1,1 | 0,5 | 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre | 0,6 | 0,1 |
| Dichlorprop | 1,0 | 0,3 | AMPA | 0,5 | 0,1 |
| 4-CPP | 0,9 | 0,2 | 2,6-Dichlorbenzosyre | 0,5 | 0,0 |
| 2,6-Dichlorbenzosyre | 0,9 | 0,2 | Atrazin, hydroxy- | 0,5 | 0,0 |

a) Kun analyseret i 250 indtag.

b) Kun analyseret i 807-838 indtag

Tabel 14. GRUMO & vandforsyning. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i GRUMO-indtag (2012-2021) og vandforsyningsindtag (2012-2021), der var aktive i 2021. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 5.2 og 5.4, der viser alle analyserede stoffer.

| GRUMO-indtag 2012-2021 | | | Vandforsyningsindtag 2012-2021 | | |
|---|-----------------|------------------|---|-----------------|------------------|
| Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) | Stofnavn | Med fund (%) | >0,1 µg/l (%) |
| DPC (desphenyl chloridazon) | 28,7 | 16,0 | DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 24,5 | 6,0 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 28,4 | 4,9 | DPC (desphenyl chloridazon) | 17,2 | 4,9 |
| 1,2,4-Triazol | 24,6 | 7,0 | BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 14,0 | 1,7 |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 16,6 | 5,4 | (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre ^c | 5,6 | 0,3 |
| MDPC (Methyl-desphenyl-chloridazon) | 16,2 | 5,6 | MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon) | 4,3 | 0,6 |
| DEIA | 15,7 | 2,6 | Bentazon | 2,4 | 0,1 |
| R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichlorobenzenesulfonat) ^a | 11,6 | 3,6 | Dimethachlor ESA | 2,3 | 0,5 |
| Atrazin, desisopropyl- | 10,5 | 1,0 | DEIA | 1,6 | 0,1 |
| LM6 (4-(tert-butylamino)-6-hydroxy-1-methyl-1,3,5-triazin-2(1H)-one) ^a | 7,2 | 4,4 | Alachlor ESA | 1,6 | 0,2 |
| LM5 (6-(tert-butylamino)-1,3,5-triazine-2,4-diol) ^a | 6,4 | 2,8 | 4-Nitrophenol | 1,5 | 0,1 |
| Didealkyl-hydroxyatrazin | 6,2 | 0,9 | 4-CPP | 1,2 | 0,2 |
| CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre, R417888) | 6,0 | 1,3 | 1,2,4-Triazol | 1,1 | 0,0 |
| Metribuzin-desamino-diketo | 5,4 | 1,1 | Alachlor OA ^b | 1,1 | 0,0 |
| Metribuzin-diketo | 4,6 | 0,7 | Hexazinon | 1,1 | 0,1 |
| Atrazin, desethyl- | 4,5 | 0,9 | CGA 108906 | 1,0 | 0,1 |
| Bentazon | 4,5 | 1,4 | Mechlorprop | 1,0 | 0,1 |
| CGA 108906 | 4,0 | 0,6 | 2,6-Dichlorbenzoesyre | 1,0 | 0,0 |
| N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanin | 3,2 | 0,6 | Metribuzin-desamino-diketo | 0,9 | 0,0 |
| Atrazin | 3,1 | 0,3 | 0841_Dichlorprop | 0,9 | 0,1 |
| 2,6-Dichlorbenzoesyre | 2,7 | 0,2 | CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre, R417888) | 0,9 | 0,1 |
| Deisopropyl-hydroxyatrazin | 2,1 | 0,0 | Atrazin, desethyl- | 0,8 | 0,1 |
| (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 2,0 | 0,4 | Glyphosat | 0,7 | 0,1 |
| Glyphosat | 1,7 | 0,3 | [(2,6-Dimethylphenyl)(2-sulfoacetyl)amino]eddikesyre ^c | 0,7 | 0,0 |
| AMPA | 1,7 | 0,3 | Metazachlor ESA | 0,7 | 0,4 |
| Hexazinon | 1,7 | 0,3 | Dimethachlor OA | 0,6 | 0,0 |

- a) Kun analyseret i 250 indtag.
b) Kun analyseret i 284 indtag.
c) Kun analyseret i 860-900 indtag.

Desphenylchloridazon (DPC) og methyldesphenylchloridazon (MDPC) er nedbrydningsprodukter fra herbicidet chloridazon, som blev solgt i Danmark fra 1964 til 1996 (Miljøstyrelsen, 2017a) overvejende til brug i bederoer (sukkerroer og fodersukkerroer). Chloridazon har ikke været godkendt i Danmark siden 1996. Miljøstyrelsen igangsatte i 2017 en screeningsundersøgelse af stoffernes forekomst i udvalgte GRUMO-indtag (Miljøstyrelsen, 2017b) efter fund i flere regioners punktkildeundersøgelser. Pr. 27. oktober 2017 blev boringskontrollens pesticidliste (drikkevandsbekendtgørelsen) udvidet med DPC og MDPC og i 2018 kom stofferne på grundvandsovervågningens stoffliste. DPC var det hyppigst påviste pesticid i grundvandsovervågningen i 2021, idet stoffet blev påvist i 25,0 % af de undersøgte indtag (13,2 % over kvalitetskravet). MDPC blev i 2021 påvist i 13,5 % af de undersøgte indtag (4,9 % over kvalitetskravet). I vandforsyningernes indtag blev DPC i 2021 påvist i 22,8 % af de undersøgte indtag (6,0 % over kvalitetskravet). MDPC's fundandele var betydeligt lavere med fund i 5,5 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 0,7 %.

N,N-dimethylsulfamid (DMS) er et nedbrydningsprodukt fra fungiciderne tolylfluamid, dichlofluamid og cyazofamid (Badawi m.fl., 2023). Tolylfluamid var godkendt til bekæmpelse af svampesygdomme i frugt- og bærproduktion i perioden 1973-2007 (Miljøstyrelsen, 2018b). Tolylfluamid var tidligere godkendt til bejdsning af frø til eksport. Dichlofluamid var godkendt til frugt- og bærproduktion i perioden 1966-1974 med stort set samme anvendelsesområde som tolylfluamid, men blev hovedsagelig anvendt i en kortere periode på 3 år (Miljøstyrelsen, 2018b). Tolylfluamid og dichlofluamid har desuden haft en række biocidanvendelser såsom træbeskyttelse og konservering af overfladefilm i udendørsmaling. Danmarks Farve- og Limindustri har oplyst til Miljøstyrelsen, at tolylfluamid og dichlofluamid ikke længere anvendes i produkter fra deres medlemmer og blev udfaset i perioden 2008-2015. Cyazofamid har været solgt i perioden 2004-2023 til sprøjtning af kartofler. Miljøstyrelsen har med virkning fra 30. januar 2023 tilbagekaldt godkendelserne af produkter med cyazofamid. Der er fastsat frist for salg til detailedt samt frist for anvendelse og besiddelse til hhv. 1. marts og 1. maj 2023 pga. risiko for uacceptabel udvaskning af DMS og DMSA til grundvand. DMS er persistent med en rapporteret halveringstid i overjord på 1.325 dage i jord (ECHA, 2016). Nye forsøg (Albers mfl., 2022) viser dog at DMS til dels nedbrydes i overjorden, hvorimod det er meget persistent i dybere lag. Kombinationen af moderstoffernes hyppige anvendelse som sprøjtemiddel over en lang periode og udbredte biocidanvendelse i bebyggede områder, ingen tilbageholdelse af DMS i jord, samt høj persistens giver samlet set en meget høj risiko for udvaskning af DMS til grundvandet. Per 1. juli 2018 kom DMS på drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2. DMS var i 2021 det hyppigst påviste pesticid i vandforsyningernes indtag med fund i 33,5 % (7,8 % over kvalitetskravet). I 2019 kom DMS på grundvandsovervågningens stoffliste, hvor DMS i 2021 blev påvist i 21,9 % af de undersøgte indtag (3,1 % over kvalitetskravet). De lavere fundandele i GRUMO skyldes sandsynligvis, at GRUMO-indtag fortrinsvis ligger i det åbne land, hvor de ikke 'fanger' DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i tæt-bebyggede områder.

1,2,4-triazol er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-stoffer, der har, eller har haft, anvendelse i jordbruget fx fungiciderne triadimenol, triadimefon, bitertanol, tebuconazol, propiconazol, epoxiconazol, difenoconazol, prothioconazol, mefentrifluconazol samt herbicidet amitrol. Derudover kan lave 1,2,4-triazol-koncentrationer i grundvandet under byområder stamme fra udbredt og fortsat brug af triazolfungicider, ofte propiconazol, i træbeskyttelsesmidler (Albers mfl., 2022) Bejdsemidler med triazolfungicider i landbruget kan også bidrage til 1,2,4-triazol i grundvandet (Albers mfl., 2021). Endelig kan der være andre kilder til 1,2,4-triazol, fx anvendes stoffet i udlandet som nitrifikationshæmmer ved udbringning af gødning (fx Triferto Fertilizers, 2021). Fra 2018 indgik 1,2,4-triazol i grundvandsovervågningens stoffliste. I 2021 blev 1,2,4-triazol fundet i 13,7 % af de undersøgte GRUMO-indtag (5,6 % over kvalitetskravet). Pr. 1. juli 2018 kom 1,2,4-triazol på boringskontrollens pesticidliste (drikkevandsbekendtgørelsen). I vandforsyningernes indtag blev 1,2,4-triazol i 2021 påvist i 1,3 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kvalitetskravet. Fund og overskridelser i vandforsyningsindtagene er dermed væsentligt mindre end i GRUMO-indtag, men der er ikke nogen umiddelbar forklaring på, hvorfor det forholder sig sådan.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) er et nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil (salg 1969-1996) og chlorthiamid (salg 1965-1980). Disse moderstoffer blev hovedsageligt brugt på gårdspladser, indkørsler og andre befæstede arealer, samt i frugt- og bærproduktion. BAM er også et nedbrydningsprodukt fra fungicidet fluopicolid, der bruges til bejdsning af udsæd. Fluopicolid må ikke anvendes til bejdsning i Danmark, men man kan lovligt importere udsæd, som er bejdsset med fluopicolid, da stoffet er godkendt i EU. Der findes ikke data for eventuelle mængder af importeret udsæd bejdsset med fluopicolid. Da fluopicolid

er et fungicid, kunne stoffet i teorien også have haft biocidanvendelser i stil med DMS' moderstoffer, men Miljøstyrelsen oplyser, at fluopicolid ikke er opført på listen over eksisterende biocidaktivstoffer, og der er ikke registreret produkter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen, hvor det indgår som aktivstof. BAM har historisk været et af de hyppigst påviste nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. Der er i grundvandsovervågningen en lang tidsserie med BAM, som viser at belastningen er aftagende, se Figur 43. I 2021 blev BAM påvist i 10,1 % af de undersøgte GRUMO-indtag (2,8 % over kvalitetskravet). I vandforsyningernes indtag blev BAM i 2021 påvist i 14,7 % af de undersøgte indtag (1,4 % over kvalitetskravet).

Chlorothalonils nedbrydningsprodukter. Chlorothalonil er et fungicid som ifølge Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker har været solgt i perioden 1982-2000 (Miljøstyrelsen, 2017a). Ligesom DMS' moderstoffer har chlorothalonil været brugt både som sprøjtemiddel og som biocid fx i facademaling (Lassen mfl., 2001). Anvendelsen i maling indgår ikke i Miljøstyrelsens salgsstatistik. Ifølge den fællesnordiske Spin-database (spin2000.net) har chlorothalonil haft biocidanvendelse i Danmark frem til 2003. Chlorothalonils nedbrydningsprodukt chlorothalonilamidsulfonsyre (CTAS, R417888) kom på drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 den 10. maj, 2019. I 2021 blev CTAS fundet i 3,2 % af de undersøgte GRUMO-indtag (0,8 % over kvalitetskravet). I vandforsyningernes indtag blev CTAS i 2021 påvist i 1,2 % af indtagene uden overskridelse af kvalitetskravet. Et andet nedbrydningsprodukt R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichlorobenzenesulfonat) blev testet i grundvandsovervågningens screeningsprogram i 2021 (Miljøstyrelsen, 2022a) med fund i 11,6 % af de undersøgte indtag (3,6 % over kravværdien). R471811 er dermed langt mere udbredt end CTAS og forekommer i højere koncentrationer.

Triazinerne er en stor stofgruppe, der tidligere var bredt anvendt ikke mindst i landbruget, hvor de i dag er forbudt at anvende bortset fra sulfunylurea-herbicer, der indeholder en triazin-ring (fx tribenuron-methyl, metsulfuron-methyl og triflusaluron-methyl), men oftest ikke inkluderes i gruppen af triaziner. En række forskellige triaziner har været anvendt som biocider, fx terbutryn og cybutryn, hvor terbutryn fortsat er tilladt. Triazinerne og de tilhørende nedbrydningsprodukter er blandt de hyppigst fundne stoffer i GRUMO-indtag, men var noget sjældnere i vandforsyningernes indtag. I grundvandsovervågningen er fundandelene typisk betydeligt højere for perioden 2012-2021 end for 2021, hvilket passer godt med de faldende fundandele i den faste kerne af GRUMO-indtag (Figur 43). DEIA (desethyl-desisopropylatrazin) var det hyppigste triazin med fund i 15,7 % af GRUMO-indtagene (2,6 % over kvalitetskravet) i 2012-2021 og 7,5% (0,7 % over kvalitetskravet) i 2021. DEIA kan stamme fra mindst fire forskellige chlortriaziner (atrazin, terbuthylazin, simazin og cyanazin), idet deres molekylære struktur kun er forskellig for enkelte sidegrupper. Når sidegrupperne fraspaltes, har nedbrydningsprodukterne, fx DEIA, identisk struktur. I 2021 blev terbuthylazins to nedbrydningsprodukter LM5 og LM6 påvist i grundvandsovervågningens massescreening. LM6 blev påvist i 7,2 % (4,4 % over kvalitetskravet) og LM5 blev påvist i 6,4 % af de testede indtag (2,8 % over kvalitetskravet). Detektionsgrænsen var for begge stoffer hævet fra det normale 0,01 µg/l til 0,05 µg/l, hvilket sandsynligvis har givet en underestimering af stoffernes forekomst. Over årene er triazinoner også hyppigst påvist i grundvandsovervågningen. I perioden 2012-2021 blev metribuzin-desamino-diketo fx påvist i 5,4 % af GRUMO-indtagene (1,1 % over kravværdien), men i 2021 blev metribuzin-desamino-diketo kun påvist i 1,9 % (0,9 % over kravværdien), hvilket passer godt med de faldende fundandele i den faste kerne af GRUMO-indtag (Figur 43). Metribuzin-desamino-diketo er et nedbrydningsprodukt fra triazinon-herbicidet metribuzin, som tidligere var aktivstof i ukrudtsmidler til kartofler.

Metalaxyl/metalaxyl-M har tidligere været anvendt som fungicid til sprøjtning af kartofler. Metalaxyl-/metalaxyl-M har også været brugt til bejdsning af udsæd fx vinterraps. Da metalaxyl/metalaxyl-M er et fungicid, kunne stoffet i princippet også have haft biocidanvendelser i stil med DMS' moderstoffer, men Miljøstyrelsen oplyser, at metalaxyl/metalaxyl-M ikke er opført på listen over eksisterende biocidaktivstoffer. CGA 108906 er nu det hyppigst påviste metalaxyl-nedbrydningsprodukt i grundvandsovervågningen og blev i 2021 påvist i 2,4 % af indtagene (0,5 % over kvalitetskravet) og i 1,0 % af de undersøgte vandforsyningsindtag (0,0 % over kvalitetskravet). Forekomsten er kraftigt stigende i den faste kerne af GRUMO-indtag.

Chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter. Chloroacetaniliderne er en gruppe herbicer, hvor grundstrukturen er dialkylanilin med forskellige sidegrupper. Chloroacetaniliderne blev anvendt i landbrug og frilandsgartnerier til ukrudtsbekæmpelse og nedvisning. Dimethachlor blev solgt i perioden 1981-1990 med et samlet salg på 161 ton, alachlor blev solgt i perioden 1970-1986 med et samlet salg på 116 ton

og propachlor blev solgt i perioden 1968-1997 med et samlet salg på 134 ton (Miljøstyrelsen, 2017a). Metazachlor har aldrig været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. To typer nedbrydningsprodukter OA (-oxoacetic acid) og ESA (-oxoethanesulfonic acid) går igen for alle stofferne, når sidegruppen med chloratomet omdannes, men derudover dannes en række andre nedbrydningsprodukter. Der foreligger analyse-resultater i varierende grad fra 2019 og fremefter. I 2021 var dimethachlors nedbrydningsprodukt (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre (syreformen af CGA369873) det hyppigst forekommende chloroacetanilid i både vandforsyningernes indtag (fund i 4,9 % af de undersøgte indtag, 0,2 % over kravværdien) og grundvandsovervågningen (fund i 1,9 % af de undersøgte indtag, 0,4 % over kravværdien). En række andre chloroacetanilid nedbrydningsprodukter (dimethachlor ESA, alachlor ESA, dimethachlor OA, [(2,6-dimethylphenyl)(2-sulfoacetyl)amino]eddikesyre, metazachlor ESA mfl.) er fundet i op til et par procent af de undersøgte vandforsyningsindtag og i mindre grad i grundvandsovervågningens indtag.

Rimsulfurons nedbrydningsprodukter PPU og PPU-desamino har ikke været analyseret i GRUMO siden 2015, men i 2020 kom stofferne tilbage i grundvandsovervågningens stoffliste. Rimsulfuron har haft en begrænset anvendelse som ukrudtsmiddel i kartofler i perioden 2001-2019. Rimsulfurons anvendelse har været forbudt siden 2012, men Miljøstyrelsen har frem til 2019 givet dispensationer og det årlige forbrug i årene 2017-2019 har været højere end alle tidligere år (Miljøstyrelsen, 2017a, 2021c), bortset fra 2011, hvor der var hamstring inden forbuddet. Det gennemsnitlige salg i 2001-2019 var 199 kg/år. Nedbrydningsproduktet PPU blev i 2021 påvist i 1,2% af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 0,1 %. Nedbrydningsproduktet PPU-desamino blev ikke påvist. I grundvandsovervågningen blev PPU i 2021 kun fundet i det terrænnære grundvand, det dybeste indtag med PPU var 17,2 m under terræn (overkant af indtag) og 9 ud af 13 fund var mindre end 10 m u.t.

Referencer: Pesticider Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2001: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2000. Salg 1998, 1999 og 2000: Behandlingshyppighed 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10, 2001.

Miljøstyrelsen, 2017a: Pesticider og biocider, salgstal 1956-2014. Miljøstyrelsen 14. december 2017.

Miljøstyrelsen, 2017b: Notat: Screening for stoffet desphenylchloridazon (CAS nr. 6339-19-1) og methyl-desphenylchloridazon (CAS nr. 17254-80-7).

Miljøstyrelsen, 2018a: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. mst.dk/media/150779/liste-over-jord-kvalitetskriterier-juni-2018_.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2018b: Notat. Screening for N,N-dimethylsulfamid (CAS nr. 3984143) - nedbrydningsprodukt fra tolylfluorid (CAS nr. 731271) og dichlofluorid (CAS nr. 1085-98-9) i grundvandsovervågningen. Notat af 9. juni, 2018. Revideret 14. august 2018.

Miljøstyrelsen, 2021a: Notat af 23. februar, 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

Miljøstyrelsen, 2021b: Nyt stof fundet i grundvandet. Downloadet 15/10-2021. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jan/nyt-stof-fundet-i-grundvandet/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021c: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2019. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 48. mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/03/978-87-7038-279-3.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2022a. Notat af 5. april 2022: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2021. mst.dk/media/243329/endelig_fagligt-notat-om-resultater-af-screening-for-pesticidstoffer-i-grundvand-2021.pdf (2.3.2023)

EU

ECHA - European Chemicals Agency, 2016: Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolyfluorid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf (2.3.2023)

ECHA - European Chemicals Agency, 2022: Substance Infocard – Terbutryn Update 06/05-2022. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.011.773> (2.3.2023)

EU, 2003: COMMISSION REGULATION (EC) No 2032/2003 of 4 November 2003 on the second phase of the 10-year work programme referred to in Article 16(2) of Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, and amending Regulation (EC) No 1896/2000, 2003R2032— EN— 04.01.2007 — 002.001— 1 eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003R2032&from=EN (2.3.2023)

Links og andre referencer

Albers, C.N., Bollmann, U.E., Badawi, N., Johnsen, A.R., 2021: Leaching of 1,2,4-triazole from commercial barley seeds coated with tebuconazole and prothioconazole. Chemosphere 286: 131819. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131819> (2.3.2023)

Albers, C.N., Bollmann, U.E., Johnsen, A.R., Clausen, L., Schøller, G.S., Bitsch, K., Sørensen, H.U., Karan, S. & Binderup, M., 2022: Biocid eller pesticid som kilde til grundvandsforurening med DMS og 1,2,4-triazol? (FungiSource). Bekæmpelsesmiddelforskning nr. # (in press).

Badawi N., Karan, S., Haarder, E.B., Bollmann, U.E., Albers, C.N., Kørup, K. 2023. Ekstraordinær afrapportering af cyazofamid-test på VAP-marken i Jyndevad inklusiv understøttende laboratorie-forsøg. GEUS.

Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J. & Bester, K., 2014: Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment. Concentrations, mass loads and emission processes. Water Research 56: 66-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.033> (2.3.2023)

Bollmann, U.E., Fernández-Calviño, D., Brandt, K.K., Storgaard, M.S., Sanderson, H. & Bester, K., 2017: Biocide Runoff from Building Facades: Degradation Kinetics in Soil. Environmental Science and Technology 51: 3694–3702. DOI: 10.1021/acs.est.6b05512

Buchardt, M., Kupper, T., Hean, S., Haag, R., Schmid, P., Kohler, M. & Boller, M., 2007: Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. Water Science & Technology v56p63-67. DOI: 10.2166/wst.2007.807

DANVA, 2018: Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.

Lassen C, Skårup S, Mikkelsen SH, Kjølholt J, Nielsen PJ, Samsøe-Petersen L, 2001. Inventory of Biocides used in Denmark. Environmental Project No. 585. Miljøstyrelsen.

Pesticides Properties DataBase, <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> (2.3.2023)

Spin databasen: spin2000.net. 2.3.2023

Simoneaux, B.J. & Gould, T.J., 2008: Chapter 7 - Plant Uptake and Metabolism of Triazine Herbicides. In: The Triazine Herbicides - 50 years Revolutionizing Agriculture, Pages 73-99. <https://doi.org/10.1016/B978-044451167-6.50010-6> (2.3.2023)

Triferto Fertilizers, Piadin IBC 1.000 liter. Nitrification inhibitor: Active ingredient 1H- 1,2,4 Triazole with 3-methylpyrazole Downloadet 22/11-2021 fra: <https://www.triferto.eu/en/commodities/123/piadin-ibc-1-000-liter> (2.3.2023)

6 Uorganiske sporstoffer

Indledning

Stofgruppen uorganiske sporstoffer omfatter bl.a. tungmetaller som cadmium og bly, men også letmetaller som aluminium og ikke-metaller som fx arsen og bor. Også den simple kemiske forbindelse cyanid (CN) indgår i gruppen af uorganiske sporstoffer. Uorganiske sporstoffer findes naturligt i grundvandet, typisk i koncentrationer i størrelsesordenen µg/l. De uorganiske sporstoffer har meget forskellige kemiske egenskaber, anvendelser og geologisk forekomst. Fælles for en lang række af sporstofferne gælder det dog, at de målte koncentrationer kan rumme bidrag fra både naturlige processer og menneskeskabt aktivitet.

Tabel 15 viser kravværdierne for de enkelte sporstoffer i drikkevand jf. drikkevandsbekendtgørelsen og kvalitetskriterierne for grundvand under forurenede grunde til brug for jordforureningsområdet (Miljøstyrelsen, 2021d) og endeligt de vejledende værdier for barium og strontium (Miljøstyrelsen, 2022).

Tabel 15. Kvalitetskriterier for grundvand anvendt på jordforureningsområdet og kravværdier for uorganiske sporstoffer i drikkevand ved forbrugeres taphane.

| Uorganiske sporstoffer | Kvalitetskriterier for grundvand ^a | Kravværdier for drikkevand ^b |
|------------------------|---|---|
| | µg/l | µg/l |
| Aluminium | - | 200 |
| Antimon | 2 | 5 |
| Arsen | 8 | 5 |
| Barium | - | 700 ^c |
| Beryllium | - | 10 |
| Bly | 1 | 5 |
| Bor | 300 | 1000 ^d |
| Cadmium | 0,5 | 3 |
| Cyanid | 50 | 50 |
| Cyanid, syreflygtigt | - | 20 |
| Kobber | 100 | 2000 ^e |
| Kobolt | - | 5 |
| Krom | 25 | 50 |
| Krom, hexavalent | 1 | - |
| Kviksølv | 0,1 | 1 ^f |
| Molybdæn | 20 | 20 |
| Nikkel | 10 | 20 |
| Selen | - | 10 |
| Strontium | - | 10.000 ^c |
| Sølv | - | 10 ^g |
| Zink | 100 | 3000 |

a) Miljøstyrelsen, 2021d. Kvalitetskriterier i relation til forurenede jord.
b) Drikkevandsbekendtgørelsen.
c) Vejledende værdier (Miljøstyrelsen, 2022).
d) Lavest mulige indhold bør tilstræbes, helst <300 µg/l.
e) Efter henstand 12 timer i forbrugeres installation.
f) Lavest mulige indhold bør tilstræbes, helst <0,1 µg/l.
g) Gælder, hvis sølv anvendes til desinfektion i anlæg.

Den store variation i kravværdierne fra stof til stof skyldes de vidt forskellige kemiske egenskaber, der igen medfører stor variation i såvel de gavnlige som de toksiske egenskaber. Kravværdier for overfladevand (søer, vandløb, overgangs- og kystvande) fremgår af Bilag 7.

Datagrundlag

Tabel 16 viser hvilke analyseparametre, der indgår i grundvandsovervågningen, GRUMO, for programperioden 2017-2021, samt hvilke parametre, der indgår ved overvågning af grundvandskvaliteten i vandforsyningsboringerne i forbindelse med boringskontrollen. Prøvetagningsfrekvensen i såvel GRUMO som i vandforsyningsboringerne varierer fra årlige prøver til én prøve hvert 5 år.

Tabel 16. GRUMO og Vandforsyning. Uorganiske sporstoffer 2017-2021 i grundvandsovervågningen og obligatoriske stoffer i vandforsyningernes boringskontrol.

| Uorganiske sporstoffer | GRUMO | Vandforsyningsboringer ^a |
|--|-------|-------------------------------------|
| Aluminium (Al) | X | X ^b |
| Arsen (As) | X | X |
| Barium (Ba) | | X |
| Beryllium (Be) | X | |
| Bly (Pb) | X | |
| Bor, total (B) | X | X |
| Cadmium (Cd) | X | |
| Jod (I) | X | |
| Kobber (Cu) | X | |
| Kobolt, total (Co) | | X |
| Nikkel (Ni) | X | X |
| Strontium, total (Sr) | | X ^c |
| Zink (Zn) | X | |
| a) Kontrol for andre end de her nævnte uorganiske sporstoffer vælges efter de geologiske forhold og de forureningskilder, der er i området. Hvis cyanid måles i råvandet, kontrolleres for syreflygtigt cyanid. b) Analyseres, hvis pH i grundvandet er under 6. c) Analyseres ved indvinding i områder med skrivekridt. | | |

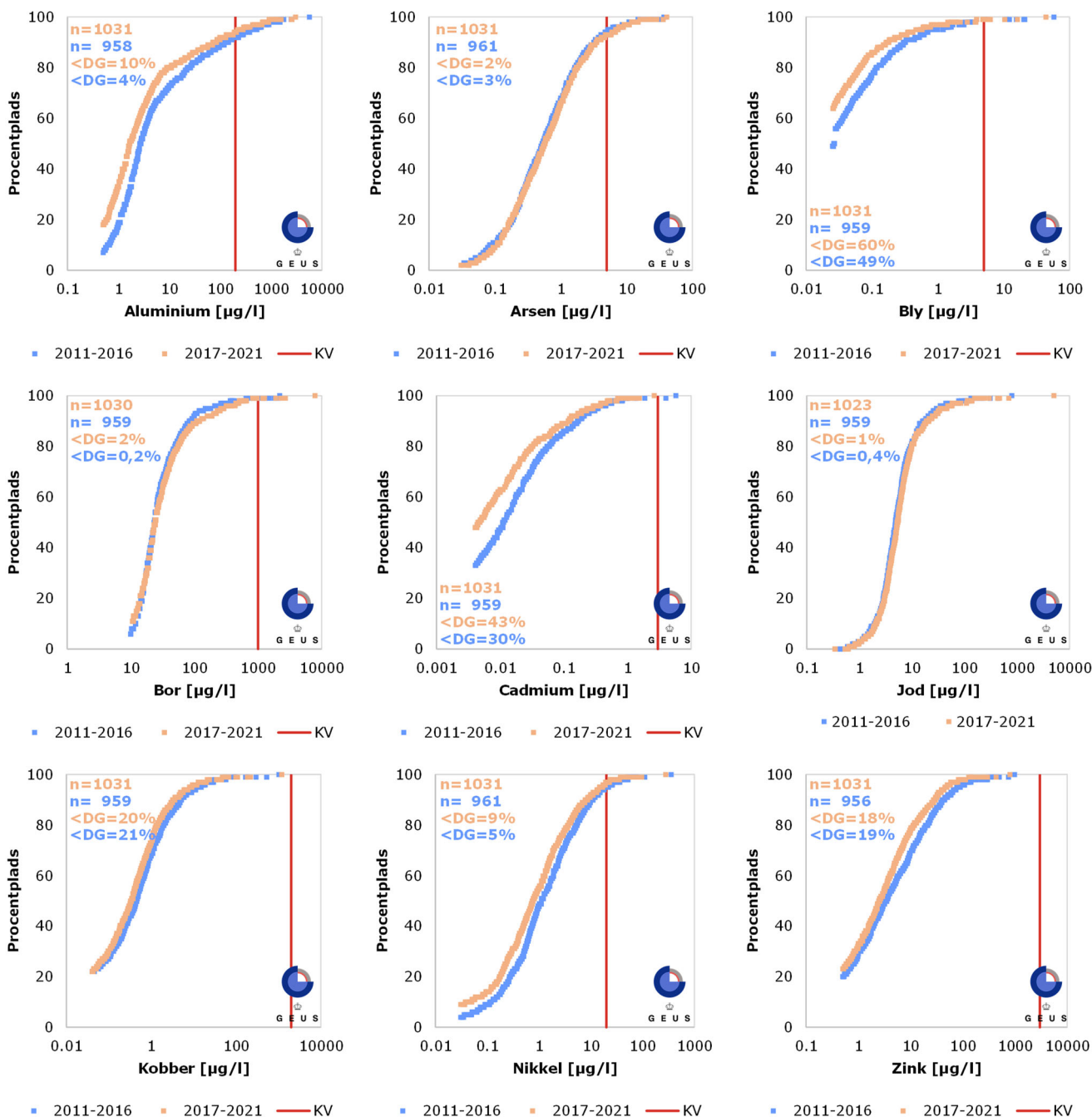
6.1 Grundvandsovervågningen

Data for uorganiske sporstoffer rapporteres ikke hvert år, hvorfor dette års rapport beskriver såvel nye GRUMO-data for 2021 som data for programperioden 2017-2021. I 2021 er der prøver fra 110 GRUMO-indtag og i samlet perioden 2017-2021 fra 1.031 GRUMO-indtag, med analyser for stofferne aluminium, arsen, beryllium, bly, bor, cadmium, jod, kobber, nikkel og zink. Der er således hverken lavet kontrol- eller operationel overvågning for sporstoffer i 2021, således som der er for de øvrige stofgrupper.

Figur 48 viser den procentvise fordeling for de undersøgte sporstoffer for programperioden 2017-2021 samt for forrige GRUMO-programperiode 2011-2016 baseret på gennemsnitskoncentrationer på indtagsniveau. Beryllium er ikke afbildet, da 82 % af grundvandsprøverne i programperioden 2017-2021 havde koncentrationer under detektionsgrænsen. Der indgår 1.031 indtag i programperioden 2017-2021 og 961 indtag i programperioden 2011-2016. I programperioden 2017-2021 er de fleste GRUMO-indtag analyseret en eller to gange, og op til fem gange.

Der er meget stor forskel på koncentrationsniveauerne for de forskellige sporstoffer, og samtidig er der for hvert stof en stor spredning i de målte koncentrationer. For arsen, jod, kobber og zink er data for perioderne 2011-2016 og 2017-2021 sammenfaldende, mens forskellene er større for de resterende fem stoffer. Figur 48 viser også, at koncentrationsfordelingerne for aluminium, bly, cadmium, nikkel og zink ligger forskudt mod lavere værdier for 2017-2021 end for perioden 2011-2016, mens det modsatte er

tilfældet for bor. For de to perioder er medianværdien for detektionsgrænsen for aluminium, arsen, beryllium, bly, bor, jod og nikkel uændret. Detektionsgrænsen for Cadmium, kobber og zink er hævet fra programperiode 2011-16 til programperiode 2017-21. Medianværdien for detektionsgrænsen for cadmium er således steget fra 0,003 µg/l til 0,004 µg/l, mens medianværdien for detektionsgrænsen for kobber er steget fra 0,03 µg/l til 0,04 µg/l og medianværdien for detektionsgrænsen for zink er steget fra 0,3 µg/l til 0,5 µg/l.



Figur 48. GRUMO. Koncentrationsfordelinger for sporstoffer (bortset fra beryllium) i GRUMO-indtag analyseret i programperioderne 2011-2016 og 2017-2021. Figuren viser gennemsnitlige koncentrationer på indtagsniveau, kravværdien for drikkevand (KV), antal indtag og procent indtag med gennemsnitlige koncentrationer under detektionsgrænsen (<DG). For jod er der ikke fastsat en kravværdi. Bemærk logaritmisk x-akse.

Tabel 17. GRUMO. Sporstoffer i 2021. Tabellen viser antal undersøgte indtag, indtag med fund, og indtag over kravværdi for drikkevand (KV). For beryllium og jod er der ikke fastsat kravværdier.

| GRUMO | Detektionsgrænse | Kravværdi | Indtag | | | |
|-----------|------------------|-----------|--------|------|-------|-------|
| | | | 2021 | µg/l | µg /l | Antal |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 107 | 97 | 35 | 33 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 108 | 96 | 4 | 3,7 |
| Beryllium | 0,025 | - | 107 | 70 | - | - |
| Bly | 0,025 | 5 | 107 | 63 | 4 | 3,7 |
| Bor | 10 | 1.000 | 108 | 100 | 1 | 0,9 |
| Cadmium | 0,004 | 3 | 107 | 89 | 0 | 0 |
| Jod | 0,3 | - | 110 | 99 | - | - |
| Kobber | 0,04 | 2.000 | 107 | 93 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 108 | 99 | 21 | 19 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 107 | 96 | 0 | 0 |

Tabel 18. GRUMO. Sporstoffer i programperioden 2017-2021. Tabellen viser antal undersøgte indtag, indtag med fund, og indtag over kravværdi for drikkevand (KV). For beryllium og jod er der ikke fastsat kravværdier.

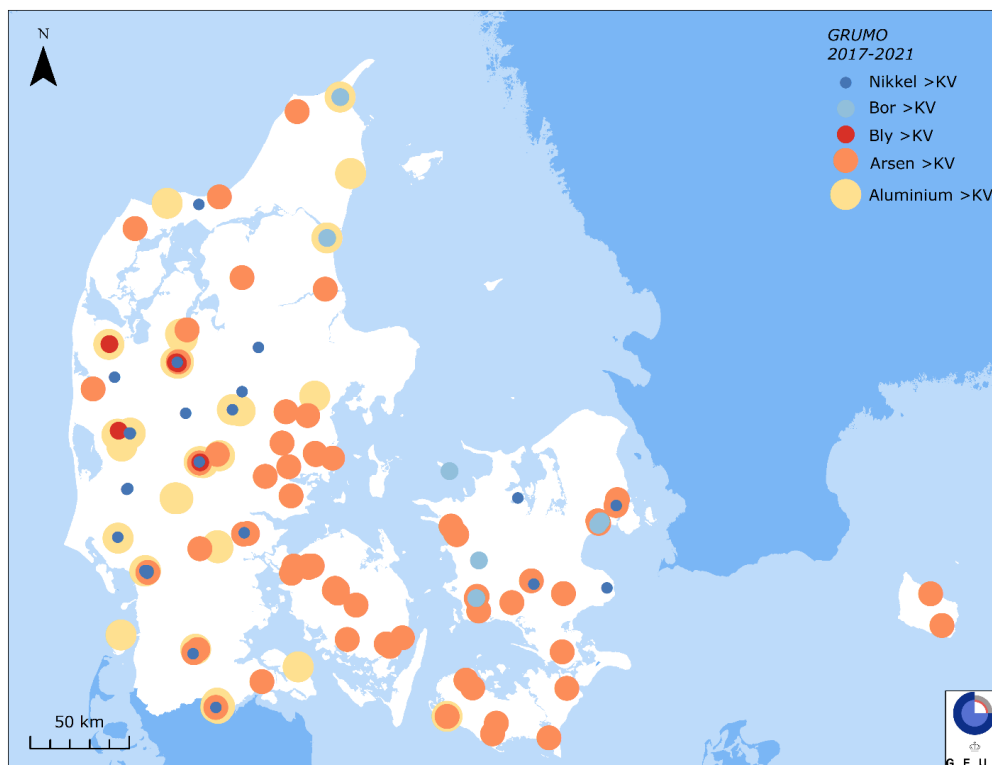
| GRUMO | Detektionsgrænse | Kravværdi | Indtag | | | |
|-----------|------------------|-----------|-----------|------|-------|-------|
| | | | 2017-2021 | µg/l | µg /l | Antal |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 1031 | 90 | 55 | 5,3 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 1031 | 98 | 70 | 6,8 |
| Beryllium | 0,025 | - | 1031 | 18 | - | - |
| Bly | 0,025 | 5 | 1031 | 40 | 6 | 0,6 |
| Bor | 10 | 1.000 | 1030 | 98 | 7 | 0,7 |
| Cadmium | 0,004 | 3 | 1031 | 57 | 0 | 0 |
| Jod | 0,3 | - | 1028 | 99 | - | - |
| Kobber | 0,04 | 2.000 | 1031 | 80 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 1031 | 91 | 28 | 2,7 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 1031 | 82 | 0 | 0 |

Tabel 17 viser koncentrationsniveauerne for sporstoffer i GRUMO-indtag i 2021. Der er i 2021 konstateret overskridelser af kravværdien for drikkevand for fem stoffer: aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af indtag med overskridelsen af kravværdien udgør 33 % for aluminium, 3,7 % for arsen, 3,7 % for bly, 0,9 % for bor og 19 % for nikkel. Der er større andele med overskridelser for fx arsen i perioden 2017-2021 end i 2021. Dette hænger sammen med, at der ikke var operationel overvågning i 2021, men en tilfældig delmængde af indtagene, der er undersøgt.

Tabel 18 viser koncentrationsniveauerne for sporstoffer i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021, hvor der er konstateret overskridelser af kravværdien for fem stoffer, nemlig aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af overskridelsen af kravværdien i perioden er 5,3 % for aluminium, 6,8 % for arsen, 0,6 % for bly, 0,7 % for bor, og 2,7 % for nikkel. Overskridelserne er fundet i sammenlagt 148 indtag, svarende til 14 % af de undersøgte indtag. Andelen af indtag med overskridelser af kravværdien er 5,3 % for

aluminium, 6,8 % for arsen, 0,6 % for bly, 0,7 % for bor og 2,7 % for nikkel. I alt 148 indtag, svarende til 14 % af de undersøgte indtag indeholder mindst ét sporstof (primært aluminium og arsen) i en koncentration over kravværdien. I 16 indtag (1,6 %) overskrides kravværdien for to af de målte stoffer (aluminium i kombination med bly, bor og nikkel eller arsen i kombination med aluminium, bor og nikkel). I 1 indtag (0,1 %) overskrides kravværdien for tre af de målte stoffer (aluminium i kombination med arsen og nikkel).

Figur 49 viser den geografiske fordeling af GRUMO-indtag med målte koncentrationer over kravværdien i perioden 2017-2021. For perioden 2017-2021 var koncentrationerne af cadmium, kobber og zink under kravværdien i alle undersøgte indtag. For beryllium og jod er der ikke fastsat kravværdier.



Figur 49. GRUMO. Sporstoffer i perioden 2017-2019 med koncentrationer over kravværdien for drikkevand (KV) i GRUMO-indtag. Koncentrationer over kravværdien blev målt for aluminium i 56 indtag, arsen i 71 indtag, bly 6 indtag, bor 8 indtag og nikkel 35 indtag.

Aluminium, arsen, nikkel, kobber og zink

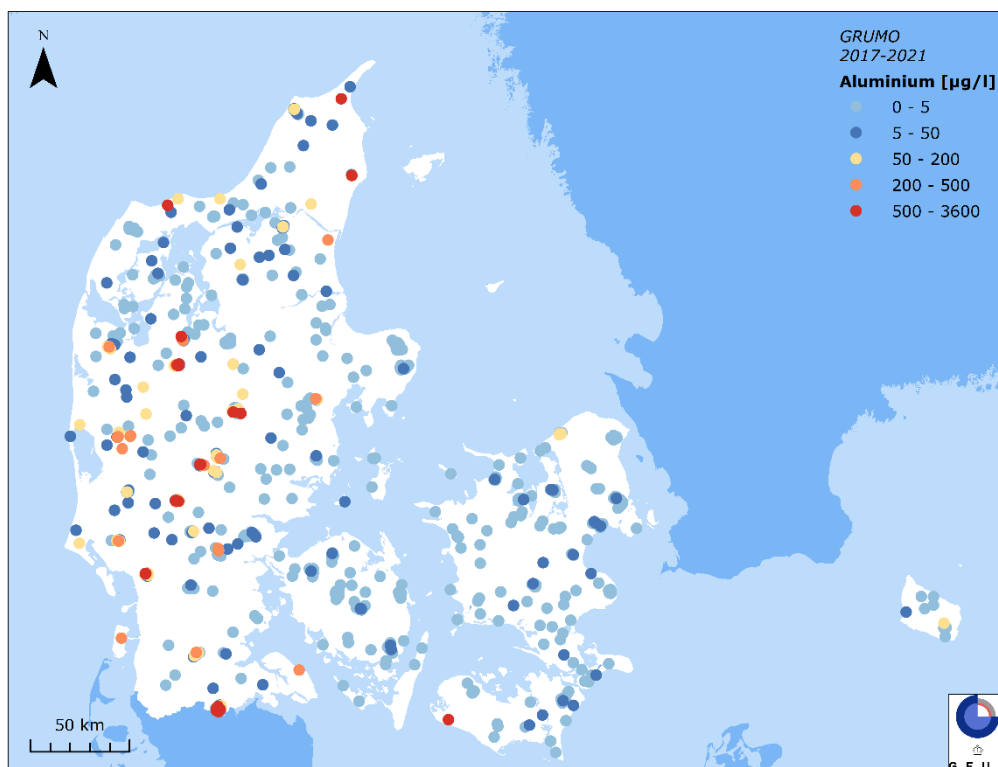
I det følgende beskrives aluminium, arsen og nikkel, der er de stoffer, som hyppigst optræder i koncentrationer over kravværdien for drikkevand, samt kobber og zink, der p.t. ikke viser overskridelser af kravværdien for drikkevand, men findes i koncentrationer, der overstiger miljøkvalitetskravet for overfladevand (Jensen og Bak, 2018). Figur 48 viser, at de typiske koncentrationer (80 % fraktil, hvorved der ses bort fra de særligt høje koncentrationer) i perioden 2017-2021 ligger under 11 µg/l for aluminium, 1,8 µg/l for arsen, 1,4 µg/l for kobber, 3,7 µg/l for nikkel og 12 µg/l for zink.

Aluminium

Aluminium er almindeligt forekommende i jorden. I naturen findes det i en lang række mineraler, fx silikater og oxider. I vand er koncentrationen af opløst aluminium afhængig af pH. De højeste koncentrationer ses i surt vand, hvor opløseligheden er størst.

Figur 50 viser, at aluminium i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021 findes jævnt fordelt over landet i lave koncentrationer under 5 µg/l. Grundvand med højere koncentrationer af aluminium findes hovedsagelig

vest for Hovedopholdslinjen, hvor lavt pH medfører en større opløselighed af aluminium i grundvandet, samt spredt i resten af Jylland. Den høje værdi på Lolland er en outlier for det pågældende indtag.



Figur 50. GRUMO. Gennemsnitlige aluminiumkoncentrationer i 1.031 GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

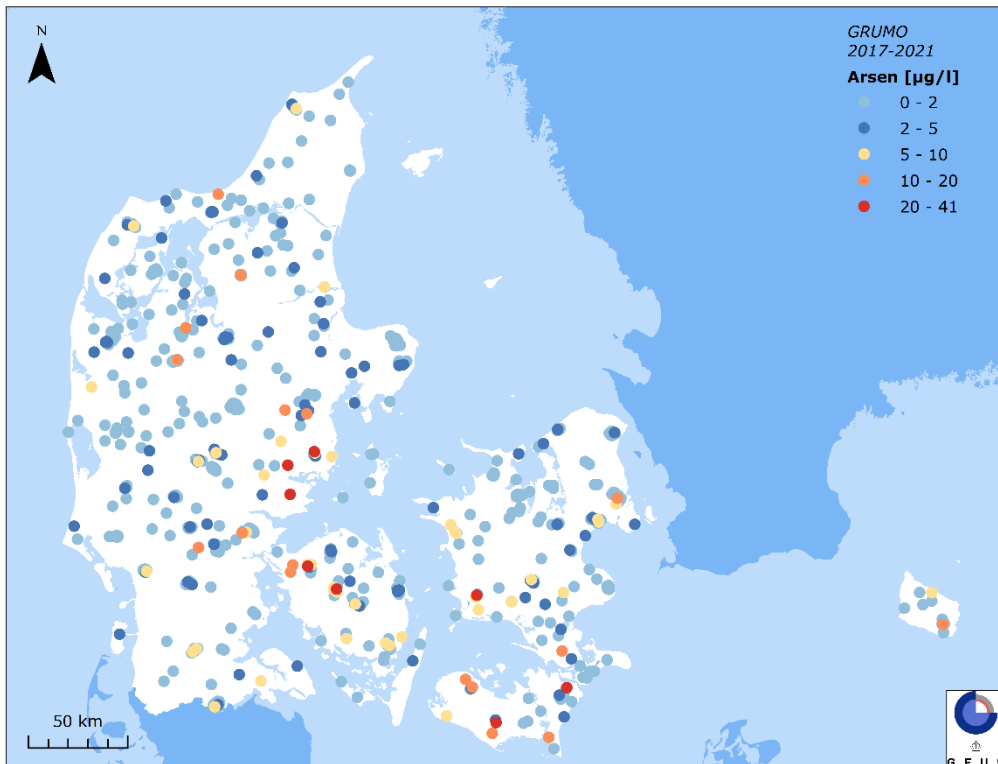
Arsen

Arsen forekommer naturligt i en række mineraler, fx jernoxid/hydroxider ($\text{Fe}_x\text{O}_y/\text{Fe}(\text{OH})_x$), arsenopyrit (FeAsS) og andre sulfider. Mobiliteten af arsen er begrænset af den stærke binding til ler, jernoxid/hydroxider og organisk stof. Redoxforholdene er stærkt styrende for mobiliteten af arsen i jordlagene, idet As(III) er mere opløseligt end As(V). I grundvandsmagasinerne frigives arsen, bl.a. når jernoxiderne reduceres og går i opløsning under dannelse af ferrojern. Modsat vil iltning af vandet bevirke, at arsen sorberer og indbygges i jernoxid/hydroxider. Iltfattigt grundvand indeholder derfor som hovedregel mere arsen end iltholdigt grundvand.

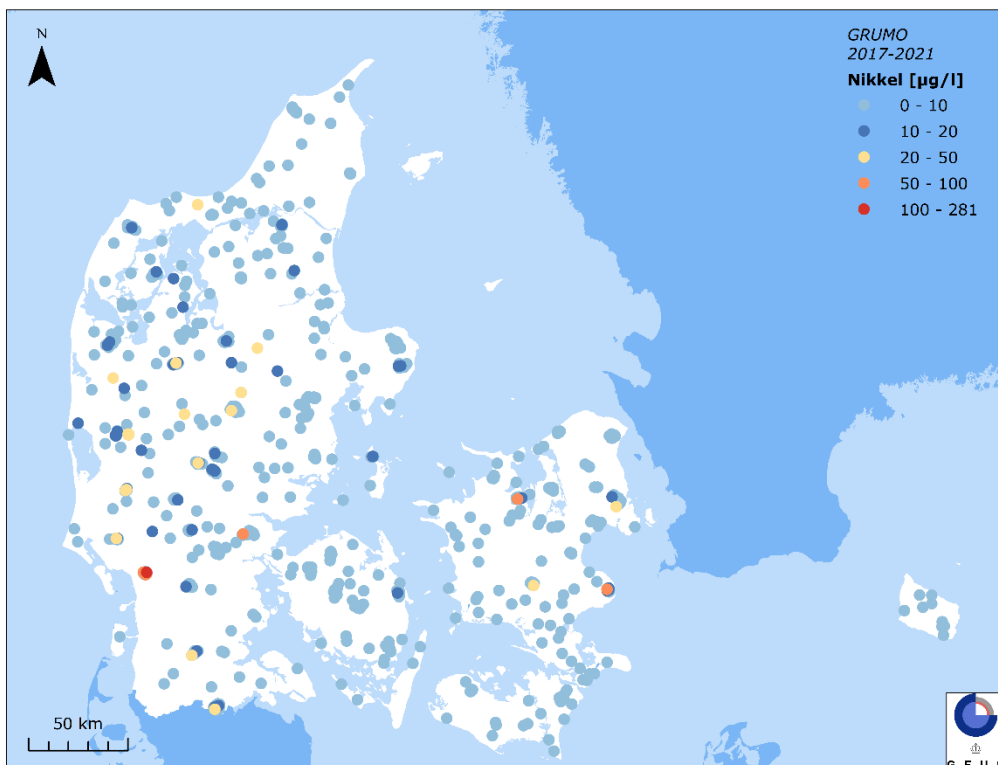
Figur 51 viser, at arsen findes jævnt fordelt over landet i koncentrationer under kravværdien på 5 µg/l i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. Grundvand med højere koncentrationer af arsen findes især i den sydlige del af Sjælland, på Falster og Lolland, i den vestlige del af Fyn og Østjylland. Overskridelserne er især knyttet til områder med tertiært ler, se Figur 86, appendiks 3

Nikkel

Nikkel findes naturligt i en række nikkelholdige og sulfidholdige mineraler som fx pyrit (FeS_2). Mobiliteten af nikkel er bestemt ved pH- og redoxforhold. Ved neutrale pH vil nikkels mobilitet være lavere, fordi det bindes til bl.a. lerminerale, organisk stof og jernoxid/hydroxider, mens mobiliteten øges under sure forhold. Nikkel frigives til grundvandet, når sulfidholdige mineraler oxideres. Dette sker fx ved sænkning af grundvandsspejlet ved større indvindinger, hvorved luftens ilt får adgang til sedimenterne eller oxidation på baggrund af opløst ilt- og nitrat i grundvandet. Det er særligt i førstnævnte tilfælde, at meget høje nikkelkoncentrationer opstår i grundvandet (Jensen mfl., 2003). Forsuring af grundvandet kan også være årsag til forhøjede koncentrationer af nikkel i grundvand (Kjøller mfl., 2004).

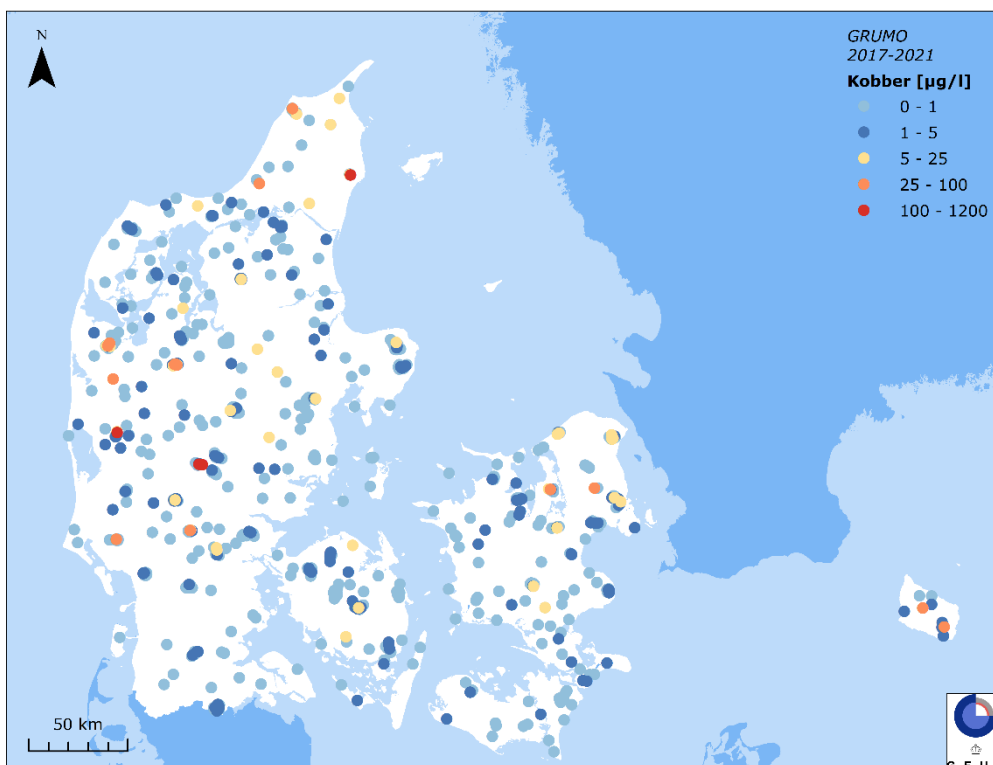


Figur 51. GRUMO. Gennemsnitlige arsenkoncentrationer i 1.031 GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.



Figur 52. GRUMO. Gennemsnitlige nikkelkoncentrationer i 1.031 GRUMO-indtag målt i perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 52 viser, at nikkel optræder i koncentrationer under 10 µg/l jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtagene i perioden 2017-2021. Højere koncentrationer, op til 281 µg/l, findes hovedsagelig vest for Hovedopholdslinjen samt spredt på Sjælland.



Figur 53. GRUMO. Gennemsnitlige kobberkoncentrationer i 1.031 GRUMO-indtag målt i perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Kobber

Kobber findes naturligt i en række almindelige mineraler. Mobiliteten af kobber er bestemt af pH- og redoxforhold og den største mobilitet ses under sure forhold og/eller oxiderende forhold. Kobber bindes let til organisk stof og fælder ud med jernoxider/hydroxider.

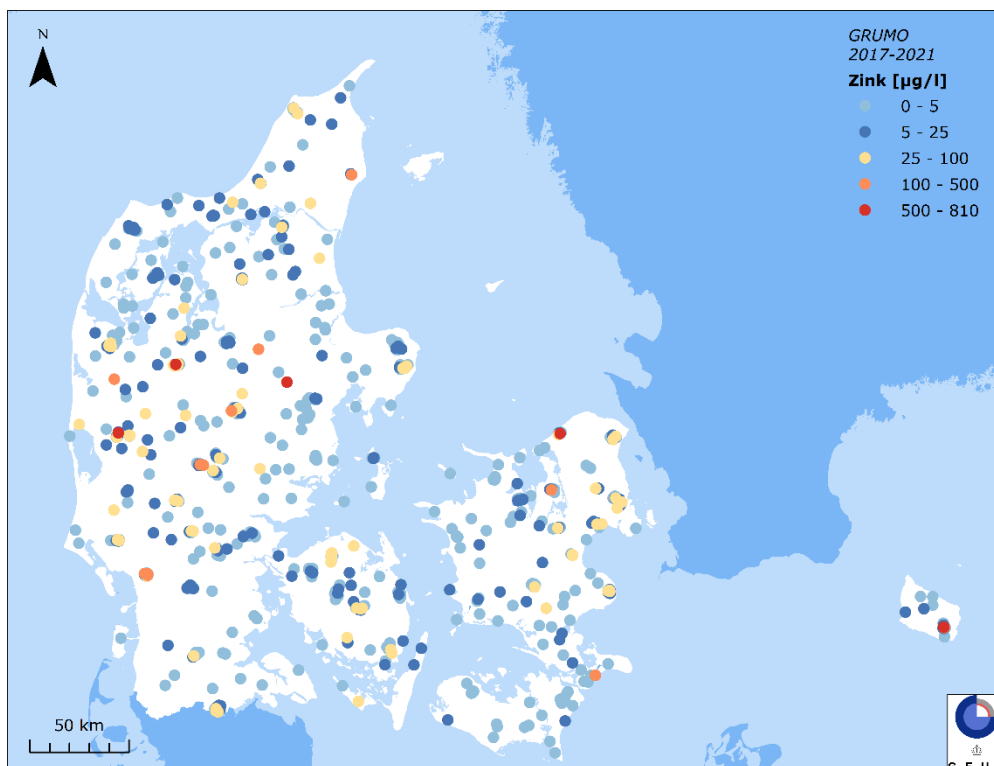
Figur 53 viser, at for koncentrationer under 1 µg/l findes kobber jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. Højere koncentrationer, op til 1.200 µg/l, findes primært i grundvand vest for Hovedopholdslinjen og i den nordlige del af Sjælland, Fyn og Jylland.

Zink

Zink findes indbygget i en række almindelige mineraler, fx sulfider. Mobiliteten af zink er størst under sure forhold, men det er også mobilt under pH-neutrale eller svagt basiske forhold. Ved iltning af tidligere reducerede jordlag kan zinkindholdet øges, når sulfiderne oxideres. Zink binder sig til jern- og manganoxid/hydroxider, lermineraler og organisk stof. Handelsgødning og i særdeleshed svinegylle er de væsentligste kilder til zink i danske landbrugsjorde. Cirka 1/3 af det samlede zinkindhold i husdyrgødning vurderes at stamme fra medicinsk zink til smågrise, hvor det anvendes for at forhindre afvænningsdiarré og de resterende 2/3 stammer fra brugen af zink i fodertilskud (Jensen og Bak, 2018). Det højeste antal af bedrifter med svin findes i Midtjylland (www.statistikbanken.dk).

Figur 54 viser, at zink i koncentrationer under 5 µg/l findes jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtag i perioden 2017-2021. Det samme gælder indtag med 5-25 µg/l zink, om end med lavere hyppighed. I den

nordøstlige del af Sjælland, på Møn og i Midtjylland findes indtag med højere koncentrationer (100-810 µg/l).



Figur 54. GRUMO. Gennemsnitlige zinkkoncentrationer i 1.031 GRUMO-indtag for perioden 2017-2021. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

6.2 Vandforsyningsboringer

Datagrundlag og status

I dette afsnit rapporteres data for 2021 og 5-års-perioden 2017-2021, hvor alle vandforsyningsboringer forventes prøvetaget mindst én gang.

Tabel 19 viser fund og overskridelser af kravværdier i vandforsyningsboringer for drikkevand i 2021. Der er analyser fra 1.795 vandforsyningsboringer. Hovedparten af boringerne er analyseret for drikkevandsbekendtgørelsens obligatoriske stoffer: arsen, barium, bor, kobolt og nikkel. Ud af de 1.795 boringer er der fundet overskridelse af kravværdierne eller vejledende værdien for ét eller flere stoffer i 283 boringer, svarende til 16 %.

Tabel 20 viser for perioden 2017-2021 fund og overskridelser af kravværdien for drikkevand for sporstoffer i 6.102 vandforsyningsboringer. Hovedparten af boringerne er analyseret for de obligatoriske stoffer i drikkevandsbekendtgørelsen: Arsen, barium, bor, kobolt og nikkel. Desuden er et større antal boringer analyseret for strontium (indvinding fra skrivekridt) og aluminium (hvis pH er <6). Den gennemsnitlige koncentration beregnes for hvert indtag og sammenlignes med kravværdien. Ud af de 6.102 vandforsyningsboringer er der fundet overskridelse af kravværdien for ét eller flere stoffer i 860 boringer, svarende til 14 %. Den vejledende værdi for barium og strontium (Miljøstyrelsen, 2022) overskrides i 89 boringer (1 %). Der er overskridelser af kravværdien eller den vejledende værdi for aluminium (0,5 %), arsen (12 %), barium (0,1 %), bor (0,5 %), kobolt (0,6 %), nikkel (1,5 %), strontium (5,2 %) og zink (0,2 %).

En samtidig overskridelse af to stoffer i kombinationer: (i) arsen med aluminium, bor, nikkel eller strontium, (ii) nikkel med kobolt eller strontium og (iii) strontium med barium eller bor forekommer i 0,8 % af

boringerne. I 0,1 og 0,02 % af boringerne overskrides krav/vejledende værdi for hhv. tre stoffer (nikkel og kobolt i kombination med arsen eller bor) og fire stoffer (bor, kobolt, nikkel og strontium). I de 880 boringer med en enkelt overskridelse, skyldtes dette oftest arsen (82 %), strontium (8 %), nikkel (7 %) og aluminium, barium, bor, kobolt og zink (samlet 3 %).

For perioden 2017-2021 var koncentrationerne af antimon, bly, cadmium, cyanid (også syreflygtigt), kobber, krom, kviksølv, molybdæn, selen og sølv under kravværdien i alle undersøgte indtag. For bromid, chlorat, chlorit, jod og hexavalent krom er der ikke fastsat kravværdier. Koncentrationer af chlorat, hexavalent krom, molybdæn og sølv var i alle indtag under detektionsgrænsen.

Tabel 19. Vandforsyning. Sporstoffer i 2021. Beregningerne er baseret på gennemsnitlige koncentrationer. Tabellen viser antal undersøgte boringer, detektionsgrænse (medianværdien af målinger) og kravværdi (KV) for drikkevand. *Bemærk vejledende værdier for barium og strontium (Miljøstyrelsen, 2022).

| Vandforsyningsboringer | Detektionsgrænse | Kravværdi | Boringer | | | |
|------------------------|------------------|-----------|----------|------|-------|-------|
| | | | 2021 | µg/l | µg /l | Antal |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 174 | 78 | 0 | 0 |
| Antimon | 0,2 | 5 | 78 | 1,3 | 0 | 0 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 1.795 | 89 | 229 | 13 |
| Barium | 1 | 700* | 1.708 | 99 | 2 | 0,1 |
| Bly | 0,03 | 5 | 120 | 33 | 0 | 0 |
| Bor | 10 | 1.000 | 1.720 | 98 | 10 | 0,6 |
| Bromid | - | - | 118 | 100 | - | - |
| Cadmium | 0,003 | 3 | 100 | 25 | 0 | 0 |
| Chlorat | 0,01 | - | 0 | 0 | - | - |
| Chlorit | 0,01 | - | 0 | 0 | - | - |
| Cyanid | 1 | 50 | 112 | 7,1 | 0 | 0 |
| Cyanid, syreflygtigt | 3 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Jod | - | - | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kobber | 1 | 2.000 | 105 | 72 | 0 | 0 |
| Kobolt | 0,3 | 5 | 873 | 51 | 7 | 0,4 |
| Krom | 1 | 50 | 99 | 47 | 0 | 0 |
| Krom, hexavalent | 4 | - | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kviksølv | 0,001 | 1 | 87 | 13 | 0 | 0 |
| Molybdæn | 5 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nikkel | 2 | 20 | 1.754 | 78 | 21 | 1,2 |
| Selen | 0,3 | 10 | 78 | 19 | 0 | 0 |
| Strontium | - | 10.000* | 508 | 100 | 27 | 5,3 |
| Sølv | 0,3 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 100 | 65 | 1 | 1 |

Figur 55 viser den geografiske fordeling af vandforsyningsboringer, der overstiger kravværdien for arsen i perioden 2017-2021. Overskridelserne findes i store dele af Danmark og med den største tæthed i Vestsjælland, i den nordvestlige del af Lolland, i den centrale og vestlige del af Fyn og i den østlige del af Jylland. Overskridelserne er især knyttet til områder med tertiært ler, se Figur 86, appendiks 3. Vest for hovedopholdslinjen er der generelt lave koncentrationer.

Figur 56 viser den geografiske fordeling af vandforsyningsboringer med en overskridelse af kravværdien for nikkel i perioden 2017-2021. Det fremgår, at høje indhold af nikkel findes med stor tæthed i Københavnsområdet, langs Køge Bugt og i det vestlige Jylland. I resten af landet, med undtagelse af Sønderjylland og Vendsyssel, findes spredte boringer med høje nikkelkoncentrationer. Høje koncentrationer af nikkel er knyttet til surt vand vest for hovedopholdslinjen, mens det i hovedstadsområdet er knyttet til grundvandssænkning og iltning af pyrit i blotlagte lag.

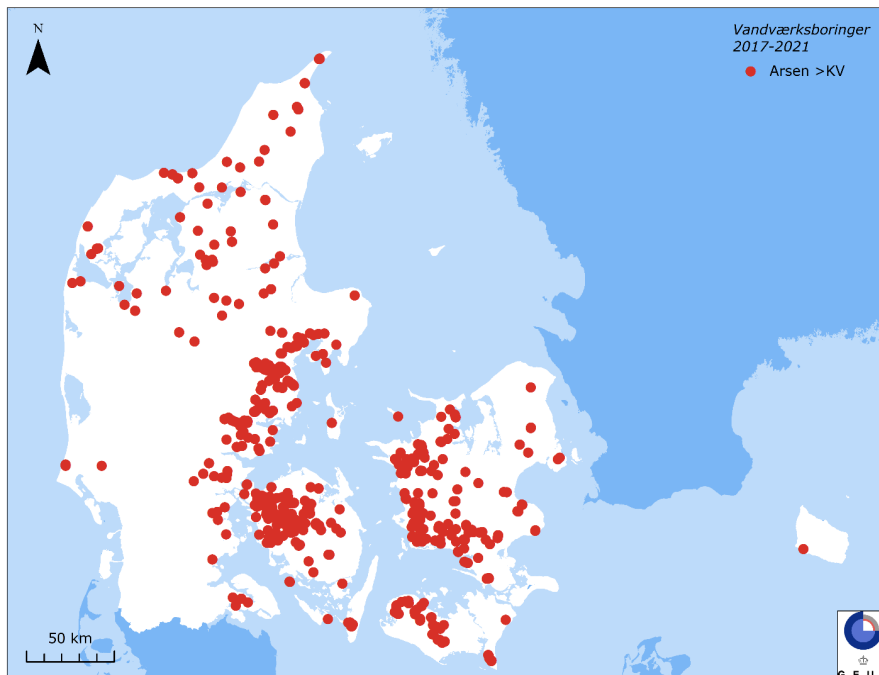
Tablet 20. Vandforsyning. Sporstoffer i perioden 2017-2021. Beregningerne er baseret på gennemsnitlige koncentrationer. Tabellen viser antal undersøgte vandforsyningsboringer, detektionsgrænser (medianværdien af målinger) og kravværdi (KV). *Bemærk vejledende værdier for barium og strontium (Miljøstyrelsen, 2022).

| Vandforsyningsboringer | Detektionsgrænse | Kravværdi | Boringer | | | |
|------------------------|------------------|-----------|-----------|------|-------|-------|
| | | | 2017-2021 | µg/l | µg /l | Antal |
| Aluminium | 7 | 200 | 872 | 63 | 4 | 0,5 |
| Antimon | 0,2 | 5 | 325 | 4 | 0 | 0 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 6.102 | 92 | 737 | 12 |
| Barium* | 1 | 700 | 6.063 | 99 | 6 | 0,1 |
| Bly | 0,03 | 5 | 461 | 38 | 0 | 0 |
| Bor | 20 | 1.000 | 6.084 | 98 | 33 | 0,5 |
| Bromid | - | - | 299 | 100 | - | - |
| Cadmium | 0,004 | 3 | 421 | 27 | 0 | 0 |
| Chlorat | 0,01 | - | 12 | 0 | - | - |
| Chlorit | 0,01 | - | 12 | 50 | - | - |
| Cyanid | 2 | 50 | 400 | 5 | 0 | 0 |
| Cyanid, syreflygtigt | 3 | 20 | 15 | 13 | 0 | 0 |
| Jod | - | - | 11 | 100 | - | - |
| Kobber | 1 | 2.000 | 429 | 74 | 0 | 0 |
| Kobolt | 0,3 | 5 | 6.086 | 51 | 35 | 0,6 |
| Krom | 1 | 50 | 371 | 54 | 0 | 0 |
| Krom, hexavalent | 4 | - | 11 | 0 | - | - |
| Kviksølv | 0,002 | 1 | 362 | 17 | 0 | 0 |
| Molybdæn | 5 | 20 | 18 | 0 | 0 | 0 |
| Nikkel | 2 | 20 | 6.102 | 79 | 91 | 1,5 |
| Selen | 0,3 | 10 | 329 | 32 | 0 | 0 |
| Strontium | - | 10.000 | 1.668 | 100 | 87 | 5,2 |
| Sølv | 0,3 | 10 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 418 | 78 | 1 | 0,2 |

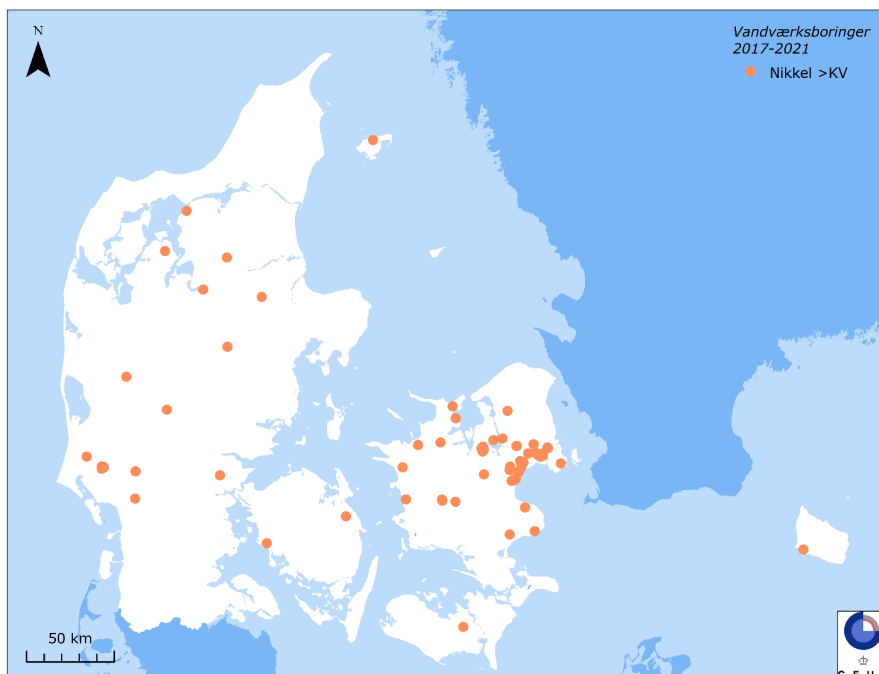
Figur 57 viser den geografiske fordeling af vandforsyningsboringer med overskridelser af den vejledende værdi for strontium i perioden 2017-2021. Høje indhold af strontium i vandforsyningsboringer findes med stor tæthed i Københavnsområdet, i den sydøstlige del af Sjælland, på Møn og i nordlige del af Jylland, og er knyttet til indvinding fra visse kalkbjergarter som fx skrivekridt.

Figur 58 viser den geografiske fordeling af vandforsyningsboringer med overskridelser af kravværdien for aluminium, bor, kobolt og zink og den vejledende værdi for barium i perioden 2017-2021. Boringer med overskridelse af aluminium findes i Jylland, hvor der dog er en lav datatæthed vest for Hovedopholdslinjen. Overskridelserne for bor i vandforsyningsboringer findes især i den nordvestlige del af Sjælland, på Møn og Falster og i områder ved Århus. Høje indhold af kobolt i vandforsyningsboringer findes i Københavnsområdet, i områder ved Køge Bugt og i et NØ-SV-ligt bånd i Jylland fra Randers til Varde. Den ene

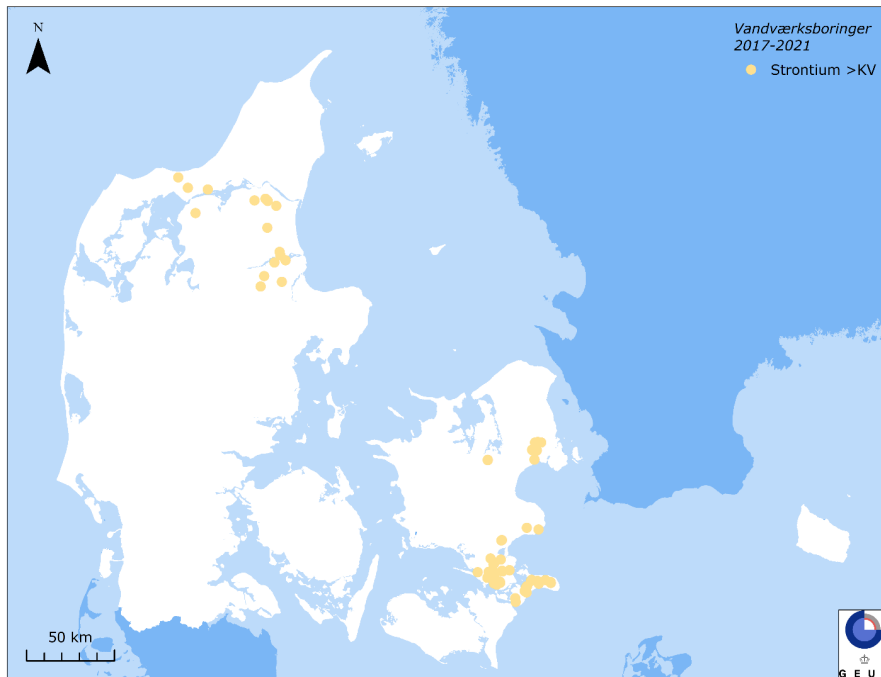
boring med overskridelse i zink findes i den vestlige del af Jylland. Det fremgår desuden, at høje indhold af barium i vandforsyningsboringer findes i den sydlige del af Sjælland og på Møn.



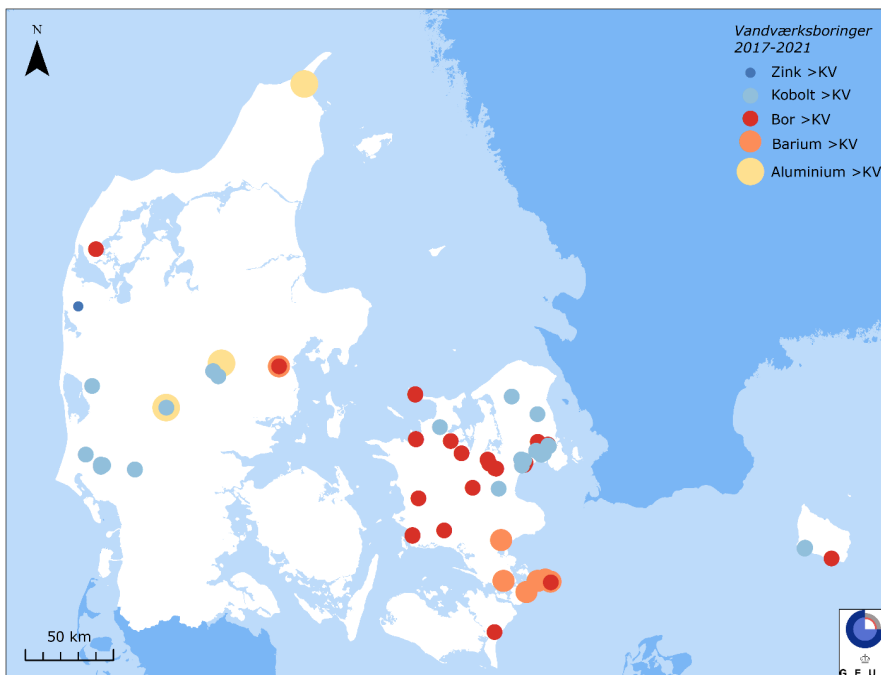
Figur 55. Vandforsyning. Arsen over kravværdien for drikkevand i 737 vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021. I de fleste tilfælde vil optimeret indvinding og behandling af grundvandet nedbringe indholdet af arsen væsentligt.



Figur 56. Vandforsyning. Nikkel over kravværdien for drikkevand i 91 vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021.



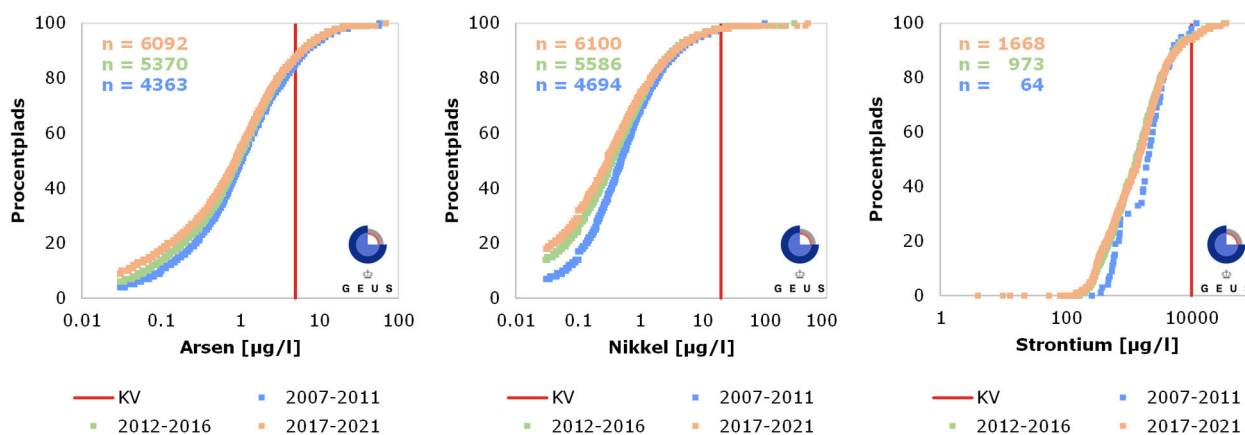
Figur 57. Vandforsyning. Strontium over vejledende værdien for drikkevand i 87 vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021.



Figur 58. Vandforsyning. Aluminium, barium, bor, kobolt og zink over kravværdien eller vejledende værdien for drikkevand i hhv. 4, 6, 33, 35 og 1 vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021.

Figur 59 viser udviklingen i arsen, nikkel og strontium i vandforsyningsboringer over en 15 års periode, opgjort for perioderne 2007-2011, 2012-2016 og 2017-2021. For arsen og nikkel er der sket et lille fald i koncentration over perioden, udtrykt ved medianværdien, mens omfanget af overskridelser af kravværdien synes nogenlunde uændret over tid. Ændringerne i arsen ses gennem hele perioden og primært i

koncentrationsområdet under 1 µg/l. Ændringerne i nikkel ses overvejende efter 2011, og specielt i koncentrationsområdet under 1 µg/l. For strontium er data for perioderne 2012-2016 og 2017-2021 sammenfaldende.



Figur 59. Vandforsyning. Koncentrationsfordelinger for arsen, nikkel og strontium for perioderne 2007-2011, 2012-2016 og 2017-2021 samt kravværdien (vejledende værdier for strontium) for drikkevand. Antallet af vandforsyningsboringer i de tre perioder fremgår af figuren. Medianværdien for detektionsgrænsen for arsen var 0,1 µg/l for 2007-2011 og 0,03 µg/l i perioderne 2012-2016 og 2017-2021. De tilsvarende værdi for nikkel er 0,03 µg/l i alle tre perioder. Strontium har ikke resultater under detektionsgrænsen.

Referencer: Uorganiske sporstoffer

Vejledninger mv.

Miljøstyrelsen, 2021d. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juli 2021. https://mst.dk/media/229462/liste-over-jordkvalitetskriterier-juli-2021_final-rev.pdf. (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2022. Vejledning om Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, Drikkevandsvejledning, opdateret februar 2022. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/02/978-87-7038-389-9.pdf>. (2.3.2023)

Andre referencer og litteratur i øvrigt

Jensen, J. og Bak, J.L. 2018. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience. Rapport nr. 263. 43 sider.

Jensen, T.F., Larsen, F., Kjøllet, C., Larsen, J.W. 2003. Nikkelfrigivelse ved pyritoxidation forårsaget af barometerånding-pumpning. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5.

Kjøllet, C., Postma, D. & Larsen, F., 2004. Groundwater acidification and the mobilization of trace metals in a sandy aquifer. Environ. Sci. Technol., 38, 2829-2835.

Larsen, F., Kjøllet, C. og Gram, M. 2009. Arsen i dansk grundvand og drikkevand. Bind 1: Arsen i dansk grundvand. By- og Landskabsstyrelsen.

Larsen, F., Kjøllet, C., Ramsay. 2010. Manual om arsen i dansk drikkevand med forslag til løsninger.

Links

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (2.3.2023)

Danmarks statistik: www.statistikbanken.dk (2.3.2023)

7 Organiske mikroforureninger

Indledning

Overvågningen af organiske mikroforureninger i grundvand omfatter et antal miljøfremmede organiske stoffer, der anvendes eller tidligere har været bredt anvendt i Danmark, og det er ikke nødvendigvis de samme stoffer, som er undersøgt i GRUMO og boringskontrollen. Der er dog et vist overlap af stoffer, og hvor det er muligt, vil data fra GRUMO og boringskontrollen derfor blive sammenlignet og diskuteret.

Organiske mikroforureninger er en meget forskelligartet stofgruppe med mange forskellige detektionsgrænser og kvalitetskriterier samt meget forskellige kilder og opførsel i miljøet. Anvendelsesområdet for de stofgrupper, der har indgået i grundvandsovervågningen i perioden 2017-2021, beskrives derfor kort i det følgende. Detektionsgrænser og kvalitetskrav præsenteres i hovedafsnittene, mens stoffernes opførsel i miljøet kun berøres sporadisk i denne rapport. Stoffer tilhørende andre stofgrupper er inkluderet i opgørelsen for vandforsyningernes boringskontrol, men deres anvendelse m.m. beskrives ikke.

Per- og polyfluorerede alkylforbindelser (PFAS)

Per- og polyfluorerede alkylforbindelser er en stofgruppe, der indeholder tusindvis af stoffer, der på engelsk kaldes per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). De perfluorerede forbindelser indeholder en alkylkæde, hvor alle brintatomer er substitueret med fluoratomer, mens brint i alkylkæden i de polyfluorerede forbindelser kun er delvist substitueret med fluor. Den fluorerede alkylkæde har traditionelt været tilføjet en carboxylsyre eller sulfonsyre, hvilket giver stofferne såvel hydrofile som hydrofobe egenskaber (olie- og vandafvisende) i samme molekyle kombineret med en høj kemisk og termisk stabilitet. Stofgruppen anvendes derfor som overfladeaktive stoffer, hjælpestoffer i brandslukningsmidler, imprægneringsmidler i beklædning, antistatiske midler, flammehæmmere mm. PFAS-stoffer indgår desuden i syntesen af polymerer såsom teflon, malingsadditiver og diverse smøremidler.

I dag produceres en lang række forskellige kemiske strukturer med perfluorerede elementer. Perfluorerede alkylkæder er svært nedbrydelige, både kemisk og biologisk, og stofferne findes derfor i dag vidt udbredt i miljøet.

De seneste definitioner af PFAS-stoffer indebærer, at de blot skal indeholde ét fuldt fluoreret methyl- eller methylen-kulstofatom (altså enten en $-CF_3$ eller en $-CF_2-$ gruppe) (OECD, 2021). Dermed skal antallet af PFAS-forbindelser tælles i titusinder og muligvis endda i hundredetusinder (Barnabas mfl., 2022), hvilket er væsentligt højere end tidligere estimater af antallet af kommercielle PFAS-forbindelser (ca. 3.000, Wang mfl., 2017). Det er i den forbindelse vigtigt at bemærke, at der analyseres for et meget begrænset antal PFAS-forbindelser i det danske grundvand (typisk 12), og at der dermed er en risiko for, at man ikke analyserer for de PFAS-forbindelser, som forekommer hyppigst eller i højest koncentration i grundvandet.

Én af de simpleste PFAS-forbindelser er trifluoreddikesyre (TFA). TFA kan være et nedbrydningsprodukt fra pesticider og indgik derfor i en screening for pesticidstoffer i 2020. TFA blev fundet vidt udbredt i det danske grundvand (89 % af 247 analyserede indtag lå over detektionsgrænsen på $0,05 \mu\text{g/l}$, Thorling mfl., 2021b), således som det også kendes fra udlandet, fx Tyskland. Kilden til TFA i dansk grundvand blev af Miljøstyrelsen vurderet at være industrikemikalier (hvor TFA bl.a. kan dannes ved atmosfærisk nedbrydning af kølemidler eller afbrænding af teflon), hvorfor TFA ikke reguleres som pesticidnedbrydningsprodukt. TFA afrapporteres derfor som en organisk mikroforurening i dette års rapport.

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Halogenerede alifatiske kulbrinter er en gruppe stoffer, der primært har været anvendt som opløsnings- og affedtningsmidler. Alle stofferne indeholder halogener som klor eller brom, mens forbindelser med halogeneret fluor typisk indgår i gruppen PFAS. De vigtigste halogenerede alifatiske kulbrinter (set i forhold til grundvandsforurening) indeholder klor og omtales ofte som 'chlorerede opløsningsmidler'. De hyppigst fundne er chlorerede ethener (tetrachlorethylen, trichlorethylen, dichlorethylener, vinylchlorid) samt

chloroform (trichlormethan). Halogenerede alifatiske kulbrinter optræder fx ved fyld- og lossepladser, forurenede grunde ved renserier, industrier med maskiner, der kræver affedtning samt ved virksomheder med laboratorieaktivitet. Anvendelsen af denne gruppe stoffer i mindre erhvervsvirksomheder har resulteret i mange små punktkilder, der påvirker såvel jord som grundvand.

Dichlorethylener og vinylchlorid er nedbrydningsprodukter fra de chlorerede opløsningsmidler tetra- og trichlorethylen og har under iltfrie forhold typisk en langsommere nedbrydningshastighed end de øvrige chlorerede kulbrinter, hvilket kan betyde, at der kan ske en opkoncentrering i de grundvandsmagasiner, der er forurenede med chlorerede opløsningsmidler. Dichlorethylenerne er dog ikke inkluderet i grundvandsovervågningen, men analyseres hyppigt i vandforsyningernes boringskontrol. Visse halogenerede kulbrinter kan endvidere optræde naturligt i grundvand. Af de stoffer, som analyseres med specifikke analysemetoder i det danske grundvand, gælder dette for chloroform (Jacobsen mfl., 2007, Albers, 2010; Albers mfl., 2010).

7.1 Grundvandsovervågning

Datagrundlag og metode

Grundvandsovervågningen omfatter for hver programperiode et antal udvalgte stoffer. Tabel 21 viser de 31 stoffer, der indgår i analyseprogrammet for programperioden 2017-2021. Herudover kan der enkelte år være screeninger for særlige stoffer, men det har ikke været tilfældet i perioden 2017-2021. Dog har der været screeninger af pesticidstoffer i grundvandet, hvoraf flere efterfølgende er vurderet til ikke at være pesticidstoffer og derfor nu figurerer som organiske mikroforureninger. Bortset fra stoffet trifluoredikesyre (TFA), som blev fundet vidt udbredt i grundvandet og efterfølgende indgår i drikkevandsbekendtgørelsen, behandles disse ikke direkte i denne rapport. Bilag 3.3 indeholder en oversigt over programlagte stoffer gennem grundvandsovervågningens historie og den periode, de enkelte stoffer har indgået i analyseprogrammerne, samt det samlede antal prøver for hvert stof.

De programlagte indtag, der skal overvåges for organiske mikroforureninger jf. Tabel 21 prøvetages mindst én gang i programperioden, og det giver derfor som udgangspunkt det mest retvisende billede at tolke på analyseresultater for hele programperioden 2017-2021 i stedet for at se på enkeltår. De to stofgrupper, som er blevet analyseret i perioden 2017-2021, er halogenerede alifatiske kulbrinter og PFAS-forbindelser. Halogenerede alifatiske kulbrinter indgik i kontrolovervågningen med programlagt prøvetagning af 1.064 indtag (i realiteten 1.006 indtag). PFAS-forbindelser indgik i grundvandsovervågningen som en 'supplerende aktivitet i forbindelse med drikkevand' med programlagt prøvetagning af 600 indtag fra 2017-2021 (i realiteten 686 indtag). Afrapporteringen 2017-2021 inkluderer således de fleste aktive GRUMO-indtag (se appendiks 2) mht. de halogenerede alifatiske kulbrinter, og godt halvdelen af de aktive GRUMO-indtag mht. PFAS.

Hvorvidt der er prøvetaget en repræsentativ delmængde af samtlige aktive GRUMO-boringer, er generelt vanskeligt at sige, men for de halogenerede alifatiske kulbrinter må dette dog formodes at være tilfældet pga. den høje analyseandel. For PFAS er indtag til prøvetagning valgt ud fra formodet alder, således at der fokuseres på boringer med forventet yngre vand (ifølge programbeskrivelsen "hvor vandets alder er vurderet til 35 år eller yngre"). Som udgangspunkt er disse indtag ikke repræsentative for GRUMO-indtag generelt, men er formentlig geografisk repræsentative.

For mange stoffer i gruppen af organiske mikroforureninger, er der stor risiko for kontaminering af prøverne under og efter prøvetagning. Det skyldes den ofte meget brede anvendelse af stofferne. For at undgå mulige kontamineringer, skal udførelse og udbygning af boringerne samt den efterfølgende prøvetagning, prøveopbevaring og laboratoriehåndtering af vandprøverne derfor ske med særlig stor omhu og omtanke, jf. de tekniske anvisninger (Thorling, 2012 og 2022). Muligheden for forekomst af falske positive (fund, hvor der reelt intet er i grundvandet) har været diskuteret i flere GRUMO-rapporteringer af organiske mikroforureninger. GEUS udførte derfor i perioden 2015-2017 en grundig gennemgang af alle fund af organiske mikroforureninger siden overvågningens begyndelse i 1989 og frem til 2015. Resultatet af denne gennemgang blev, at godt 3.000 fund fra 1990-2015 blev vurderet fejlbehæftede (GEUS, 2018). Disse fund af især aromatiske kulbrinter, nonylfenoler og ftalater er efterfølgende blevet mærket i Jupiter, således at de ikke længere indgår i det dataudtræk, som ligger til grund for afrapporteringen.

Ingen af disse tre stofgrupper er analyseret i perioden 2017-2021, og der er derfor ingen afrapportering af disse stoffer i årets rapport.

Tabel 21. GRUMO. Organiske mikroforureninger 2017-2021 i grundvandsovervågningen. ^{a)}Kravværdi, drikkevandsbekendtgørelsen. ^{b)}Hvis indholdet af chloroform i råvandet er >1 µg/l, skal det udredes, om kilden er naturlig eller forureningsbestemt. Hvis indholdet er naturligt, kan der tillades en højere værdi dog maksimalt 10 µg/l. ^{c)}Grundvandskvalitetskriteriet er 0,2 µg/l (Miljøstyrelsen, 2021d). ^{d)}Drikkevandskravet for 12 PFAS-forbindelser er 0,1 µg/l, beregnet som summen af PFBS (perfluorbutansulfonsyre), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFOS (perfluoroktansulfonsyre), PFOSA (perfluoroktansulfonamid), 6:2 FTS (6:2 fluorotelomersulfonsyre), PFBA (perfluorbutansyre), PFPeA (perfluorpentansyre), PFHxA (perfluorhexansyre), PFHpA (perfluorheptansyre), PFOA (perfluoroktansyre), PFNA (perfluornonansyre) og PFDA (perfluordecansyre). ^{e)}Drikkevandskravet for 4 PFAS-forbindelser er 0,002 µg/l, beregnet som summen af PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFOS (perfluoroktansulfonsyre), PFOA (perfluoroktansyre) og PFNA (perfluornonansyre).

| Stofgruppe | Stofnavn | Krav-værdi ^{a)} (KV, µg/l) | Program 2017-2021 |
|---|---------------------------------|--|----------------------|
| Halogenerede alifatiske kulbrinter | Tetrachlorethylen | 1 | X |
| | Tetrachlormetan | 1 | X |
| | Trichlorethylen | 1 | X |
| | Chloroform (trichlormetan) | 1 ^{b)} | X |
| | 1,1,1-trichloretan | 1 | X |
| | 1,2-dibrometan | 0,01 | X |
| | Vinylchlorid | 0,50 ^{c)} | X |
| PFAS (12 styk) | PFBA (perfluorbutansyre) | 0,1 ^{d)} | X |
| | PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) | | |
| | PFOS (perfluoroktansulfonsyre) | | |
| | PFHxA (perfluorhexansyre) | | |
| | PFHpA (perfluorheptansyre) | | |
| | PFOA (perfluoroktansyre) | | |
| | PFNA (perfluornonansyre) | | |
| | PFOSA (perfluoroktansulfonamid) | | |
| | PFDA (perfluordecansyre) | | |
| | PFBS (perfluorbutansulfonsyre) | | |
| PFPeA (perfluorpentansyre) | | | |
| 6:2 FTS (6:2 fluorotelomersulfonsyre) | | | |
| PFAS (4 styk) | PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) | 0,002 ^{e)} | X |
| | PFOS (perfluoroktansulfonsyre) | | |
| | PFOA (perfluoroktansyre) | | |
| | PFNA (perfluornonansyre) | | |

Risikoen for kontaminering vurderes at være lav for de halogenerede alifatiske kulbrinter. For PFAS-forbindelser kan det til gengæld være svært at udelukke afsmitning fra fx installationer i boringen eller på anden vis, ikke mindst på grund af den ekstremt lave detektionsgrænse for PFAS'erne (0,0003-0,005 µg/l, se Tabel 22) kombineret med deres udbredte anvendelse i samfundet. I forbindelse med etableringen og instrumenteringen af borerne er der fx nogle steder anvendt teflonholdige materialer, som teflontape, til tætning af rør og teflonkugler i montejus-pumper, der giver en potentiel risiko for afsmitning. Brugen af teflonholdige materialer anbefales i Teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen (Thorling, 2017), hvor denne stofgruppe i 2012 endnu ikke var identificeret som havende en potentiel forureningsrisiko. Risiko for kontaminering med PFAS fra teflonholdige materialer er beskrevet i metodetablade fra referencelaboratorierne (REFLAB, 2015), men der er pt. ikke nogen evaluering af betydningen af denne kontamineringsrisiko. Normalt antages teflon dog ikke at afgive småmolekylære PFAS'er, som dem, der analyseres i overvågningen, og de mange indtag uden fund kunne understøtte, at afsmitning fra teflon ikke er et problem for GRUMO-borerne.

Status PFAS

Tabel 22 viser enkeltstof- og sumværdier for de 12 PFAS-forbindelser, som blev analyseret igennem hele perioden 2017-2021 og som pt. indgår i drikkevandsbekendtgørelsens kravværdi for "sum af PFAS". Der var fund af alle 12 PFAS-forbindelser, men varierende fra 2 indtag (PFOSA) til 60 indtag (PFOS). Samlet set var der fund af én eller flere PFAS-forbindelser i 124 af de 686 undersøgte indtag, svarende til 18,1 %. Denne fundandel er noget højere end ved afrapporteringen for 2 år siden, hvilket sandsynligvis

skyldes, at detektionsgrænserne løbende bliver lavere, hvilket i særdeleshed gælder de 352 PFAS-analyser i GRUMO i 2021, hvor detektionsgrænsen generelt var nedsat i forhold til de tidligere år. Fundandelen for PFAS kan derfor forventes at stige i de kommende år i takt med at flere indtag analyseres med lavere detektionsgrænser.

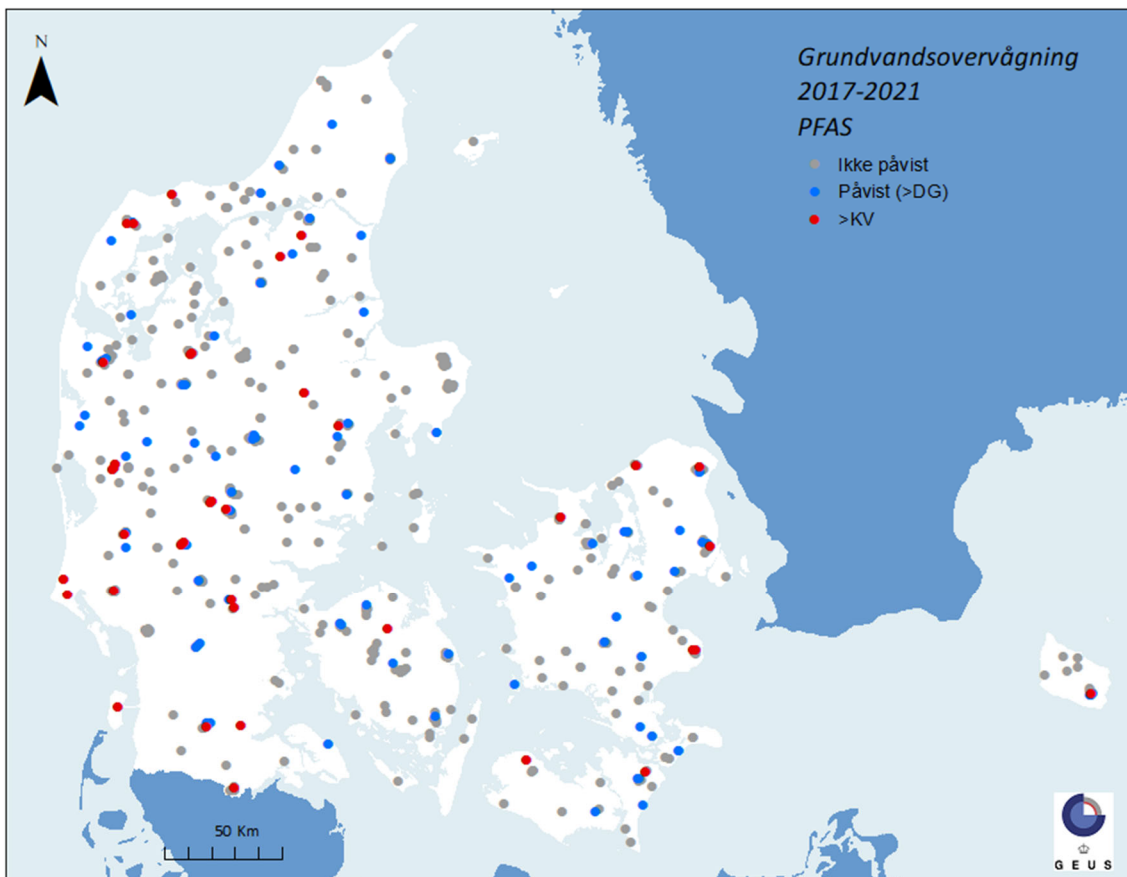
Kun to indtag overskred kravværdien på 0,1 µg/l for sum af 12 PFAS, svarende til 0,3 %. Kravværdien for sum af de fire stoffer PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA på 0,002 µg/l (Miljøstyrelsen, 2021e), som blev indført i 2021, var til gengæld overskredet i 40 indtag, svarende til 5,8 % af de undersøgte indtag. Dette til trods for at detektionsgrænsen for disse fire stoffer indtil 2021 lå på 0,001 µg/l, hvorfor summen af de fire stoffer i prøver fra før 2021 kan have ligget over 0,002 µg/l, uden at de enkelte stoffer har kunnet påvises og en overskridelse i forhold til den nuværende kravværdi har kunnet erkendes. Antallet af overskridelser af sumværdien for disse fire PFAS-forbindelser må derfor forventes at stige i takt med at flere indtag i de kommende år analyseres med lavere detektionsgrænser.

Tabel 22. GRUMO. Analyser for PFAS i 2017-2021. Typiske detektionsgrænser (DG) fra laboratoriet i perioden 2017-2021 er angivet. Kravværdi (KV) er hentet fra Tabel 21. Antal og procentvis fordeling for fund og overskridelser af kravværdien (KV) er angivet på indtagsniveau. ^{a)}Sum PFAS er beregnet ud fra de 12 analyse-rede PFAS-stoffer. ^{b)}Sum 4 PFAS er beregnet ud fra analyse af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA. ^{c)}Mange af fundene af 6:2-FTS vurderes at være falske positive, se uddybning i teksten.

| Stofnavn | DG | KV | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|---|--------------|-------|--------------|------------------|-----|------------------|-----|
| | µg/l | µg/l | I alt | ≥DG | >KV | ≥DG | >KV |
| Sum 12 PFAS ^{a)} | | 0,1 | 686 | 124 | 2 | 18,1 | 0,3 |
| Sum 4 PFAS ^{b)} | | 0,002 | 686 | 95 | 40 | 13,8 | 5,8 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) | 0,0003-0,001 | 0,002 | 686 | 60 | 17 | 8,7 | 2,5 |
| PFOA (Perfluoroktansyre) | 0,0003-0,001 | 0,002 | 686 | 43 | 16 | 6,3 | 2,3 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre) | 0,0003-0,001 | 0,002 | 686 | 32 | 8 | 4,7 | 1,2 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyre) | 0,0003-0,001 | 0,1 | 686 | 31 | 0 | 4,5 | 0,0 |
| PFHpA (Perfluorheptansyre) | 0,0003-0,001 | 0,1 | 686 | 19 | 0 | 2,8 | 0,0 |
| PFBA (Perfluorbutansyre) | 0,001-0,01 | 0,1 | 686 | 17 | 0 | 2,5 | 0,0 |
| 6:2 FTS (1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre) | 0,0003-0,005 | 0,1 | 686 | 15 ^{c)} | 0 | 2,2 | 0,0 |
| PFHxA (Perfluorhexansyre) | 0,0003-0,005 | 0,1 | 686 | 13 | 0 | 1,9 | 0,0 |
| PFPeA (Perfluorpentansyre) | 0,0003-0,005 | 0,1 | 686 | 9 | 0 | 1,3 | 0,0 |
| PFNA (Perfluornonansyre) | 0,0003-0,001 | 0,002 | 686 | 6 | 1 | 0,9 | 0,1 |
| PFDA (Perfluordecansyre) | 0,0003-0,001 | 0,1 | 686 | 3 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| PFOSA (Perfluoroktansulfonamid) | 0,0003-0,001 | 0,1 | 686 | 2 | 0 | 0,3 | 0,0 |

I 49 ud af de 124 indtag med fund blev der detekteret mere end én PFAS-forbindelse. PFOS var den hyppigst fundne PFAS-forbindelse, med fund i 8,7 % af de undersøgte indtag, hvilket er betydeligt mere end ved sidste opgørelse (Thorling mfl., 2021a). Dette skyldes igen den lavere detektionsgrænse indført i 2021 (sat ned fra 0,001 til 0,000.3 µg/l), idet 39 af de 60 fund var fra 2021, og af disse 39 fund lå de 30 på en koncentration under den tidligere detektionsgrænse og ville altså ikke være detekteret i prøver fra før 2021.

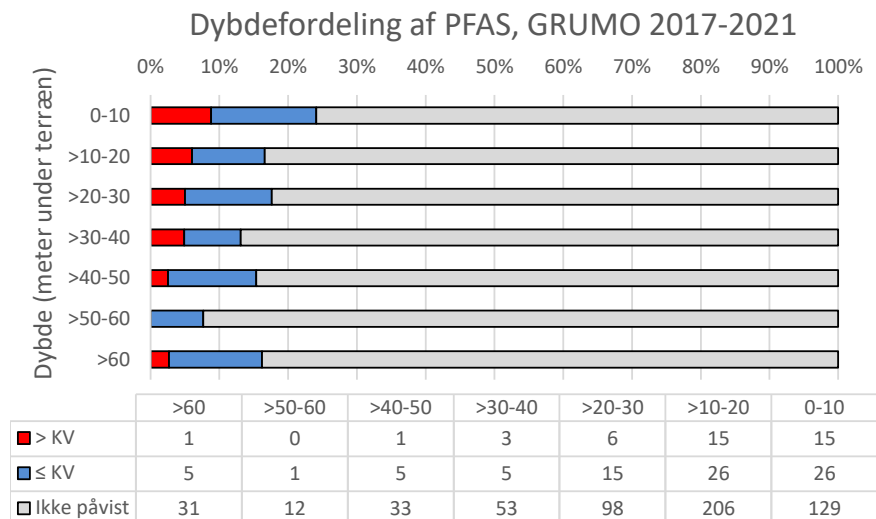
Figur 60 viser den geografiske fordeling af PFAS-fund i 686 undersøgte GRUMO-indtag. De prøvetagne indtag er spredt rundt i hele Danmark, det samme ser ud til at gælde for både fund og overskridelser af kravværdi. Det ser altså ikke ud til, at PFAS er knyttet til grundvand i særlige områder af landet.



Figur 60. GRUMO. Forekomst af PFAS i grundvand i GRUMO 2017-2021. Rød markerer fund over en fastsat kravværdi (>0,002 µg/l for Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA eller >0,1 µg/l for Sum af 12 PFAS-forbindelser, se Tabel 21). Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer intet målbart PFAS (<DG). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 61 viser dybdefordelingen for fund af PFAS. Der er færre fund med dybden, men der er samtidig færre dybe indtag, som er analyseret for PFAS, så den procentvise andel med fund er næsten konstant. Andelen af indtag med overskridelser af kravværdien ser ud til at være faldende med dybden. Da de PFAS-forbindelser, som udgør hovedandelen af fundene og overskridelserne (se Tabel 22), ikke forventes at nedbrydes, når de først har nået grundvandet (Newell mfl., 2021), kunne dette mønster indikere, at selvom PFAS allerede kan findes ned til en dybde, hvor en stor del af grundvandet indvindes til drikkevand, vil koncentrationer over den nuværende kravværdi blive et stigende problem i de kommende år.

Der har i tidligere GRUMO-rapporter været spekuleret i muligheden for falske positive i GRUMO-boringer på baggrund af uventede dybdefordelinger og forskel på, hvilke PFAS-forbindelser, som detekteres i GRUMO og i vandforsyningernes boringskontrol. Det kunne være falske positive, hvor prøverne er blevet forurenede enten i boringen eller i forbindelse med prøvetagning og analyse. De sidste par års prøvetagninger ser dog ud til at have rykket væsentligt ved dette billede, og det er således sandsynligt, at antallet af falske positive er minimeret, på trods af mindskede detektionsgrænser. Der er dog stadig mønstre, som ser mærkværdige ud, fx for stoffet 6:2-FTS, som så godt som aldrig findes i boringskontrollen, og som heller ikke er fundet i de mange undersøgte GRUMO-indtag i 2020 og 2021, bortset fra et enkelt indtag. I 2018 blev stoffet til gengæld fundet i 13 indtag, i alle tilfælde i lave koncentrationer, <0,01 µg/l. Seks af disse 13 indtag er efterfølgende genprøvetaget og i alle tilfælde uden at genfinde 6:2-FTS. Dette indikerer, at de mange fund af 6:2-FTS i 2018 er falske positive, og for dette stof er fundandelen i Tabel 22 derfor sandsynligvis ikke reel.



Figur 61. GRUMO. Dybdefordeling af 686 GRUMO-indtag, der er analyseret for PFAS i perioden 2017-2021. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l for Sum af 12 PFAS-forbindelser eller >0,002 µg/l for Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA (> KV), påvist én eller flere af 12 PFAS-forbindelser (≤ KV) eller under detektionsgrænsen for alle 12 PFAS-forbindelser (ikke påvist). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren angiver antal undersøgte indtag i de forskellige dybder opdelt efter koncentrationsintervaller. Bemærk, at der er meget få undersøgte indtag under ca. 40 meters dybde med deraf følgende øget usikkerhed på fundandelen.

Analyse af 10 ekstra PFAS-forbindelser i 2021

I 2021 blev grundvandskvalitetskriteriet, der anvendes i forbindelse med punktkilder, ændret for PFAS til at gælde summen af 22 stoffer i stedet for summen af 12 stoffer (de samme 12 PFAS-forbindelser samt yderligere 10). 280 GRUMO-indtag blev i efteråret 2021 analyseret for denne udvidede PFAS-pakke.

Tabel 23 viser, at det dog kun var et enkelt af de 10 'nye' PFAS-forbindelser (stoffet PFPS), som blev detekteret og dette kun i fire indtag, med en maks-værdi på 0,005 µg/l. Selvom datagrundlaget fortsat er lille, ser det altså ikke ud til, at de 10 tilføjede stoffer er bredt udbredt i det danske grundvand. Detektionsgrænsen for to af stofferne (PFUnS og PFTTrS) er dog meget høj (0,05 µg/l) i forhold til de typiske detektionsgrænser for PFAS-forbindelser. Til gengæld tilhører begge stoffer de meget langkædede PFAS-forbindelser, med hhv. 11 og 13 kulstofatomer, som ikke normalt vil forventes at nedrive til grundvandet på grund af deres høje hydrofobicitet og deraf følgende tendens til at sorbere i jordmiljøet.

Tabel 23. GRUMO. Analyser for 10 PFAS-forbindelser, nyligt tilføjet grundvandskvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 2021d). Grundvandskvalitetskriteriet (GKK) gælder for sum af 22 PFAS.

| Stofnavn | DG | GKK | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|-------------------------------------|--------|------|--------------|-----|-----|------------------|-----|
| | µg/l | µg/l | I alt | ≥DG | >KV | ≥DG | >KV |
| PFDS (Perfluordecansulfonsyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFUnDA (Perfluorundecansyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFDoDA (Perfluordodecansyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFTTrDA (Perfluortridecansyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFHpS (Perfluorheptansulfonsyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFPS (Perfluorpentansulfonsyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 4 | 0 | 1,4 | 0,0 |
| PFNS (Perfluornonansulfonsyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFUnS (Perfluorundecansulfonsyre) | 0,05 | 0,1 | 271 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFDoS (Perfluordodecansulfonsyre) | 0,0003 | 0,1 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PFTTrS (Perfluortridecansulfonsyre) | 0,05 | 0,1 | 271 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

Analyse af grundvandet for PFAS-precursors - TOP-analyser

Udover at analysere 10 ekstra PFAS-forbindelser i 280 indtag i 2021, blev der i 2020 og 2021 gjort et forsøg på at anvende den såkaldte TOP-analyse for PFAS (Total Oxidizable Precursor) i 145 indtag. Princippet i TOP-analysen er, at man deler prøven i to og analyserer den ene delprøve for PFAS-forbindelser, som man plejer. Den anden delprøve oxideres med et tilpasset oxidationsmiddel (fx et persulfatsalt under opvarmning og/eller basiske forhold), hvorefter den oxiderede delprøve analyseres for de samme PFAS-forbindelser som den ikke-oxiderede delprøve. Metoden blev første gang foreslået af Houtz og Sedlak (2012), og teorien bag er, at de forbindelser man normalt analyserer for (særligt med fokus på PFOS og PFOA), både er stoffer som kan have været direkte udledt til miljøet, men også kan være slutprodukter fra en række andre PFAS-forbindelser udsat for naturlige oxidationsprocesser i miljøet. TOP-analysen kan altså i princippet afsløre, om en prøve indeholder PFAS-forbindelser, som ikke analyseres, men som med tiden kan ende som nogle af de PFAS-forbindelser, der analyseres for.

Tabel 24 viser resultatet af TOP-analyserne for 145 GRUMO-indtag. Som det ses, er der ikke generelt en tendens til dannelse af de 12 PFAS-forbindelser ved oxidationen, med undtagelse af PFBA og måske PFPeA (de to kortkædede perfluorerede carboxylsyrer). For især PFBA er der langt flere fund med oxidation (23) end uden (4). I tre af de fire fund uden oxidation er der dog ikke fund med oxidation, selvom koncentrationen var højere end detektionsgrænsen for TOP-analysen (denne ligger generelt på det dobbelte af detektionsgrænsen for standardanalysen). Dette kunne tyde på, at oxidationen også påvirker PFBA selv eller i hvert fald detektionen af stoffet. For PFOS, som TOP-metoden oprindeligt er udviklet til, er der langt flere fund uden oxidation end med, hvilket igen indikerer, at oxidationen påvirker enten stoffet selv eller detektionen af det, selvom der naturligvis burde være taget højde for dette i laboratoriets metode.

Tabel 24. GRUMO. Sammenligning af fund af PFAS-forbindelser i TOP-analyse af 145 indtag. Normal er analyse uden oxidation. TOP er analyse med oxidation. Overlap er prøver, hvor PFAS-forbindelsen er detekteret både med og uden oxidation.

| Stofnavn | DG (µg/l) | | Antal | | |
|----------|-----------|-------|------------|---------|---------|
| | Normal | TOP | Normal >DG | TOP >DG | Overlap |
| PFBA | 0,001 | 0,002 | 4 | 23 | 1 |
| PFHxS | 0,001 | 0,002 | 4 | 4 | 2 |
| PFOS | 0,001 | 0,002 | 15 | 3 | 2 |
| PFHxA | 0,005 | 0,01 | 1 | 3 | 1 |
| PFHpA | 0,001 | 0,002 | 1 | 3 | 0 |
| PFOA | 0,001 | 0,002 | 2 | 2 | 0 |
| PFNA | 0,001 | 0,002 | 1 | 0 | 0 |
| PFOSA | 0,001 | 0,002 | 0 | 0 | 0 |
| PFDA | 0,001 | 0,002 | 1 | 1 | 0 |
| PFBS | 0,001 | 0,002 | 1 | 3 | 1 |
| PFPeA | 0,005 | 0,01 | 1 | 5 | 1 |
| 6:2 FTS | 0,001 | 0,002 | 0 | 3 | 0 |

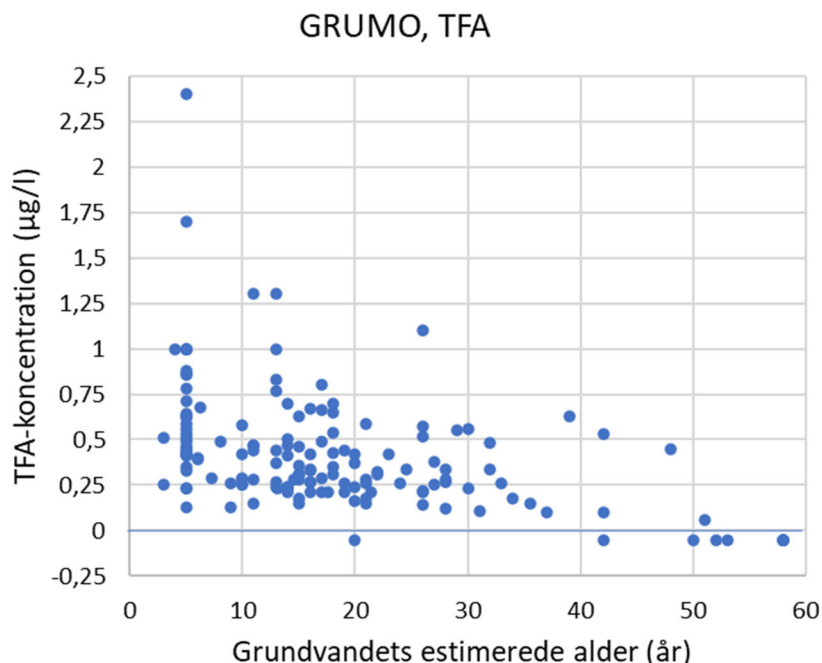
Det er således vanskeligt at konkludere på resultatet af TOP-analyserne, men hvis princippet i metoden ellers virker på grundvandsprøver, ser det ikke umiddelbart ud til, at der generelt er en større pulje precursors til stede i prøverne. Endvidere ser det ikke ud til, at metoden er specielt velegnet til grundvandsprøver med lave koncentrationer af PFAS-forbindelser, da der er mange prøver, hvor der kun detekteres et stof uden oxidation, særligt gældende for PFOS. En undtagelse kan være de to kortkædede carboxylsyreforbindelser PFBA og PFPeA, hvor der i en række tilfælde er enten fund eller højere koncentration med TOP-analyse sammenlignet med standard-analysen.

TFA

Trifluoreddikesyre (TFA) er et af de simpleste PFAS-stoffer. I 2020 blev der i forbindelse med en pesticid-screening af 247 GRUMO-indtag fundet TFA over detektionsgrænsen på 0,05 µg/l i de 219 af indtagene. I 2021 er kun et enkelt indtag analyseret for TFA (genfindning af fund i et indtag fra 2020-screeningen), og der er således ikke tilføjet viden om udbredelsen af TFA i GRUMO-boringer siden sidste års afrapportering (Thorling mfl. 2021a). I sidste års GRUMO-rapport (Thorling mfl., 2021b, Appendiks 3.2) blev det konkluderet, at der var troværdige grundvandsdateringer for 661 GRUMO-boringer (dateret enten med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden (i indtag med alle vandtyper) eller med CFC-metoden (i indtag med iltholdigt vand). TFA er analyseret i 151 af disse indtag og fundet i de 142, hvilket giver en mulighed for at se eventuelle tendenser for koncentrationer i forhold grundvandets alder.

Figur 62 viser koncentrationen af TFA som funktion af grundvandets alder. Det fremgår, at jo yngre vandet er, desto højere koncentrationer kan der findes af TFA. Middel- og median-koncentration i grundvand, som er dateret til yngre end 15 år, (hhv. 0,56 og 0,46 µg/l, $n=70$) er betragteligt højere end tilsvarende værdier for vand dateret til 15-30 år (hhv. 0,36 og 0,31 µg/l, $n=59$), som igen ser ud til at være højere end i vand, som er dateret til at være 30-45 år gammelt (hhv. 0,28 og 0,23 µg/l, $n=13$). Dog med det forbehold, at der er få indtag som er analyseret for TFA, som er dateret til mere end ca. 30 år.

En langsom nedbrydning af TFA i grundvandsmagasinerne kunne forårsage en sådan sammenhæng mellem koncentration og alder, men nedbrydning af TFA i jord er ikke velundersøgt, og det kan ikke konkluderes om en sådan nedbrydning finder sted. Sammenhængen kunne stemme godt overens med en teori om, at TFA stammer fra diffus atmosfærisk deposition, da denne er steget betydeligt gennem de seneste 50 år (Pickard mfl., 2020; Cahill, 2022). Koncentrationerne i en del indtag med yngre vand ligger dog noget over de niveauer, som er målt i regnvand i Nordtyskland (nedbørsvægtet middelkoncentration op til 0,4 µg/l (Freeling, mfl., 2020)) og i Midtsverige, hvor gennemsnitlige årlige værdi ligger på 0,1 µg/l, og den maksimale månedsmiddel ligger på 0,3 µg/l (Bjørnsdotter mfl., 2022). Dette indikerer, at der også er andre mere lokale kilder til TFA, fx nedbrydning stoffet, der indeholder en $-\text{CF}_3$ -gruppe, herunder pesticider (Scheurer mfl., 2017).



Figur 62. GRUMO. Koncentration af TFA i indtag, hvor grundvandet er dateret med enten $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden (i indtag med alle vandtyper) eller med CFC-metoden (i indtag med iltholdigt vand). Negative værdier afspejler prøver, hvor koncentrationen lå under detektionsgrænsen på 0,05 µg/l.

Konklusion PFAS

Samlet set må det konkluderes, at PFAS-forbindelser detekteres i en betydelig andel af de undersøgte GRUMO-indtag. Koncentrationen af PFAS er i langt de fleste tilfælde betydeligt under grænseværdien for Sum af 12 PFAS (0,1 µg/l) men i en del tilfælde overskrides sumværdien for de fire stoffer PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA (0,002 µg/l). Der er fortsat mistænkte tilfælde af falske positive for PFAS i GRUMO-indtag, men det ser ikke ud til at forstyrre det samlede billede. Forsøg på at dække bredere end de 12 PFAS-forbindelser, som igennem en årrække har indgået i drikkevandsbekendtgørelsen, har ikke væsentligt forøget antallet af PFAS-fund eller den samlede koncentration af PFAS. Det gælder både inkludering af yderligere 10 PFAS-forbindelser og analyse med TOP-metoden. Hvis TFA betragtes som en PFAS-forbindelse, hvilket dens kemiske struktur angiver, at den er, kan der sandsynligvis detekteres PFAS i størstedelen af GRUMO-indtagene, men med den nuværende kravværdi for TFA på 9 µg/l bidrager TFA ikke til overskridelser af kravværdien.

Status halogenerede alifatiske kulbrinter

Tabel 25 viser indholdet af de enkelte halogenerede alifatiske kulbrinter (7 analyserede stoffer) i indtag analyseret i perioden 2017-2021. Chloroform var det absolut hyppigst fundne stof med fund i 10,9 % af de undersøgte indtag. Fundandelen og andelen af borer med overskridelser for chloroform ligner det, som sås for forrige periode (2011-2016, Thorling mfl. 2019). For den periode blev det på baggrund af en nærmere dataanalyse konkluderet, at der hovedsageligt var tale om naturlig forekomst af chloroform (Thorling mfl. 2019). Der er ikke i mellemtiden opstået tvivl om denne konklusion, og de fleste fund i det nye datasæt antages derfor også at være forårsaget af naturlig chloroformdannelse.

Blandt de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter er fundandelene lave (0-1,9 %) og andelen med overskridelser af kravværdien meget lave (0-0,4 %). Det skal dog understreges, at cis-dichlorethylen, som normalt anses for at være det mest udbredte og problematiske stof i stofgruppen i forhold til grundvandsforurening, ikke hidtil er blevet analyseret i GRUMO. Nedbrydningsproduktet vinylchlorid har en større giftighed end moderstofferne (tetrachlorethylen, trichlorethylen og dichlorethylene) og derfor en lavere grænseværdi i drikkevand (0,50 µg/l). Denne grænseværdi var overskredet i 4 ud af 1.006 analyserede GRUMO-indtag. Grundvandskvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 2021d) for vinylchlorid er 0,2 µg/l, hvilket var overskredet i 8 ud af 1006 indtag. Udover chloroform og vinylchlorid var der blandt de halogenerede alifatiske kulbrinter overskridelse af kravværdien i et enkelt indtag for stoffet trichlorethylen.

Tabel 25. GRUMO. Analyser for halogenerede alifatiske kulbrinter i GRUMO i 2017-2021. Den typiske detektionsgrænse (DG) fra laboratoriet er angivet. Kravværdi, fj. drikkevandsbekendtgørelsen (KV) er hentet fra Tabel 21. Antal og %-vis fordeling for fund og overskridelser af kravværdien (KV) er angivet på indtagniveau.

| Stofnavn | DG | KV | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|----------------------------|-------|------|--------------|-----|-----|------------------|-----|
| | µg/l | µg/l | I alt | ≥DG | >KV | ≥DG | >KV |
| Chloroform (trichlormetan) | 0,02 | 1 | 1.006 | 110 | 6 | 10,9 | 0,6 |
| Trichlorethylen | 0,02 | 1 | 1.006 | 19 | 1 | 1,9 | 0,1 |
| Vinylchlorid | 0,02 | 0,50 | 1.006 | 15 | 4 | 1,5 | 0,4 |
| Tetrachlorethylen | 0,02 | 1 | 1.006 | 11 | 0 | 1,1 | 0,0 |
| 1,1,1-trichloretan | 0,02 | 1 | 1.006 | 3 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| Tetrachlormetan | 0,02 | 1 | 1.006 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 1,2-dibromethan | 0,003 | 0,01 | 1.006 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

Hvis man sammenligner perioden 2017-2021 med forrige programperiode (2011-2016, Thorling mfl. 2019) er fundandelene for trichlorethylen og vinylchlorid ca. fordoblet i seneste periode, mens de er uændrede for de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter. Selvom der er tale om lave fundandele og deraf følgende større usikkerhed på data, kan man altså ikke på baggrund af GRUMO-data konkludere at grundvandsforureningen med halogenerede alifatiske kulbrinter er for nedadgående, snarere tværtimod. Dette på trods af et formodet stop af nye forureninger for efterhånden en del år siden og amternes og Regionernes efterfølgende arbejde med oprensning af kendte punktfureninger.

7.2 vandforsyningsboringer

Datagrundlag og metode

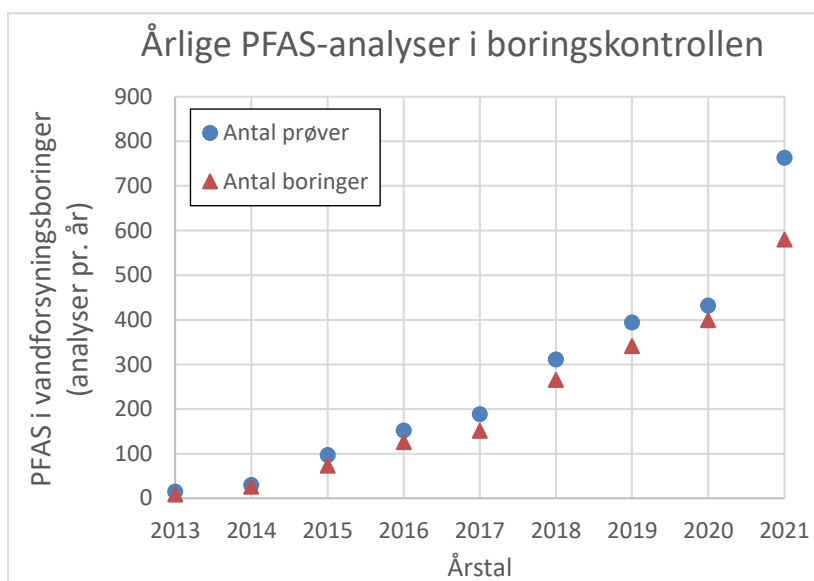
Organiske mikroforureninger i vandforsyningsboringer overvåges gennem vandforsyningernes boringskontrol, der er fastlagt i drikkevandsbekendtgørelsen. Valget af analyseparametre afhænger af, hvilke formodede eller kendte risici for forurening af grundvandet, der optræder inden for de enkelte vandforsyningers indvindingsoplande. Dette formuleres som følger i drikkevandsbekendtgørelsen: "Kontrol for andre organiske mikroforureninger vælges efter de forureningskilder, der er i området... Hvis der i indvindingsoplandet vides at være arealer, som er eller kan være forurenede med organiske mikroforureninger, skal der kontrolleres for disse stoffer, medmindre stofferne vurderes ikke at udgøre en trussel for grundvandet". Udover de overordnede stofgrupper, som indgår i GRUMO, og som derfor er beskrevet ovenfor, tilhører medicin stoffer også de organiske mikroforureninger. Der var dog ingen indrapporterede analyser af medicin stoffer i vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021.

For at tilpasse datasættet til kontrolhyppigheden for vandforsyningsanlæg bygger opgørelserne i denne rapport på data fra perioden 2017-2021, idet alle aktive vandforsyningsboringer skal analyseres mindst én gang i en femårs periode jf. drikkevandsbekendtgørelsen. Dette gælder dog som nævnt ovenfor kun for boringer med potentielle forureningskilder i oplandet og andelen af fund såvel som overskridelser af grænseværdier må derfor forventes at være overestimeret i forhold til det danske grundvand generelt. Analyse kvaliteten er underkastet de samme analyse kvalitetskrav som for NOVANA, se kapitel 2. I perioden 2017-2021 er der gennemført analyser af 141 forskellige stoffer i et meget forskelligt antal vandforsyningsboringer (fra 1 til 2801). 65 af de undersøgte stoffer er analyseret i mindst 100 boringer.

I dette kapitel indgår der kun stoffer, som er analyseret i mindst 100 boringer, og hvor der er fund i mindst 1 % af de undersøgte boringer, samt stoffer, der indgår som del af en sumværdi, hvor der er fund i mindst 1 % af de undersøgte boringer. Analyseresultater for samtlige 141 analyserede stoffer er præsenteret i bilag 6. Opgørelserne viser, i hvor mange vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021 der mindst én gang har været påvist et konkret stof (\geq DG), eller der mindst én gang har været koncentrationer over kravværdien ($>$ KV). Boringer, som er over kravværdien, indgår også i den andel af boringer, som er \geq DG, på samme måde som for grundvandsovervågningen i kapitel 8.1.

Status PFAS

Figur 63 viser, at omfanget af PFAS-analyser i danske vandforsyningsboringer er steget kraftigt siden 2013, hvor 8 boringer blev undersøgt. Der ses særligt en stor stigning fra 2014 til 2015, hvor PFAS indførtes i drikkevandsbekendtgørelsen og igen i fra 2020 til 2021, hvor kravværdien blev sænket for fire af de 12 PFAS-stoffer i bekendtgørelsen.



Figur 63. Vandforsyning. Antallet af boringer med analyser for PFAS siden de første analyser i 2013.

Tabel 26 viser antal undersøgte boringer og fundandele for de enkelte PFAS-stoffer samt for de to sumværdier, der indgår i drikkevandsbekendtgørelsen. PFAS er i perioden 2017-2021 analyseret i prøver fra 1.304 boringer og mindst én PFAS-forbindelse blev fundet i 98 af disse, svarende til 7,5 % af de undersøgte boringer.

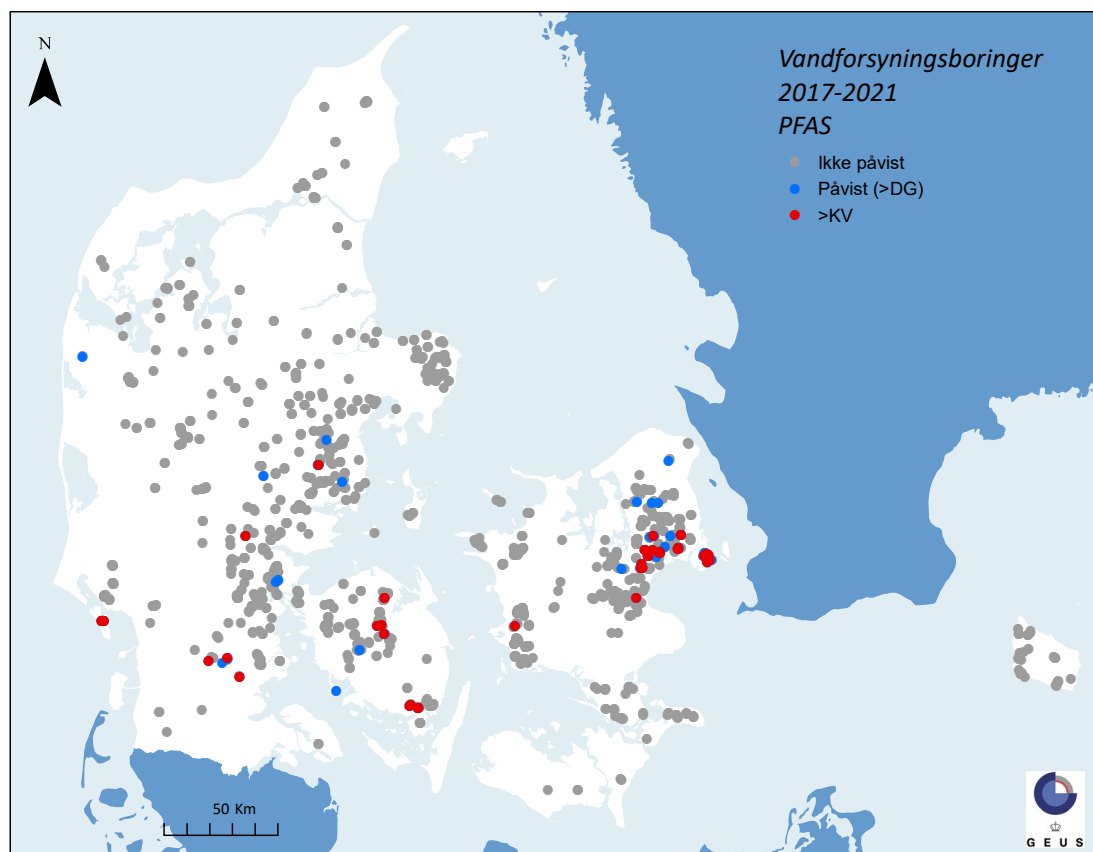
Tabel 26. Vandforsyning. Analyser for PFAS i vandforsyningsboringer 2017-2021. Typiske detektionsgrænser (DG) fra laboratoriet i perioden 2017-2021 er angivet. Antal og procentvis fordeling for fund og overskridelser af kravværdien (KV), se Tabel 21, er angivet på boringsniveau. ^{a)}”Sum PFAS” er beregnet ud fra de 12 analyserede PFAS-stoffer. ^{b)}”Sum 4 PFAS” er beregnet ud fra analyse af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA.

| Stofnavn | DG (µg/l) | KV (µg/l) | Boringer antal | | | Boringer andel (%) | |
|--|--------------|--------------|----------------|-----|-----|--------------------|-----|
| | | | I alt | ≥DG | >KV | ≥DG | >KV |
| Sum PFAS ^{a)} | | 0,1 | 1.304 | 98 | 0 | 7,5 | 0,0 |
| Sum 4 PFAS ^{b)} | | 0,002 | 1.304 | 76 | 53 | 5,8 | 4,1 |
| PFOA (Perfluoroktansyre) | 0,0001-0,01 | 0,002 | 1.304 | 49 | 24 | 3,8 | 1,8 |
| PFBA (Perfluorbutansyre) | 0,0006-0,01 | 0,1 | 1.284 | 42 | 0 | 3,3 | 0,0 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre) | 0,0001-0,01 | 0,002 | 1.293 | 40 | 12 | 3,1 | 0,9 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) | 0,0001-0,01 | 0,002 | 1.304 | 35 | 16 | 2,7 | 1,2 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyre) | 0,0003-0,01 | 0,1 | 1.287 | 26 | 0 | 2,0 | 0,0 |
| PFHxA (Perfluorhexansyre) | 0,0003-0,01 | 0,1 | 1.287 | 21 | 0 | 1,6 | 0,0 |
| PFPeA (Perfluorpentansyre) | 0,0006-0,01 | 0,1 | 1.287 | 18 | 0 | 1,4 | 0,0 |
| PFHpA (Perfluorheptansyre) | 0,0003-0,01 | 0,1 | 1.279 | 15 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 6:2 FTS (1H,1H,2H,2H-Perfluoroc-tansulfonsyre) | 0,0003-0,01 | 0,1 | 1.284 | 4 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| PFNA (Perfluornonansyre) | 0,0001-0,01 | 0,002 | 1.293 | 3 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| PFOSA (Perfluoroktansulfonamid) | 0,0003-0,01 | 0,1 | 1.287 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| PFDA (Perfluordecansyre) | 0,0006-0,01 | 0,1 | 1.278 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

I godt halvdelen (51) af boringerne med fund blev der detekteret mere end én PFAS-forbindelse. Sumværdien for 12 PFAS (0,1 µg/l) blev ikke overskredet i nogen af de undersøgte boringer, men den i 2021 indførte kravværdi for Sum af 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA) på 0,002 µg/l var til gengæld overskredet i 53 boringer, svarende til 4,1 %. Det skal bemærkes, at detektionsgrænsen for disse fire stoffer indtil 2021 lå på mindst 0,001 µg/l, hvorfor sumværdien på 0,002 µg/l kan have været overskredet, uden at de enkelte stoffer har kunnet detekteres, og en overskridelse dermed har kunnet erkendes. Antallet af overskridelser af sumværdien for disse fire PFAS-forbindelser må derfor forventes at stige i takt med, at prøverne i de kommende år analyseres med de nye, lavere detektionsgrænser. Den højeste målte værdi for Sum 4 PFAS var 0,026 µg/l, altså 13 gange den nye kravværdi. Tre boringer overskred kravværdien med mere end en faktor 5, imens de fleste overskridelser lå forholdsvist tæt ved kravværdien.

PFOA var den hyppigst fundne PFAS-forbindelse i boringskontrollen og dét stof, som i sig selv hyppigst overskred kravværdien på 0,002 µg/l. I GRUMO var PFOS den hyppigst fundne PFAS-forbindelse med PFOA som den næsthypigste. Der er dog generelt rimelig overensstemmelse mellem hvilke PFAS-forbindelser, der findes hyppigst, for GRUMO og boringskontrollen, bortset fra 6:2-FTS, hvor der, som diskuteres i kapitel 7.1, sandsynligvis er en række falske positive i GRUMO-datasættet.

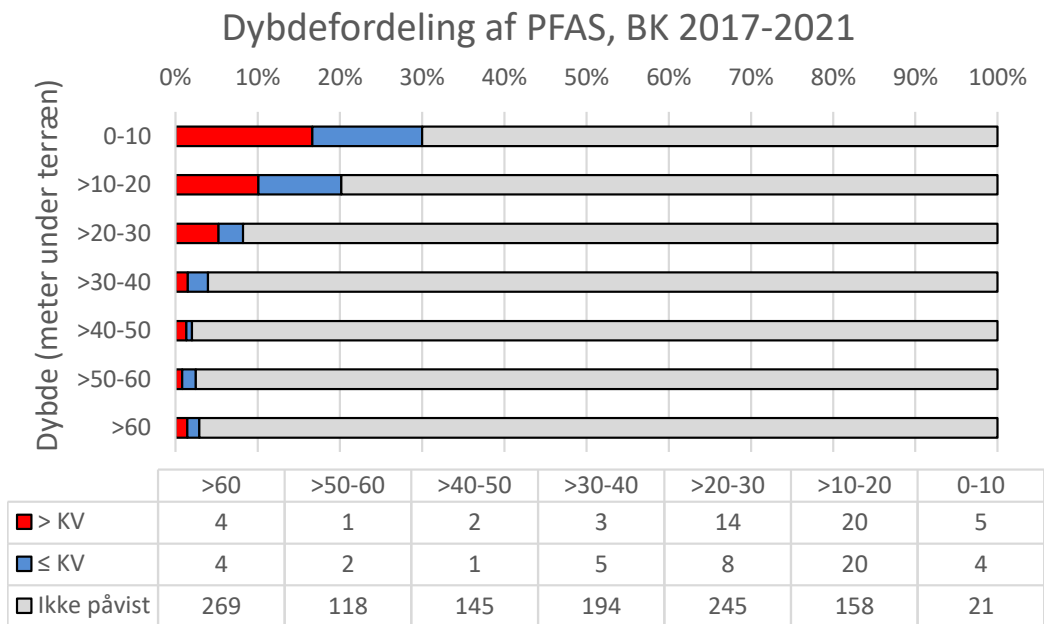
Figur 64 viser den geografiske fordeling af PFAS i Danmark for vandforsyningsboringer. I modsætning til PFAS i GRUMO er der nogle tydelige tendenser. For det første er de undersøgte boringer geografisk meget skævt fordelt, med størst tæthed i Østjylland, på vestlige halvdel af Fyn, på vestligste del af Sjælland og på Østsjælland. Omvendt er der meget få analyser af boringer i Vestjylland, i Nordjylland og på Lolland-Falster, også set i forhold til antal aktive indtag i disse områder (se Appendiks 2.3).



Figur 64. Vandforsyning. Forekomst af PFAS i vandforsyningsboringer 2017-2021. Rød markerer fund over en fastsat kravværdi ($>0,002 \mu\text{g/l}$ for Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA eller $>0,1 \mu\text{g/l}$ for Sum af 12 PFAS-forbindelser, se Tabel 21). Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer ingen målbare PFAS-forbindelser ($<DG$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Fund af PFAS og i særdeleshed overskridelser af kravværdien for Sum af 4 PFAS er koncentreret omkring København og i mindre grad på Fyn. Hertil kommer enkelte fund og overskridelser i Øst- og Sydjylland. Det kunne skyldes, at vandværkerne indvinder tættere ved terræn omkring København og på Sjælland end i Vestjylland, se Figur 84 appendiks 2. PFAS-forurening af grundvandet er dog også kendt for at være knyttet til særlige aktiviteter, såsom øvelsespladser for brandslukning, kemi- metal- og malingsindustri samt produktion af tæpper og møbler (Miljøstyrelsen, 2014; 2016; 2022). Det må derfor forventes, at vandforsyninger med sådanne industrier i oplandet til drikkevandsboringer er særligt opmærksomme på at få analyseret for PFAS, og at fundene derfor afspejler beliggenheder af disse aktiviteter. Fordelingen af PFAS-fund i GRUMO-indtag viser dog, at PFAS-forbindelser kan findes over hele landet, også i koncentrationer over kravværdien for Sum af 4 PFAS, se Figur 60.

Figur 65 viser dybdefordelingen af PFAS-fund i vandforsyningsboringer. Der ses en mere tydelig dybdefordeling end i grundvandsovervågningen, se Figur 61, med en tydeligt aftagende andel af både fund og overskridelser af kravværdien med dybden. Denne dybdefordeling tyder på, at PFAS-forbindelser i øjeblikket hovedsageligt befinder sig i det øverste grundvand, hvilket stemmer godt overens med, at den største anvendelse af PFAS-forbindelser er foregået inden for de sidste 40 år. Da de fleste af de analyserede PFAS-forbindelser ikke antages at nedbrydes i jordmiljøet, og der samtidig er kommet øget fokus på mindsket udledning af PFAS til både jord- og vandmiljø via fx brandskum, må dybdefordelingen forventes at ændres i fremtiden. Det tydelige mønster i dybdefordeling indikerer endvidere, at der for vandforsyningsboringernes vedkommende på den ene side ikke er tale om udbredt kontaminering af vandet i boringen eller i forbindelse med prøvetagning, men at der dog samtidig er tale om reel forekomst af PFAS-forbindelser i grundvandet.

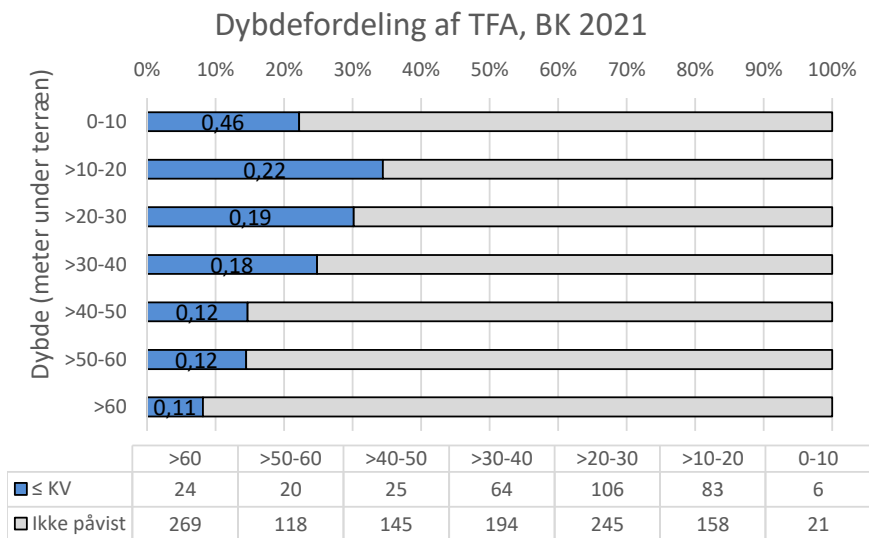


Figur 65. Vandforsyning. Dybdefordeling for PFAS i vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021. PFAS er opdelt i tre koncentrationsintervaller: > KV (>0,002 µg/l for Sum af 4 PFAS-forbindelser), ≤ KV (påvist én eller flere af 12 PFAS-forbindelser) eller Ikke påvist (under detektionsgrænsen for alle 12 PFAS-forbindelser). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren viser antal undersøgte boringer i de forskellige dybder opdelt efter koncentrationsintervaller. Bemærk at der er meget få undersøgte indtag fra 0-10 meters dybde med deraf følgende øget usikkerhed på fundandelen.

TFA

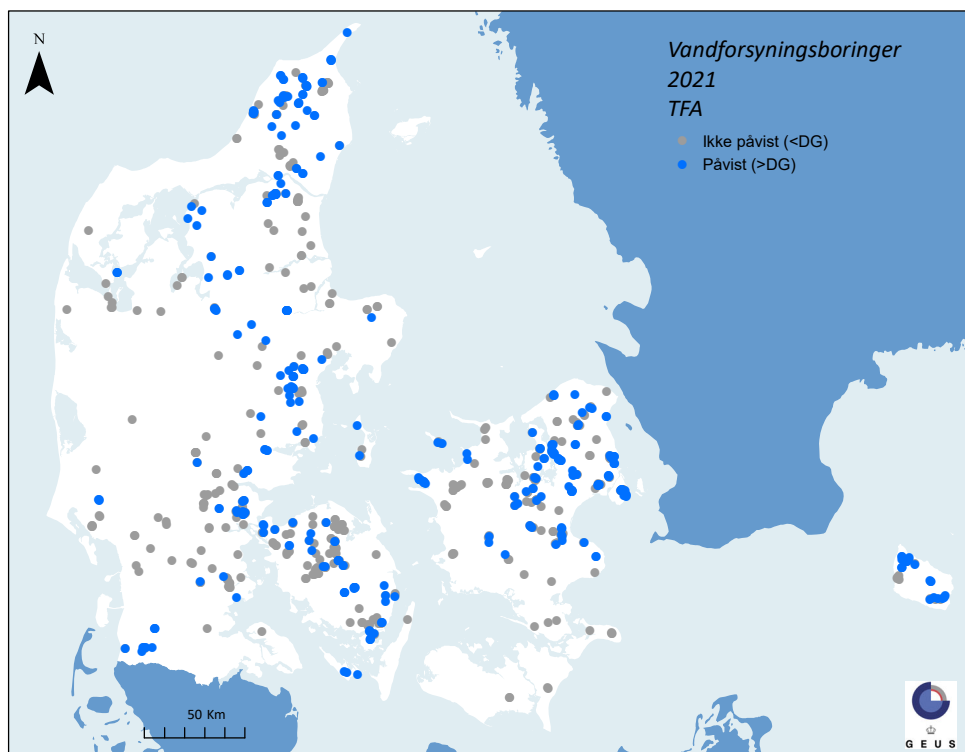
Mange vandforsyninger begyndte at analysere for TFA efter de mange fund i GRUMO-boringer i 2020. I forlængelse heraf blev TFA optaget i drikkevandsbekendtgørelsen med en kravværdi på 9 µg/l. I alt er 778 boringer blevet undersøgt og TFA-koncentrationen lå over detektionsgrænsen (på typisk 0,05 µg/l) i de 328. Den højeste målte koncentration var 2,1 µg/l, men det er meget tvivlsomt, om der er tale om en korrekt måling, da det er den eneste TFA-koncentration over 1 µg/l i vandforsyningsboringerne, og fundet blev gjort i en dyb boring med indtag fra 106-112 m u.t., hvor der ikke i øvrigt findes andre organiske forureninger. Ca. 30 % af de øvrige TFA-fund lå fra 0,2-1,0 µg/l, mens resten af fundene fordelte sig jævnt mellem 0,05 og 0,2 µg/l. Der var således ingen fund over kravværdien.

Figur 66 viser dybdefordelingen af TFA i vandforsyningsboringer med gennemsnitskoncentration angivet for hver dybde. Både fundandel og koncentration aftager med dybden, hvilket stemmer godt overens med den negative sammenhæng mellem TFA-koncentration og estimeret grundvandsalder i GRUMO-indtag, se Figur 62. Da TFA, med den nuværende viden, ikke forventes at nedbrydes i jordmiljøet, må såvel koncentrationer som antallet af fund af TFA forventes at stige fremover. Den lidt lavere fundandel i 0-10 m er næppe tegn på faldende input fra atmosfæren, men skyldes i højere grad det ringere datagrundlag for helt terrænnære indvindingsboringer, der derudover ofte står i udstrømningsområder, og derfor ikke repræsenterer nydannet grundvand.



Figur 66. Vandforsyning. Dybdefordeling af TFA i vandforsyningsboringer, 2021. TFA er opdelt i to koncentrationsintervaller: ≤ KV på 9 µg/l, (påvist TFA) eller ikke påvist (under detektionsgrænsen). Dybden angiver afstanden fra terrænen til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren angiver antal undersøgte boringer i de forskellige indtagsdybder opdelt efter koncentrationsintervaller. Tal i de blå felter angiver gennemsnits-koncentration for TFA-fund i den givne dybde.

Figur 67 viser den geografiske fordeling af analyser og fund for TFA i boringskontrollen i 2021. Der er en del områder, særligt i Vestjylland og på Lolland-Falster, hvor antallet af boringer analyseret for TFA er meget lavt, mens fundene generelt ligger spredt ud over alle områder, hvor der er blevet analyseret for TFA.



Figur 67. Vandforsyning. Forekomst af TFA i boringskontrollen i 2021. Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer intet målbart TFA (<DG). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Status øvrige organiske mikroforureninger

Tabel 27 viser antal boringer med analyser, og hvor ofte et stof blev fundet for de 21 organiske mikroforurenings-stoffer (eksklusive PFAS-forbindelser), som blev undersøgt i mindst 100 vandforsyningsboringer, og hvor der var fund i mindst 1 % af de undersøgte boringer. Tabellen er sorteret efter fundandel for stofferne.

Tabel 27. Vandforsyning. Organiske mikroforurenings-stoffer analyseret i mindst 100 aktive vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021 sorteret efter fundandel. For hvert stof er angivet det antal og andel boringer med analyse for det pågældende stof, boringer med mindst ét fund og boringer med mindst én overskridelse af kravværdien. Den typiske detektionsgrænse er angivet, men i tilfælde, hvor denne varierer meget, er det typiske interval angivet. Se også bilag 6, hvor antal prøver og fund i aktive vandforsyningsboringer er opgjort for samtlige 141 analyserede stoffer i gruppen organiske mikroforureninger, for perioden 2017-2021. ^{a)}Miljøstyrelsen (2021d).

| Stofnavn | DG (µg/l) | KV (µg/l) | Boringer antal | | | Boringer andel (%) | |
|--------------------------------------|------------|-----------------|----------------|-----|-----|--------------------|-----|
| | | | I alt | ≥DG | >KV | ≥DG | >KV |
| Anioniske detergenter | 0,02 | - | 601 | 280 | - | 46,6 | - |
| Xylen | 0,02 | 5 ^{a)} | 352 | 45 | 0 | 12,8 | 0,0 |
| MTBE | 0,02-0,1 | 5 ^{a)} | 987 | 69 | 0 | 7,0 | 0,0 |
| 1,1-dichlorethan | 0,02 | - | 837 | 34 | - | 4,1 | - |
| Toluen | 0,02 | 5 ^{a)} | 2049 | 83 | 0 | 4,1 | 0,0 |
| Trichlorethylen | 0,02 | 1 | 2362 | 86 | 16 | 3,6 | 0,7 |
| cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE) | 0,02 | 1 | 2336 | 84 | 18 | 3,6 | 0,8 |
| Vinylchlorid | 0,02 | 0,50 | 1401 | 42 | 6 | 3,0 | 0,4 |
| C10-C25 kulbrintefraktion | 5-8 | - | 735 | 19 | - | 2,6 | - |
| Tetrachlorethylen | 0,02 | 1 | 2357 | 54 | 8 | 2,3 | 0,3 |
| Dichlormethan | 0,02 | 1 | 1503 | 25 | 0 | 1,7 | 0,0 |
| trans-1,2-dichlorethylen (trans-DCE) | 0,02 | 1 | 1862 | 30 | 2 | 1,6 | 0,1 |
| Chloroform (trichlormethan) | 0,02 | 1 | 2370 | 37 | 0 | 1,6 | 0,0 |
| m+p-xylen | 0,02 | 5 ^{a)} | 1824 | 27 | 0 | 1,5 | 0,0 |
| Tert-butyl-alkohol | 0,1-1 | - | 389 | 5 | - | 1,3 | - |
| Ethylbenzen | 0,02 | 5 ^{a)} | 1961 | 25 | 0 | 1,3 | 0,0 |
| 1,2-dichlorethan | 0,02 | 1 | 2330 | 28 | 3 | 1,2 | 0,1 |
| 1,2-Dichlorpropan | 0,02 | 1 ^{a)} | 342 | 4 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| C6-C35 kulbrintefraktion | 2-9 | - | 615 | 7 | - | 1,1 | - |
| Benzen | 0,02 | 1 | 2801 | 31 | 3 | 1,1 | 0,1 |
| Benz(ghi)perylen | 0,001-0,01 | 0,1 | 824 | 9 | 0 | 1,1 | 0,0 |

Anioniske detergenter er absolut den parameter (sumparameter) inden for de organiske mikroforurenin-ger, der har flest boringer med fund (280) og den største fundandel (47 %). Anioniske detergenter er en sumparameter, hvor analysen medtager naturlige anioniske organiske stoffer i grundvandet (REFLAB, 2013), hvilket gør det usikkert, hvorvidt lave koncentrationer af anioniske detergenter stammer fra antropogene kilder eller fra et naturligt baggrundsniveau. Som det blev diskuteret i en tidligere GRUMO-rapport (Thorling mfl. 2019), er der for mange af fundenes vedkommende tale om en naturlig baggrund af stoffer med kemiske egenskaber, der minder om anioniske detergenter. Anioniske detergenter udgør altså næppe et stort problem for den danske grundvandskvalitet, på trods af de hyppige fund af stofgruppen, og anioniske detergenter er da også pr. oktober 2017 fjernet fra drikkevandsbekendtgørelsen.

Bortset fra tre fund af benzen over kravværdien, tilhørte alle øvrige stoffer, som overskred kravværdien, gruppen af chlorerede alifatiske kulbrinter (typisk chlorerede opløsningsmidler). Det hyppigst fundne chlorerede opløsningsmiddel var 1,1-dichlorethan, som blev fundet i 34 ud af 837 undersøgte vandforsyningsboringer. 1,1-dichlorethan har som det eneste chlorerede opløsningsmiddel ikke en kravværdi eller et grundvandskvalitetskriterie, og det er derfor ikke muligt at opgøre eventuelle overskridelser. Den manglende kravværdi virker umiddelbart overraskende, da stoffet er mistænkt for at være kræftfremkaldende (HHS, 2015). Højest fundne koncentration af 1,1-dichlorethan var 2,1 µg/l, og i fem boringer var koncentrationen på over 1 µg/l, som er kravværdien for de øvrige chlorerede opløsningsmidler. 1,1-dichlorethan anvendes i diverse industrielle processer, men dets forekomst i grundvandet kan muligvis også skyldes dannelse ved nedbrydning af andre chlorerede opløsningsmidler. I hvert fald ses en høj grad af sammenfald med nedbrydningsproduktet cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE), som blev fundet i 27 ud af 34 vandforsyningsboringer med 1,1-dichlorethan.

De næsthøjest fundne chlorerede alifatiske kulbrinter var cis-DCE og trichlorethylen (TCE) fundet i hhv. 84 og 86 boringer, hvilket i begge tilfælde gav fundandele på 3,6 %. Cis-DCE er et nedbrydningsprodukt fra TCE og tetrachlorethylen (PCE). Cis-DCE ophobes ofte ved nedbrydning af TCE og PCE under iltfrie forhold og udgør ofte den største trussel mod grundvandskvaliteten fra punktkildeforureninger med chlorerede opløsningsmidler. Cis-DCE kan under anaerobe forhold nedbrydes videre til vinylchlorid, som optræder som det niende-hyppigst fundne stof i Tabel 27 og er det fjerde-hyppigst fundne chlorerede opløsningsmiddel. Kravværdien for vinylchlorid er på grund af den højere giftighed lavere end for de øvrige stoffer i gruppen af chlorerede alifatiske kulbrinter.

Ses på chlorerede alifatiske kulbrinter under ét (chloroform undtaget), var der i perioden 2017-2021 fundet i 197 ud af 2.488 undersøgte vandforsyningsboringer (7,9 %) og en overskridelse af kravværdien i 40 vandforsyningsboringer (1,6 %). I de fleste boringer med overskridelse af kravværdien, var der indenfor perioden detekteret flere stoffer inden for stofgruppen. Forekomst af de individuelle stoffer og antal overskridelser ligger overordnet set på samme niveau som i de forrige opgørelser fra 2013-2017 og 2015-2019 (Thorling mfl., 2019; Thorling mfl., 2021a).

Referencer, organiske mikroforureninger

Dansk lovgivning, vejledninger mv.

Miljøministeriet 2010. Listen over uønskede stoffer 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2010. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2010/jul/listen-over-uoenskede-stoffer-2009/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021d. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juli 2021. <https://mst.dk/media/229462/liste-over-jordkvalitetskriterier-juli-2021-final-rev.pdf> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021e. Skærpede krav til PFAS-stoffer i drikkevand. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jun/skaerpede-krav-til-pfas-stoffer-i-drikkevand/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2022: Vejledning om Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Drikkevandsvejledning. Vejledning nr. 55, februar 2022. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/02/978-87-7038-389-9.pdf> (2.3.2023)

Andre referencer

Albers, C. N., 2010: Natural halogenated compounds in forest soils: formation, leaching, emissions and spatiotemporal patterns of chloroform and related compounds. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland rapport 17/2010. Ph.d. afhandling, Roskilde Universitet 2010.

Albers, C. N., Laier, T. og Jacobsen, O.S. 2010: Kloroform i jord og grundvand. Vand og jord, 17:156-158.

Barnabas S, Böhme T, Boyer S, Irmer M, Ruttkies C, Wetherbee I, et al., 2022: Extracting and Comparing PFAS from Literature and Patent Documents using Open Access Chemistry Toolkits. ChemRxiv. Cambridge: Cambridge Open Engage.

- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2022: Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake, *Environmental Science & Technology* 56:251-259 DOI: 10.1021/acs.est.1c04472
- Cahill, T.M., 2022; Increases in Trifluoroacetate Concentrations in Surface Waters over Two Decades, *Environ. Sci. Technol.*, 56:9428–9434
- EU, 2020: WFD CIS Voluntary Groundwater Watch List Process Study on Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) – Monitoring Data Collection and Initial Analysis – (Draft V.2.5 / 31st March 2020) <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/a547839e-c8ef-4a0d-b4f5-0cb877cdd17e/details> (2.3.2023)
- Freeling, F., Behringer D., Heydel, F. mfl., 2020: Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. *Environmental Science and Technology* 54:11210-11219. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02910> (2.3.2023)
- GEUS, 2018: Notat vedr. datapålideligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmarks og Grønland.
- HHS, 2015: Toxicological profile for 1,1-dichlorethane, U.S. Department of health and human services.
- Houtz, E. F.; Sedlak, D. L. 2012: Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. *Environ. Sci. Technol.*, 46:9342–9349.
- Jacobsen, O.S., Laier, T., Juhler, R.K., Kristiansen, S.M., Dichmann, E., Brinck, K., Juhl, M.M, Grøn, G., 2007: Forekomst og naturlig produktion af kloroform i grundvand. By- og Landskabsstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, 2014: Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder, Miljøprojekt nr. 1600. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2014/okt/screeningsundersogelse-af-udvalgte-pfasforbindelser-som-jord-og-grundvandsforurening-i-forbindelse-med-punktkilder/> (2.3.2023)
- Miljøstyrelsen, 2016: Kortlægning af brancher der anvender PFAS, Miljøprojekt nr. 1905. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/12/978-87-93529-43-4.pdf> (2.3.2023)
- Newell, C.J., Adamson, D.T., Kulkarni, P.R., Nzeribe, B.N., Connor, J.A., Popovic, J., Stroo, H.F., 2021; Monitored natural attenuation to manage PFAS impacts to groundwater: Scientific basis, *Groundwater Monitoring & Remediation*, 41: 76–89
- OECD, 2021: Reconciling Terminology of the Universe of Per Recommendations and Practical Guidance, Series on Risk Management No.61, Organisation for Economic Co-operation and Development, ENV/CBC/MONO(2021)25
- Pickard, H.M., Criscitiello, A.S., Persaud, D., Spencer, C., Muir, D.C.G., Lehnerr, I., Sharp, M.J., De Silva, A.O., Young, C.J., 2020; Ice Core Record of Persistent Short-Chain Fluorinated Alkyl Acids: Evidence of the Impact From Global Environmental Regulations, *Geophysical Research Letters*, 10.1029/2020GL087535
- REFLAB, 2013: Opdatering af bekendtgørelse nr. 900 – baggrundsdokumentation, tilføjelse af parameteren anioniske detergenter, Naturstyrelsens Referencelaboratorium for Kemiske Miljømålinger, Notat, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1327/bkg_900_bilag13_14_anioniske_detergenter.pdf. (2.3.2023)
- REFLAB, 2015: M068. Metodedatablad for Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser) i grundvand og drikkevand, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1124/m068_pfas_01b.pdf. (2.3.2023)
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., mfl. 2017: Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply, *Water Research*, 126: 460-471, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>. (2.3.2023)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i feltet. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L, Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2017. Teknisk rapport, GEUS 2019. https://www.geus.dk/media/8097/grundvand_1989-2017.pdf (2.3.2023)
- Thorling, L, Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2021a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, <https://www.geus.dk/Media/2/1/Grundvandsoverv%C3%A5gning%201989-2019.pdf> GEUS 2021. (2.3.2023)
- Thorling, L, Albers, C. N., Ditlefsen, C., Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. og Troldborg, L. 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2020. Teknisk rapport, GEUS 2021. https://www.geus.dk/Media/637753300019725848/Grundvand%201989-2020_a.pdf (2.3.2023)
- Thorling, L., Ditlefsen, C., Mortensen, M.H., Sivertsen, J., Wandall, T. & Iversen, L.T., 2022: Etablering og vedligehold af overvågningsboringer i grundvandsovervågningen. Teknisk anvisning. GEUS 2022. [data.geus.dk/pure-pdf/GEUS_Teknisk_Anvisning_2022_Etablering%20og%20vedligehold%20af%20overv%C3%A5gningsboringer%20i%20grundvandsoverv%C3%A5gningen_web.pdf](https://www.geus.dk/pure-pdf/GEUS_Teknisk_Anvisning_2022_Etablering%20og%20vedligehold%20af%20overv%C3%A5gningsboringer%20i%20grundvandsoverv%C3%A5gningen_web.pdf) (2.3.2023)
- Wang, Z., DeWitt, J.C., Higgins, C.P., Cousins, I.T., 2017; A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environmental Science and Technology*, 51:2508–2518.

8 Grundvandets temperatur

Indledning

Dette kapitel er et tema om temperaturen i grundvandet. Da det er første gang, der rapporteres om grundvandets temperatur, tages der udgangspunkt i, hvad vi allerede ved om temperaturforholdene i de øverste 100-300 m af undergrunden og dermed også grundvandets temperatur. Viden om de terrænnære temperaturforhold er sammenstillet i EUDP projektet Geoenergi, der omhandler udnyttelse af terrænnære geotermi i form af lukkede jordvarmeboringer og publiceret i en rapport (Møller mfl., 2014) og en videnskabelig artikel (Møller mfl., 2019). Viden om grundvandets temperaturforhold er vigtig for udnyttelsen af undergrunden til opvarmning og køling, noget der forventes at ske i stadigt større omfang fremover. Derudover kan temperaturforholdene muligvis have betydning for de geokemiske forhold, herunder omsætning af miljøfremmede stoffer.

Over de seneste 150 år er årsmiddeltemperaturen i Danmark steget med mere end 1,5 °C (Cappelen, 2020), men der er ingen systematisk overvågning af grundvandets temperaturforhold. For at vurdere om grundvandsovervågningen kan bidrage til en forståelse af klimaforandringerne effekt på grundvandets temperatur, præsenteres de målte prøvetagningstemperaturer for GRUMO-indtag siden programmets start i 1988. Der foretages en vurdering af, hvorvidt temperaturen målt på oppumpet grundvand kan repræsentere grundvandets temperatur i selve grundvandsmagasinet. Den eksisterende viden om undergrundens temperaturforhold inddrages i vurderingen både i en generel form og ved direkte sammenligning, der hvor der i samme boring eller i tætliggende boringer er data for såvel prøvetagningstemperatur og borehulstemperaturmålinger.

8.1 Grundvandets temperatur i Danmark

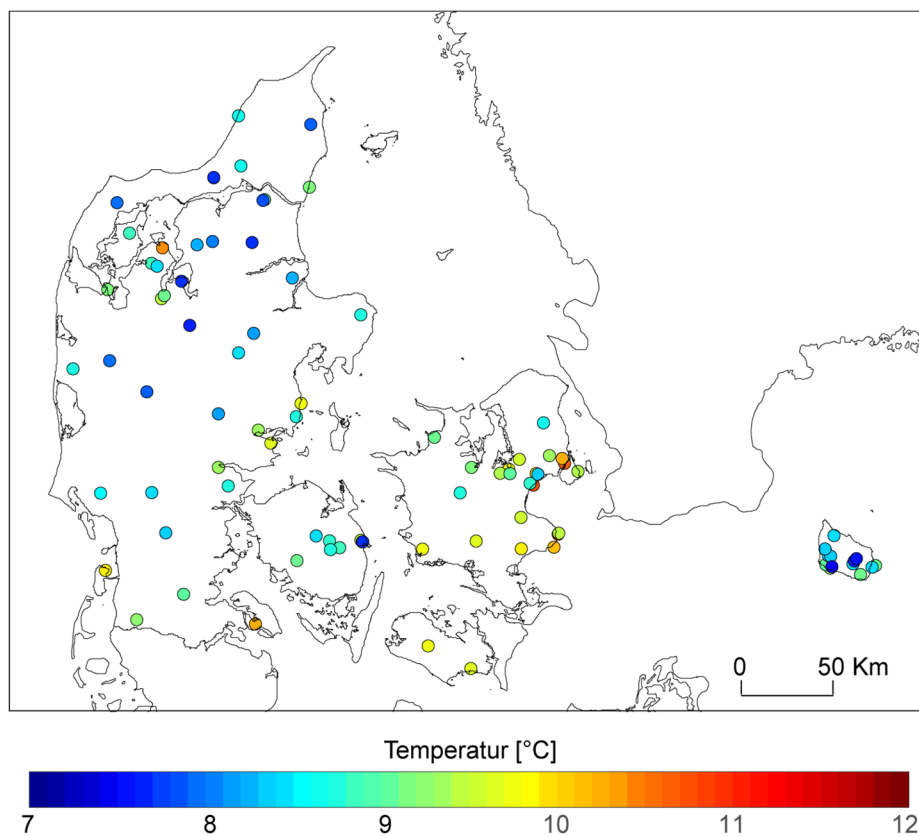
Ved jordoverfladen er temperaturen primært bestemt af den varme, som tilføres fra solen. Temperaturvariationer ved jordoverfladen afhænger af regionale og lokale klimaforhold. Det er kun de øvre jordlag tæt ved jordoverfladen, der er påvirket af den varierende overfladetemperatur. Derunder vil temperaturen med stigende dybde generelt stige med en temperaturgradient, som er bestemt af størrelsen af varmemestrømmen fra jordens indre og de geologiske materialers termiske egenskaber.

Fouriers lov: $Q = -k \frac{dT}{dz}$ forbinder varmemestrømmen Q , temperaturgradienten, dT/dz og varmeledningsevnen, k . Her er relationen angivet med dybden z . Normalt kan de horisontale temperaturvariationer (i x, y) betragtes som meget små relativt til den vertikale variation (dybden z). Varmestrømmen fra jordens indre stammer fra varme produceret ved henfald af radioaktive isotoper, ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th og ^{40}K , der alle er naturligt forekommende i varierende koncentrationer.

Under antagelse af at varmemestrømmen fra jorden indre er konstant, kan man ud fra ligningen se, at materialer med lille varmeledningsevne har høje temperaturgradienter og vice versa for materialer med høj varmeledningsevne. Stærkt lerede aflejringer har varmeledningsevner på 1,0-1,2 W/(m·K) og observerede temperaturgradienter i intervallet 3,3-4,3 °C/100m. Siltede leraflejringer og kalk- og kridtaflejringer med intermediære varmeledningsevner på omkring 1,5 W/(m·K) har observerede temperaturgradienter på 1,6-2,5 °C/100m, mens grovkornede kvartsholdige aflejringer med høje varmeledningsevner på 2,0-3,5 W/(m·K) har lave temperaturgradienter på 0,8-1,2 °C/100m (Møller mfl. 2019).

Den terrænnære undergrunds regionale og lokale horisontale temperaturvariationer er en kombination af variationer i årsmiddeltemperaturen ved jordoverfladen og variationer i aflejringerne varmeledningsevne og deraf følgende variationer i temperaturgradienterne. Regionale horisontale temperaturvariationer er dokumenteret ud fra observationer i borehuller, dels fra kontinuert målte temperaturlogs, dels fra punktobservationer fx i form af uforstyrrede bundtemperaturer (Møller mfl. 2014, 2019).

Figur 68 viser temperaturen i omkring 50 m's dybde, sammenstillet fra 56 kontinuerte temperaturlogs og 38 punktobservationer udført af bl.a. Århus Universitet. Observationerne i 50 m's dybde varierer mellem 7,5 °C og 11,0 °C med en middelværdi på 8,9 °C.

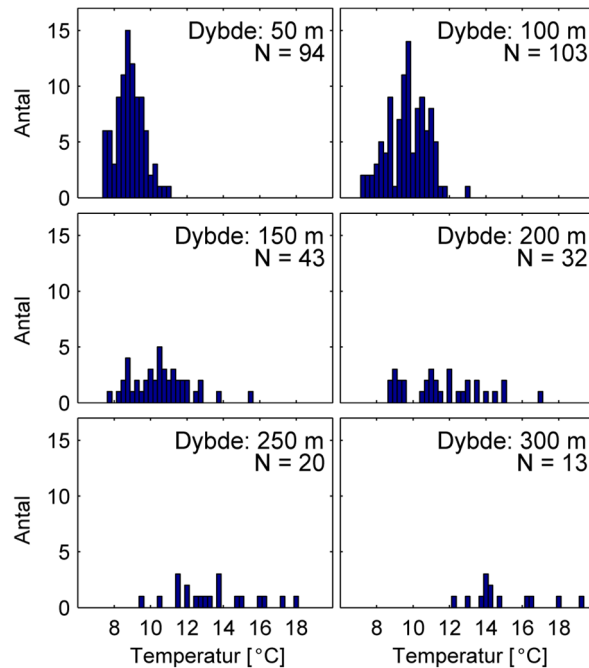


Figur 68. Temperatur i 50 m's dybde fra målinger i borehuller dels fra kontinuerte temperaturlogs dels fra punktobservationer. Laveste temperatur er afbildet øverst. (fra Møller mfl., 2019).

Figur 69 og Tabel 28 viser temperaturobservationer i borehullerne, og det ses, at temperaturerne generelt stiger med dybden og variationen stiger med dybden, (Møller mfl., 2014, 2019). I gennemsnit stiger temperaturen omkring 2 °C per 100 m med stigende dybde. Disse landsdækkende temperaturmålinger fra borehuller afspejler grundvandets temperaturvariationer horisontalt og med dybden på landsbasis.

Tabel 28. Statistik for temperatur i syv dybder ud fra målinger i borehuller dels fra kontinuerte temperaturlogs dels fra punktobservationer (fra Møller mfl., 2019).

| Dybde [m] | Antal | Middel [°C] | Std [°C] | Median [°C] | Min [°C] | Max [°C] |
|-----------|-------|-------------|----------|-------------|----------|----------|
| 50 | 94 | 8,9 | 0,8 | 8,8 | 7,4 | 11,0 |
| 75 | 132 | 9,2 | 0,9 | 9,3 | 6,7 | 11,6 |
| 100 | 103 | 9,7 | 1,1 | 9,7 | 7,3 | 13,0 |
| 150 | 43 | 10,5 | 1,6 | 10,6 | 7,8 | 15,5 |
| 200 | 32 | 11,6 | 2,2 | 11,2 | 8,7 | 17,1 |
| 250 | 20 | 13,4 | 2,2 | 13,2 | 9,6 | 17,9 |
| 300 | 13 | 14,9 | 2,0 | 14,2 | 12,2 | 19,3 |

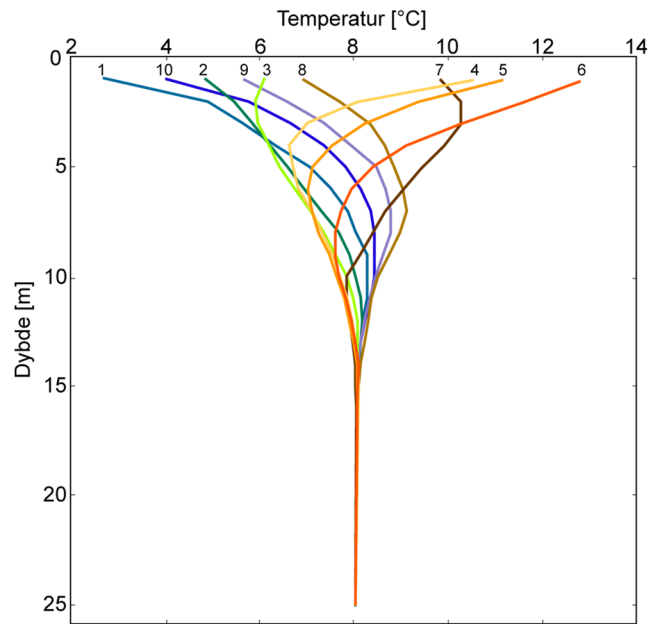


Figur 69. Temperaturfordeling i seks dybder ud fra målinger i borehuller fra kontinuerte temperaturlogs og punktobservationer (Møller mfl., 2019).

De langtidsstabile temperaturgradienter bliver påvirket af temperaturvariationer i overfladen, som trænger ned i undergrunden, dels i form af årstidsvariationen, dels i form af variationer knyttet til klimaændringer. Hvor dybt temperaturgradienten påvirkes, afhænger af temperaturvariationens tidlige udstrækning og form samt undergrundens termiske egenskaber.

Årstidsvariationen kan observeres ned til dybder på 10-20 m. Figur 70 viser et konkret eksempel, hvor der er målt 10 temperatur-dybdeprofiler (i et-meter skridt i intervallet 1-25 m's dybde) over en periode på et år. Disse data viser en temperaturforskel på ± 5 °C i 1 m's dybde, ca. $\pm 1,5$ °C i 5 m og mindre end $\pm 0,1$ °C under 15 m's dybde. Amplituden af årstidsvariationens indtrængning afhænger af lokale termiske egenskaber og variationer i vejrforhold. Observationer i forskellige borehuller i to forskellige tidsperioder viser at temperaturforskellene i 5 m's dybde kan variere $\pm 0,5$ °C (Knudsen 1983, Møller mfl., 2014, 2019). Man kan forvente, at grundvandets temperatur er stabil og upåvirket af årstidsvariationen dybere end 15-20 m u.t.

Over de seneste 150 år er årsmiddeltemperaturen i Danmark steget med mere end 1,5 °C (Cappelen, 2020). Efter en periode med fald i årsmiddeltemperaturen i 1960'erne og 1970'erne har stigningen over de seneste 50 år været ca. 1 °C. Denne temperaturstigning trænger ned i jordlagene og har ført til en markant reduktion i temperaturgradienten i de øverste 50-100 m. Der er observeret negative gradienter og gradienter tæt på nul ned til omkring 30 m's dybde i områder domineret af lerede aflejringer med lav varmeledningsevne, og til omkring 60 m's dybde i sandede områder med høj varmeledningsevne (Møller mfl., 2014). Ved temperaturmålinger i to borer gentaget efter 27 år er der fundet temperaturstigninger på ca. 0,5 °C i 20 m's dybde og 0,1-0,2 °C i 50 m's dybde i henholdsvis en ler- og sanddomineret boring (Møller mfl., 2014). Tilsvarende må man forvente at kunne se lignende temperaturstigninger i grundvandet over grundvandsovervågningens samlede overvågningsperiode.



Figur 70. Eksempel på dybdeindtrængning af temperaturens årsvariationen, som den er målt i et borehul ved Jebjerg, Nordvestjylland (DGU nr. 46.594). Data er målt 10 gange i perioden marts 1982 til februar 1983 af Geofysisk laboratorium, Aarhus Universitet (Knudsen 1983). Måletidspunktet er angivet med de små numre i figuren: 1 primo marts; 2 medio april; 3 medio maj; 4 medio juni; 5 primo juli; 6 ultimo august; 7 primo november; 8 ultimo december; 9 medio januar; 10 ultimo februar. (Fra Møller mfl., 2019).

8.2 Grundvandets temperatur, grundvandsovervågningen

Datagrundlag

De eneste data, der er umiddelbart til rådighed for en undersøgelse af en mulig udvikling af grundvandets temperatur fra NOVANA, er de prøvetagningstemperaturer, der er indsamlet i forbindelse med prøvetagning af GRUMO-indtagene i perioden 1988-2021. Da disse temperaturdata ikke på noget tidspunkt er rapporteret tidligere, er alle data gennemgået til denne rapportering.

Over hele perioden er der målt i alt 42.824 prøvetagningstemperaturer fordelt på 2.290 indtag. I 92 indtag er der kun foretaget én temperaturmåling og i 396 indtag er der højst målt 5 gange. Når man ser på antallet af år, som et indtag er prøvetaget, så er der 625 indtag, hvor der højst er målt 5 år, mens der er 870 indtag, hvor der er prøvetaget i mindst 15 år.

Datagrundlag og metode

Temperaturen måles ikke in situ i grundvandet, men alene i det oppumpede vand i en gennemstrømningsbeholder, idet prøvetagningen sker jf. den tekniske anvisning (Thorling, 2017). Formålet med målingen er at kontrollere kvaliteten af prøvetagningen, ikke at overvåge grundvandets temperatur.

Da temperaturen måles på en vandstrøm, som er løbet gennem en slange fra indtaget til instrumentet på jordoverfladen, kan vandet dels være varmet op af pumpen i indtaget og dels være varmet op eller afkølet i slangen, afhængig af om omgivelsernes temperatur er højere eller lavere end grundvandets temperatur ved indtaget nede i magasinet.

Temperaturen måles med den sensor, der er indbygget i elektroderne, men der har ikke været retningslinjer for, om det skal være temperaturen fra pH, ledningsevne eller iltelektroden, der alle er i stand til at måle temperaturen. Der er ingen krav om kalibrering af temperaturen for at sikre nøjagtighed (at der måles 'sand værdi'), lige som der ikke er krav til præcisionen (spredningen) på selve målingen. Ved interkalibreringen i 2007 fandt man dog, at spredningen på temperaturen ved gentagen måling med samme apparatur for langt de fleste tilfælde var $< 0,1$ °C (dvs. repeterbart ift. instrumentets antal betydende

cifre), mens spredningen mellem forskellige prøvetagere lå på 0,18 °C, ved samtidig prøvetagning af samme indtag. (Hansen og Thorling, 2007). Der udføres ingen form for kalibrering af temperaturmålingen over for kendte standarder.

De første skridt i databehandlingen indebærer en frasortering af temperaturmålinger, der enten er lavere eller højere end forventet for grundvand. Valget af accepterede temperaturintervaller er taget med udgangspunkt i temperaturudsving i årsvariationen se Figur 70, og den landsdækkende sammenstilling af temperaturdata målt i borehuller, se Figur 69 og Tabel 28. Det betyder, at alle temperaturer (T) fjernes, hvor

- T < 0°C
- T < 4°C og top af indtag er i intervallet 4-10 m's dybde
- T < 6°C og top af indtag > 10 m's dybde
- T > 16°C
- T > 14°C og top af indtag > 4 m's dybde

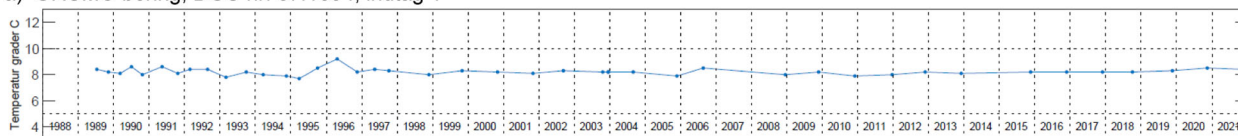
Dermed fjernes 269 temperaturværdier og et af de 2.290 indtag.

De resterende temperaturdata samles til tidsserier pr. indtag, og for hver tidsserie beregnes, antal data-værdier, middelværdi, standardafvigelse, median, minimum, maksimum, antal prøvetagningsår, første år i tidsserien og seneste år i tidsserien. Alle tidsserier med mere end 15 prøvetagningsår er plottet og inspiceret manuelt for at få et indtryk af data.

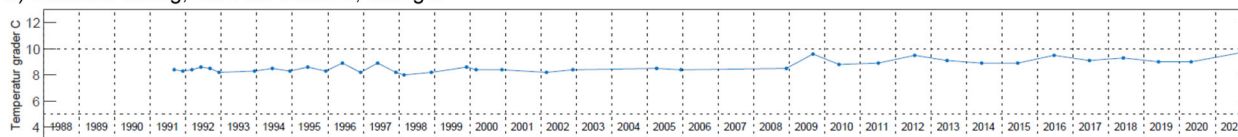
Tidsserier

Figur 71 viser eksempler på tidsserier for prøvetagningstemperatur fra GRUMO-indtag igennem de sidste ca. 30 år. For mange tidsserier ses der fluktuationer mellem de enkelte målinger, og hvor, der er prøvetaget flere gange pr. år, ses en tydelig tendens til, at der måles højere temperaturer midt på året, svarende til de varmeste måneder. For en del (ikke vist) tidsserier ses en større variationen mellem målepunkterne (mere end 1-2 °C) end i Figur 71. Ligeledes kan der i en del temperaturtidsserier observeres en svag tendens til en stigende temperatur. Standardafvigelsen for prøvetagningstemperaturer er beregnet for hvert indtag.

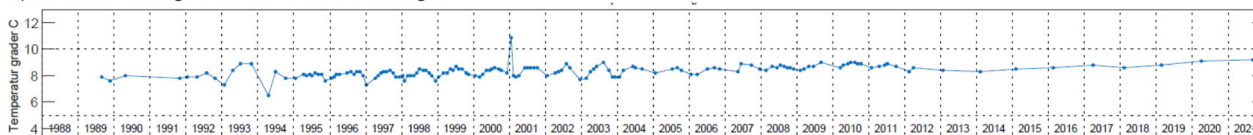
a) GRUMO boring, DGU nr. 87.1034, indtag 1



b) GRUMO boring, DGU nr. 123.875, indtag 3



c) GRUMO boring, DGU nr. 121.958, indtag 1



Figur 71. Eksempler på prøvetagningstemperatur for grundvand fra tre forskellige GRUMO indtag, som har været prøvetaget over hele overvågningsperioden. I a) er indtaget placeret i 14,1-15,1 m u.t. og ydelsen er ca. 24 l/min, i b) er indtaget placeret i 62,0-63,0 m u.t. og ydelsen er ca. 18 l/min, i c) er indtaget placeret i 16,5-17,0 m u.t. og ydelsen er ca. 3 l/min.

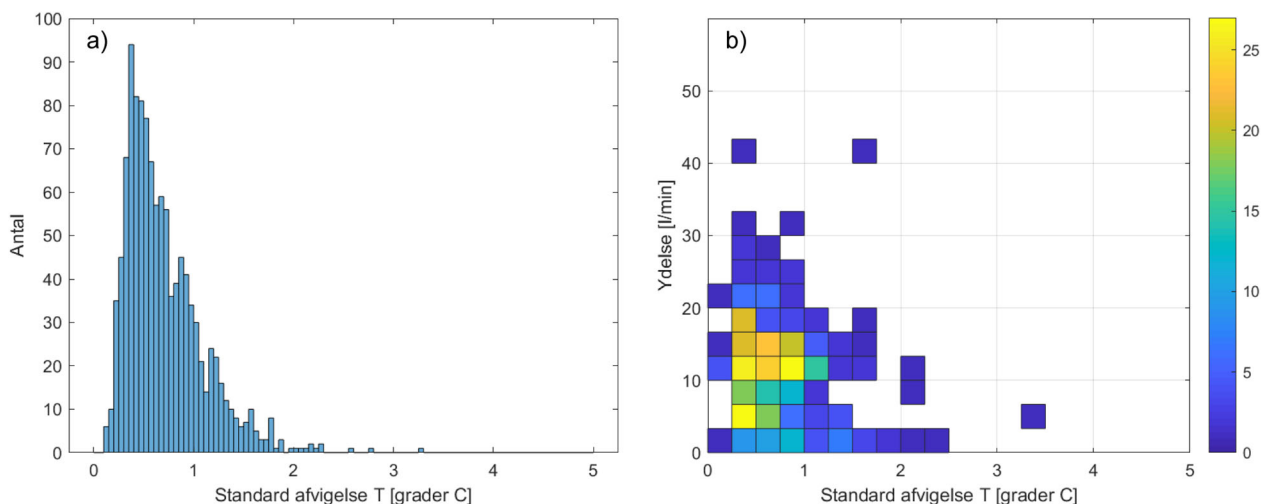
Effekt af pumpeydelse og årstid

For at se om højtydende indtag giver mere stabile temperaturmålinger end lavtydende indtag, er der anvendt data for pumpeydelse under forpumpningen indsamlet af Miljøstyrelsen i 2019. For GRUMO-

indtagene varierer ydelsen under forpumpningen fra mindre end 0,1 l/min ved anvendelsen af Montejus-pumpe til 100 l/min for større dykpumper i dybe indtag.

Figur 72a viser et histogram med fordelingen af standardafvigelsen af prøvetagningstemperaturen for indtag, hvor der mindst er prøvetaget 15 år. Det ses, at mere end 2/3 af indtagene med mindst 15 års målinger har en standardafvigelse $> 0,5$ °C og det er en væsentlig større standardafvigelse end forventet, hvis temperaturmålingerne alene skulle afspejle temperaturen i uforstyrret grundvand.

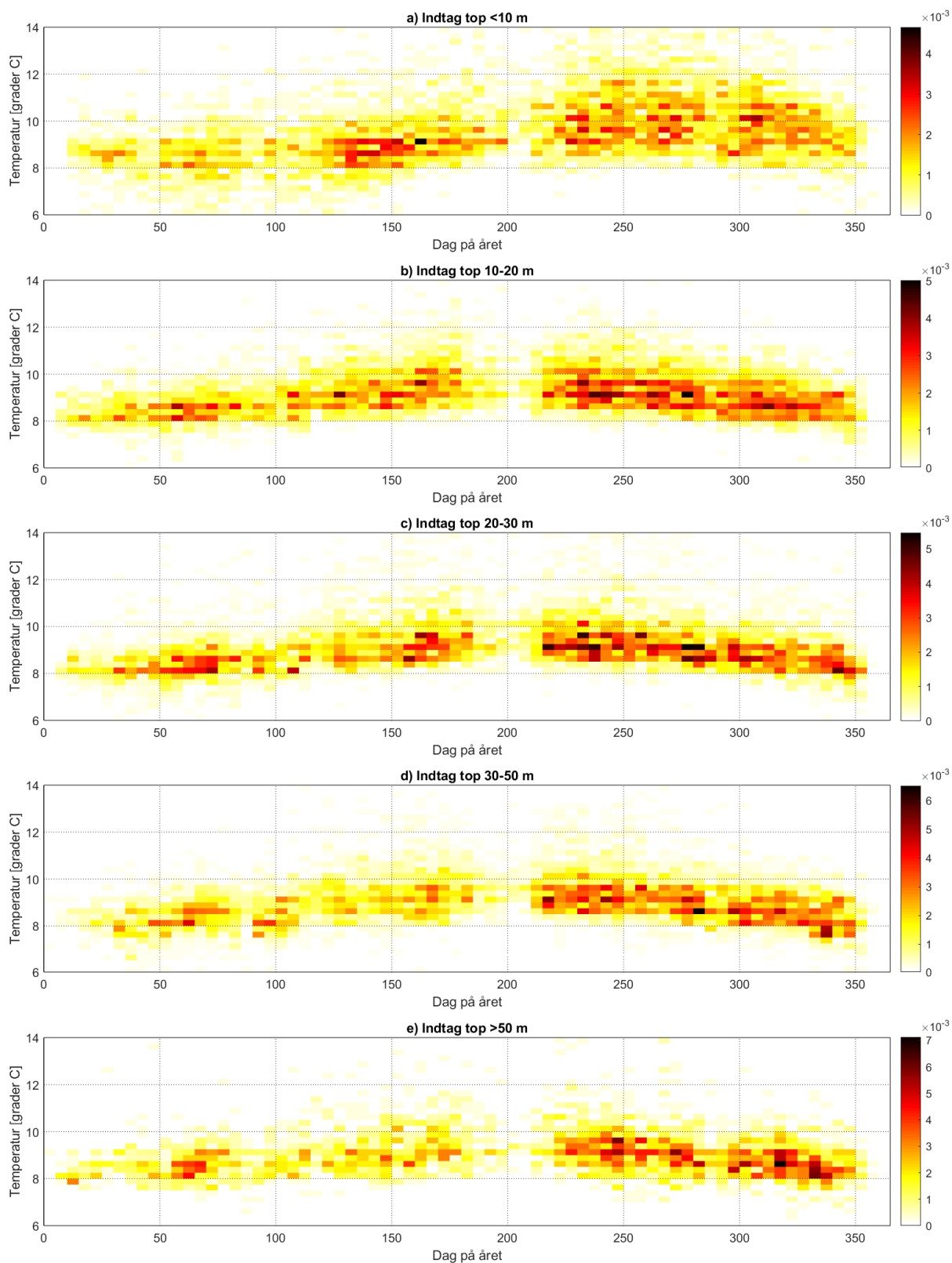
I Figur 72b er standardafvigelsen for prøvetagningstemperaturen pr indtag plottet mod indtagets ydelse og vist som et densitetsplot, så man kan se hyppigheden inden for givne intervaller. Der ses en klar tendens til, at det er indtag med stor ydelse, som har de laveste standardafvigelser for prøvetagningstemperatur.



Figur 72. a) Histogram over standardafvigelse for prøvetagningstemperatur pr indtag. b) 2d histogram over standardafvigelse for temperaturmålinger pr. indtag og indtagets ydelse. Farveskala længst til højre viser, hvor mange indtag der er for hvert interval. I begge plot er der kun medtaget indtag, hvor der er prøvetaget mindst 15 år.

Figur 73 viser, at der er en sammenhæng mellem lufttemperaturen og prøvetagningstemperaturen. For at undersøge denne tendens er målingerne splittet op i et antal dybdeintervaller, og de målte temperaturer plottet for hver prøvetagningsdag uden at tage hensyn til hvilket år, der er prøvetaget. Der ses klart, at temperaturer målt først og sidst på året (i vinterhalvåret) overvejende er koldere end midt på året (i sommerhalvåret). Dette er en klar indikation på at det oppumpede grundvands temperatur påvirkes af overfladetemperaturen under opholdet i slangerne således, at vandstrømmen afkøles, når lufttemperaturen er koldere end vandet og opvarmes, når lufttemperaturen er varmere end vandet. Påvirkningens omfang afhænger af temperaturforskellen, slangetykkelse og hvor hurtigt vandet strømmer gennem slangen. Der er ikke indsamlet viden om tykkelsen af disse slanger, men det forventes, at varmeudvekslingen afhænger af kvadratet på slangens diameter og længden af udrullet slange over vandspejlet.

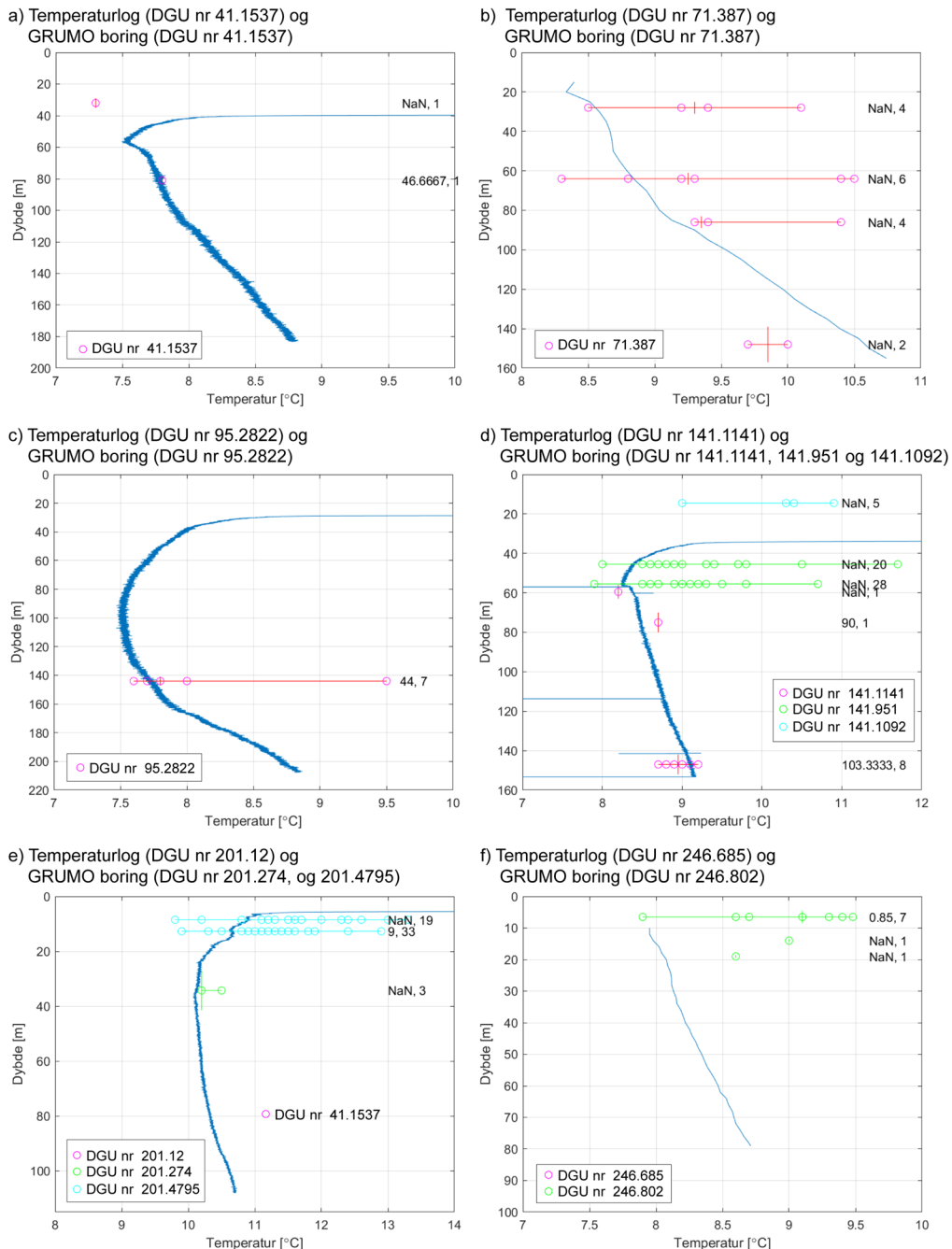
Figur 73a viser, at indtag, hvor toppen af indtaget ligger mindre end 10 m u.t., har et lidt andet mønster med flere lave temperaturer mellem dag 50 og 150 (ultimo feb.- ultimo maj) og flere højere temperaturer mellem dag 225 og 325 (midt aug.- midt nov.) end for de resterende dybdeintervaller (Figur 73b-e). Dette kan forklares med årstidsvariationen, som penetrerer ned i de øverste jordlag.



Figur 73. Fordelingen af prøvetagningstemperaturen pr. dag i året uden hensyntagen til hvilket år, der er målt. Dag 1 er 1. januar. Farvekoden afspejler hyppigheden af målinger for intervaller på 0,25 °C og 5 dage, hvor antallet i hver celle er normeret med det samlede antal temperaturmålinger i hvert dybdeinterval.

Sammenligning med in situ temperatur

Der er foretaget en sammenligning af temperaturen målt i borehullet og prøvetagningstemperaturen i det omfang, der findes en borehulstemperaturlog i en boring, som er prøvetaget til grundvandsovervågningen eller i en boring med sammenlignelig lithologi inden for en radius af 500 m. Figur 74 viser seks kontinuerede borehulstemperaturlog sammenstillet med prøvetagningstemperaturer fra indtag i samme eller nærliggende indtag. For langt de fleste indtag, hvor der er målt flere gange, ses en meget stor temperaturvariation, dog ligger temperaturen målt i borehullet i den dybde, hvor indtaget er placeret, oftest inden for variationerne af prøvetagningstemperaturen.



Figur 74. Temperaturlog målt i boring samt prøvetagningstemperaturer i samme eller nærliggende GRUMO-indtag. Den lodrette streg markerer medianværdien og højden på strengen markerer indtagets placering. Den vandrette streg forbinder den mindste og største vandprøvetemperatur plottet ved indtagets midte. Af de to tal placeret til højre i hvert panel, angiver det først indtagets ydelse i l/min (NaN angiver at ydelsen er ukendt), og det andet tal angiver antallet af målinger i indtaget.

8.3 Konklusion og perspektiver

Ud fra denne allerførste gennemgang af prøvetagningstemperaturen i GRUMO-indtag kan det konkluderes, at der sker en betydelig påvirkning af grundvandets temperatur under selve prøvetagningen. Spørgsmålet er fortsat, om det skygges for en samtidig effekt af ændringer i selve grundvandets temperatur, eller evt. trends skyldes ændringer i påvirkningen fra prøvetagningen i det (lidt) varmere klima.

Det fremgår, at der er en større variation i temperaturtidsserier målt fra samme indtag, end man ville forvente, når man kommer under 10-15 m's dybde, hvor temperaturårstidsvariationen in situ bliver ubetydelig og grundvandets temperatur vil være stabilt eller langsomt stigende. Siden grundvandsovervågningsens start er den forventede grundvandstemperaturstigning på op mod 1 °C lige under terrænoverfladen faldende til 0,5 °C i ca. 20 m's dybde og under 0,1-0,2 °C i ca. 50 m's dybde. For langt de fleste indtag har tidsserierne for prøvetagningstemperaturen en standardafvigelse, som er langt større end den forventede temperaturstigning i grundvandet. Det kan hermed konkluderes, at

- temperaturmålinger foretaget under prøvetagning ikke er hensigtsmæssige til overvågning af grundvandets in situ temperatur, idet prøvetagningstemperaturen er forstyrret af forskellige faktorer.

Disse faktorer kan være:

- vandstrømmens temperatur påvirkes af lufttemperaturen, mens den transporteres gennem slangerne hen til prøvetagningsstedet
- specielt elektriske dykpumper kan afgive varme til vandstrømmen
- der er foretaget måling med skiftende termometre, der ikke har den tilstrækkelige nøjagtighed (og præcision).

Ved at foretage en mere dybdegående analyse af prøvetagningstemperaturtidsserierne opdelt i dybdeintervaller, vil det være muligt at undersøge, om de observerede, stigende temperaturtrends i tidsserierne, skyldes en øget påvirkning fra lufttemperaturen eller en reel stigning i grundvandstemperaturen.

Fremadrettet anbefales det, hvis der ønskes en egentlig overvågning af klimaforandringerne påvirkning af grundvandets temperaturforhold, at

- grundvandets temperatur overvåges ved at foretage borehulstemperaturlogging med et absolutkalibreret og meget præcist termometer i et mindre antal borer fordelet ud over hele landet. Dette kunne evt. være fastmonteret i selve boringen. Boringerne må ikke være påvirkede af indvinding i selve boringen eller vandbevægelse forårsaget af vandindvinding tæt ved boringen.
- da det er meget langsomme temperaturændringer, der skal overvåges, vil det være tilstrækkeligt med en temperaturlogging pr. overvågningsboring pr. programperiode
- temperaturen i det helt terrænnære grundvand, der er påvirket af årstidsvariationen, vil kunne overvåges med et sammen med vandstanden ved kontinuert logging i forbindelse med det nationale pejleprogram. Her er det vigtigt, at temperatursensoren over tid er placeret i samme dybde i indtaget, og at denne er kalibreret og præcis.

Referencer: Temperatur

Cappelen, J. (ed) 2021: Denmark – DMI historical climate data collection 1768-2020. DMI Report 21-02. <https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/DMIREp21-02.pdf>. (2.3.2023)

Hansen, B. og Thorling, L., 2007: Interkalibrering af grundvandsprøvetagning 2007. https://www.geus.dk/media/6795/interkalibrering_af_grundvandsproevetagningen_2007_novana_final.pdf (2.3.2023)

Knudsen, P., 1983. Bestemmelse af geotermiske parametre indenfor den årlige temperaturvariations virkningsområde. MSc. thesis. Department of Geoscience, Aarhus University.

Møller, I., Balling, N., Bording, T. S., Vignoli, G., & Rasmussen, P., 2014: D9 temperatur og temperaturgradienter ved og under jordoverfladen i relation til lithologi. Report to Energy technological development and demonstration program (EUDP), Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen. geoenergi.org/xpdf/d9-temperatur_og_temperaturgradienter.pdf (2.3.2023)

Møller, I., Balling, N., & Ditlefsen, C., 2019. Shallow subsurface thermal structure onshore Denmark: temperature, thermal conductivity and heat flow. Bulletin of the Geological Society of Denmark, 67, 29–52.

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (2.3.2023)

Referencer

Danske vejledninger mm fra Miljøministeriet.

Miljøministeriet 2010. Listen over uønskede stoffer 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2010. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2010/jul/listen-over-uoenskede-stoffer-2009/> (2.3.2023)

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2021: Dataansvarsaftalen, miljoportal.dk/media/1599/dataansvarsaftalens-bilag-3-grundvand.pdf (2.3.2023)

Miljø og Fødevarerministeriet, 2017: Bekendtgørelse af 19/12/2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Miljøstyrelsen, 2000b: Zoneringsvejledning nr. 3, 2000 (Zoneringsvejledningen).

Miljøstyrelsen, 2001: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2000. Salg 1998, 1999 og 2000: Behandlingshyppighed 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10, 2001.

Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorophenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. mst.dk/kemi/kemikalier/regler-handlingsplaner/faktaark-om-kemikalierereglerne/pentachlorophenol-pcp/ (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2014: Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder, Miljøprojekt nr. 1600. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2014/okt/screeningsundersogelse-af-udvalgte-pfasforbindelser-som-jord-og-grundvandsforurening-i-forbindelse-med-punktkilder/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2016: Kortlægning af brancher der anvender PFAS, Miljøprojekt nr. 1905. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/12/978-87-93529-43-4.pdf> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2017a. Pesticider og biocider salgstal 1956-2014. Miljøstyrelsen 14. december 2017.

Miljøstyrelsen, 2017b. Notat. Screening for stoffet desphenyl-chloridazon (CAS nr. 6339-19-1) og methyl-desphenyl-chloridazon (CAS nr. 17254-80-7).

Miljøstyrelsen, 2018a: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. mst.dk/media/150779/liste-over-jord-kvalitetskriterier-juni-2018_.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2018b: Notat. Screening for N,N-dimethylsulfamid (CAS nr. 3984143) - nedbrydningsprodukt fra tolylfluorid (CAS nr. 731271) og dichlorofluorid (CAS nr. 1085-98-9) i grundvandsovervågningen. Notat af 9. juni, 2018. Revideret 14. august 2018.

Miljøstyrelsen, 2020b. Notat af 17. februar, 2020: Fagligt notat om resultater af massescreening 2019.

Miljøstyrelsen, maj, 2020c: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata. "Jupitervejledning". mst.dk/media/203108/vejledning-om-indberetning-og-godkendelse-af-vandforsyningsdata-i-jupiterdatabasen_jupitervejledning-feb2021.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2016-2019 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). March 2021.

Miljøstyrelsen, 2021a: Notat af 23. februar, 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

Miljøstyrelsen, 2021b: Nyt stof fundet i grundvandet. Downloadet 15/10-2021. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jan/nyt-stof-fundet-i-grundvandet/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021c: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2019. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 48. mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/03/978-87-7038-279-3.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021d. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juli 2021. https://mst.dk/media/229462/liste-over-jordkvalitetskriterier-juli-2021_final-rev.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2021e. Skærpede krav til PFAS-stoffer i drikkevand. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jun/skaerpede-krav-til-pfas-stoffer-i-drikkevand/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2022. Vejledning om Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, Drikkevandsvejledning, opdateret februar 2022. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/02/978-87-7038-389-9.pdf> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2022a. Notat af 5. april 2022: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2021. mst.dk/media/243329/endelig_fagligt-notat-om-resultater-af-screening-for-pesticidstoffer-i-grundvand-2021.pdf (2.3.2023)

REFLAB, 2013: Opdatering af bekendtgørelse nr. 900 – baggrundsdokumentation, tilføjelse af parameteren anioniske detergenter, Naturstyrelsens Referencelaboratorium for Kemiske Miljømålinger, Notat, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1327/bkg_900_bilag13_14_anioniske_detergenter.pdf (2.3.2023)

REFLAB, 2015: M068. Metodedatablad for Perfluorerede alkylyreforbindelser (PFAS-forbindelser) i grundvand og drikkevand, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1124/m068_pfas_01b.pdf (2.3.2023)

EU-direktiver mm.

EU, 1991: Nitratdirektivet.

EU, 2000: Vandrammedirektivet.

EU, 2006: Grundvandsdirektivet. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0118&from=DA>

EU, 2009: Analyse kvalitetsdirektivet.

EU, 2020: Drikkevandsdirektivet <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32020L2184&from=DA>.

ECHA - European Chemicals Agency, 2016: Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolyfluanid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf (2.3.2023)

ECHA - European Chemicals Agency, 2022: Substance Infocard – Terbutryn Update 06/05-2022. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.011.773> (2.3.2023)

EU, 2003: COMMISSION REGULATION (EC) No 2032/2003 of 4 November 2003 on the second phase of the 10-year work programme referred to in Article 16(2) of Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, and amending Regulation (EC) No 1896/2000, 2003R2032— EN— 04.01.2007 — 002.001— 1 eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003R2032&from=EN (2.3.2023)

EU, 2012. Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) Nr. 258/2012 af 22. maj 2012 om tilgængeliggørelse på markedet og anvendelse af biocidholdige produkter.

EU, 2020: WFD CIS Voluntary Groundwater Watch List Process Study on Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) – Monitoring Data Collection and Initial Analysis – (Draft V.2.5 / 31st March 2020) <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/a547839e-c8ef-4a0d-b4f5-0cb877cdd17e/details> (2.3.2023)

NOVANA: Nationale programbeskrivelser, rapporter mv.

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 224 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR305. dce2.au.dk/pub/SR305.pdf (2.3.2023)

Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx

DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495. NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF (2.3.2023)) og

DMU, 2005: NOVANA 2004-2010 del 2 Faglig rapport fra DMU nr. 508: https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf (2.3.2023)

DMU, 2007: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007. www2.dmu.dk/pub/fr615.pdf (2.3.2023)

DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.

DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.

GEUS, 2018: Notat vedr. datapåideligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmarks og Grønland.

Hansen, B. og Thorling, L., 2007: Interkalibrering af grundvandsprøvetagning 2007. https://www.geus.dk/media/6795/interkalibrering_af_grundvandsproevetagningen_2007_novana_final.pdf (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988

Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989

Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen, 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, 2020a: Delprogram for grundvand – opdaterede bilag (21.1.2021)

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2021: NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2022: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/05/978-87-7038-419-3.pdf> (2.3.2023)

- Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana.pdf> og <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana2.pdf> (2.3.2023)
- Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/maj/novana-programbeskrivelse-2016/> (2.3.2023)
- Stockmarr, J. (red) 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. <https://www.geus.dk/Media/7/6/g-o-2001.pdf> (21-1-2021)
- Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/q03_pejlinger.pdf (2.3.2023)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018. https://www.geus.dk/Media/E/A/dg01-pejl_20140615_20181219.pdf (2.3.2023)
- Thorling, L., Ernstsens, V., Hansen, M., Thomsen, C.T., Wandall, T. & Sørensen, E.N, 2014: Datateknisk anvisning Kemidata- GRUNDVAND. Teknisk rapport. Senest opdateret 20. dec. 2018. <https://www.geus.dk/media/6782/kemidata-grundvand.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Ditlefsen, C., Mortensen, M.H., Sivertsen, J., Wandall, T. & Iversen, L.T., 2022: Etablering og vedligehold af overvågningsboringer i grundvandsovervågningen. Teknisk anvisning. GEUS 2022. [data.geus.dk/pure-pdf/GEUS_Teknisk_Anvisning_2022_Etablering%20og%20vedligehold%20af%20overv%C3%A5gningsboringer%20i%20grundvandsoverv%C3%A5gningen_web.pdf](https://www.geus.dk/pure-pdf/GEUS_Teknisk_Anvisning_2022_Etablering%20og%20vedligehold%20af%20overv%C3%A5gningsboringer%20i%20grundvandsoverv%C3%A5gningen_web.pdf) (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsche, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2009: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2007. Teknisk rapport, GEUS 2009. <https://www.geus.dk/Media/9/9/g-o-2007.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsche, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2010a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2008. Teknisk rapport, GEUS 2010. <https://www.geus.dk/Media/B/4/g-o-2008.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsche, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2010b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2009. Teknisk rapport, GEUS 2010. <https://www.geus.dk/Media/3/F/g-o-2009.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsche, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2011: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2010. Teknisk rapport, GEUS 2011. <https://www.geus.dk/Media/9/C/g-o-2010.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsche, W., Møller, R.R. og Mielby, S., 2012: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2011. Teknisk rapport, GEUS 2012. <https://www.geus.dk/media/8079/g-o-2011.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Brüsche, W., Hansen, B., Langtofte, C., Mielby, S., Trolborg, L., og Sørensen, B.L., 2013: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2012. Teknisk rapport, GEUS 2013. <https://www.geus.dk/Media/F/8/g-o-2012.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Brüsche, W., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Trolborg, L., og Sørensen, B.L., 2015a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/0/A/g-o-2013.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Ernstsens, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2015b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/A/7/g-o-2014.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Trolborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/8/B/g-o-2015.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/7921/grundvand1989-2016-endelig-momsilag.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2017. Teknisk rapport, GEUS 2019. https://www.geus.dk/media/8097/grundvand_1989-2017.pdf (2.3.2023)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2019a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2018. Teknisk rapport, GEUS 2019. <https://www.geus.dk/media/8321/grundvand1989-2018-rettet.pdf> (2.3.2023)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2021a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, <https://www.geus.dk/Media/2/1/Grundvandsoverv%C3%A5gning%201989-2019.pdf> GEUS 2021. (2.3.2023)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. og Trolborg, L. 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2020. Teknisk rapport, GEUS 2021. https://www.geus.dk/Media/637753300019725848/Grundvand%201989-2020_a.pdf (2.3.2023)

Andre referencer

- Albers, C. N., 2010: Natural halogenated compounds in forest soils: formation, leaching, emissions and spatiotemporal patterns of chloroform and related compounds. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland rapport17/2010. Ph.d. afhandling, Roskilde Universitet 2010.
- Albers, C. N., Laier, T. og Jacobsen, O.S. 2010: Kloroform i jord og grundvand. Vand og jord, 17:156-158.

- Albers, C.N., 2019: Dateringer i GRUMO 2018. notat fra GEUS.
- Albers, C.N., 2021: Dateringer i GRUMO 2020. GEUS-notat 42-VA-21-02
- Albers, C.N., Bollmann, U.E., Badawi, N., Johnsen, A.R., 2021: Leaching of 1,2,4-triazole from commercial barley seeds coated with tebuconazole and prothioconazole. *Chemosphere* 286: 131819. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131819> (2.3.2023)
- Albers, C.N., Bollmann, U.E., Johnsen, A.R., Clausen, L., Schøller, G.S., Bitsch, K., Sørensen, H.U., Karan, S. & Binderup, M., 2022: Biocid eller pesticid som kilde til grundvandsforurening med DMS og 1,2,4-triazol? (FungiSource). Bekæmpelsesmiddelforskning nr. # (in press).
- Appello, C.A.J. & Postma, D., 2005: *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, second ed. CRC Press, 672 pp.
- Badawi, N., Karan, S., Haarder, E.B., Bollmann, U.E., Albers, C.N., Kørup, K. 2023. Ekstraordinær afrapportering af cyazofamid-test på VAP-marken i Jyndevad inklusiv understøttende laboratorie-forsøg. GEUS.
- Barnabas S, Böhme T, Boyer S, Irmer M, Ruttkies C, Wetherbee I, et al., 2022: Extracting and Comparing PFAS from Literature and Patent Documents using Open Access Chemistry Toolkits. *ChemRxiv*. Cambridge: Cambridge Open Engage.
- Björnsdóttir, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2022: Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake, *Environmental Science & Technology* 56:251-259 DOI: 10.1021/acs.est.1c04472
- Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J. & Bester, K., 2014: Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment. Concentrations, mass loads and emission processes. *Water Research* 56: 66-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.033> (2.3.2023)
- Bollmann, U.E., Fernández-Calviño, D., Brandt, K.K., Storgaard, M.S., Sanderson, H. & Bester, K., 2017: Biocide Runoff from Building Facades: Degradation Kinetics in Soil. *Environmental Science and Technology* 51: 3694–3702. DOI: 10.1021/acs.est.6b05512
- Buchardt, M., Kupper, T., Hean, S., Haag, R., Schmid, P., Kohler, M. & Boller, M., 2007: Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Science & Technology* v56p63-67. DOI: 10.2166/wst.2007.807
- Cahill, T.M., 2022; Increases in Trifluoroacetate Concentrations in Surface Waters over Two Decades, *Environ. Sci. Technol.*, 56:9428–9434
- Cappelen, J. (ed) 2021: Denmark – DMI historical climate data collection 1768-2020. DMI Report 21-02. <https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/DMIRep21-02.pdf>. (2.3.2023)
- Cook, P. G., D. K. Solomon, L. N. Plummer, E. Busenberg, and S. L. Schiff, 1995; Chlorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer, *Water Resour. Res.*, 31: 425– 434.
- Cook, P. G., Solomon, D. K., 1997; Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $^3\text{H}_3\text{He}$ and ^{85}Kr , *Journal of Hydrology* 191: 245-265
- Dalgaard T, Hansen B, Hasler B, Hertel O, Hutchings N, Jacobsen BH, Jensen LS, Kronvang B, Olesen JE, Schjørring JK, Kristensen IS, Graversgaard M, Termansen M, Vejre H., 2014: Policies for agricultural nitrogen management - trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters*, *Environ. Res. Lett.* 9 (2014) 115002 (16pp). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>. (2.3.2023)
- Danske regioner, 2022: Opgaven vokser - Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s. <https://www.jordforureninger.dk/wp-content/uploads/2022/06/31057-Regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2022-Interaktiv-1.pdf> (2.3.2023)
- DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.
- DMI, 2022: Data hentet fra DMI's webside om seneste klimanormal 2021: <https://www.dmi.dk/vejrarkiv/normaler-danmark/>. (2.3.2023)
- Freeling, F., Behringer D., Heydel, F. mfl., 2020: Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. *Environmental Science and Technology* 54:11210-11219. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02910>
- Hansen, B. og Thorling, L., 2007: Interkalibrering af grundvandsprøvetagning 2007. https://www.geus.dk/media/6795/interkalibrering_af_grundvandsproevetagningen_2007_novana_final.pdf (2.3.2023)
- Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. & Erlandsen, M., 2011: Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – a Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. *Environmental Science and Technology*, vol. 45 no. 1 pp 228-234.
- Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B. & Erlandsen, M., 2012: Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. *Biogeosciences* Vol. 9, 5321-5346, 2012.
- Hansen, B & Larsen, F., 2016: Faglig vurdering af nitratpåvirkningen i iltet grundvand ved udfasning af normreduktionen for kvælstof i 2016 -18. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2016/04.
- Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M. & Dalgaard, T., 2017: Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. *Scientific Reports*, 7, 8566. DOI: 10.1038/s41598-017-07147-2.
- Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelsen fra GEUS. http://www.geovejledning.dk/2018_2/ (2.3.2023)
- Hansen, B., Thorling, L., Kim, H. & Blicher-Mathiesen, G., 2019. Long-term nitrate response in shallow groundwater to agricultural N regulations in Denmark. *Journal of Environmental Management* 240, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.075>. (2.3.2023)

- Henriksen, H., Rasmussen, J., Olsen, M., He, X., Jørgensen, L.F. & Trolborg, L., 2014: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding. GEUS-rapport 2014/74 www.geus.dk/media/7937/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf (2.3.2023)
- Henriksen, H., Stisen, S., Trolborg, L., He, X. & Jørgensen, L.F., 2015: https://www.geus.dk/media/7936/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf (2.3.2023)
- Henriksen, H.J., Voutchkova, D., Trolborg, L., Ondracek, M., Schullehner, J. & Hansen, B., 2019: National Vandressource model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning og vandløbspåvirkning med DK-model2019. GEUS-rapport 2019/32. GEUS 2019. www.geus.dk/Media/4/A/Basisanalyse%20kvantitativ%20tilstand%202019%2032.pdf (2.3.2023)
- Henriksen, H.J., Kragh, S.J., Gotfredsen, J., Ondracek, M., van Til, M., Jakobsen, A., Schneider, R.J.M., Koch, J., Trolborg, L., Rasmussen, P., Pasten-Zapata, E. og Stisen, S., 2020: Udvikling af landsdækkende modelberegninger af terrænnære hydrologiske forhold i 100m grid ved anvendelse af DK-modellen. Sammenfatningsrapport - Modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem. GEUS specierapport. GEUS 2020. https://data.geus.dk/pure-pdf/Sammenfatningsrapport%20vedr%20modelleverancer%20til%20hydrologisk%20informations-%20og%20prognosesystem_web.pdf. (2.3.2023)
- Hinsby, K., Højberg, A. L., Engesgaard, P., Jensen, K. H., Larsen, F., Plummer, L. N., and Busenberg, E., 2007; Transport and degradation of chlorofluorocarbons (CFCs) in the pyritic Rabis Creek aquifer, Denmark, Water Resour. Res., 43, W10423, doi:10.1029/2006WR005854.
- Hjelmer O, Hougaard T, Hansen J B, Hyks J, Trap N. 2020. Identifikation af problematiske stoffer i overfladebehandlet tegl og beton, fiberarmeret cement og beton samt klinker og sanitet. Miljøprojekt nr. 2127, Miljøstyrelsen. mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/03/978-87-7038-168-0.pdf (2.3.2023)
- Horneman, A., M. Stute, P. Schlosser, W. Smethie, N. Santella, D.T. Ho, B. Mailloux, E. Gorman, Y. Zheng, A. van Geen, 2008; Degradation rates of CFC-11, CFC-12 and CFC-113 in anoxic shallow aquifers of Arahazar, Bangladesh, Journal of Contaminant Hydrology, 97: 27-41,
- HHS, 2015: Toxicological profile for 1,1-dichlorethane, U.S. Department of health and human services.
- Houtz, E. F.; Sedlak, D. L. 2012: Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. Environ. Sci. Technol., 46:9342-9349.
- Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (2.3.2023)
- Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Trolborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, J., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F., 2021: National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. GEUS Specierapport. GEUS 2021
- Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvartære Varv-kort.
- Jacobsen, O.S., Laier, T., Juhler, R.K., Kristiansen, S.M., Dichmann, E., Brinck, K., Juhl, M.M, Grøn, G., 2007: Forekomst og naturlig produktion af kloroform i grundvand. By- og Landskabsstyrelsen.
- Jakobsen, R., Hinsby, K., Aamand, J., van der Keur, P., Kidmose, J., Purtschert, R., Jurgens, B.C., Sultenfuss, J., Albers, C.N., 2020; History and Sources of Co-Occurring Pesticides in an Abstraction Well Unraveled by Age Distributions of Depth-Specific Groundwater Samples, Environmental Science and Technology, 54: 158-165, DOI: 10.1021/acs.est.9b03996
- Jensen, J. og Bak, J.L. 2018. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience. Rapport nr. 263. 43 sider.
- Jensen, T.F., Larsen, F., Kjøller, C., Larsen, J.W. 2003. Nikkefrigtigelse ved pyritoxidation forårsaget af barometerånding-pumpning. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5.
- Kjøller, C., Postma, D. & Larsen, F., 2004. Groundwater acidification and the mobilization of trace metals in a sandy aquifer. Environ. Sci. Technol., 38, 2829-2835.
- Knudsen, P., 1983. Bestemmelse af geotermiske parametre indenfor den årlige temperaturvariations virkningsområde. MSc. thesis. Department of Geoscience, Aarhus University.
- Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.
- Laier, T., 2014: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer -pilotprojekt. GEUS-notat 05-VA-14-01
- Laier, T., 2014a: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer ved T-He metoden. GEUS-notat 05-VA-14-04
- Lassen C, Skårup S, Mikkelsen SH, Kjølholt J, Nielsen PJ, Samsø-Petersen L. 2001. Inventory of Biocides used in Denmark. Environmental Project No. 585. Miljøstyrelsen.
- Larsen, F., Kjøller, C. og Gram, M. 2009. Arsen i dansk grundvand og drikkevand. Bind 1: Arsen i dansk grundvand. By- og Landskabsstyrelsen.
- Larsen, F., Kjøller, C., Ramsay. 2010. Manual om arsen i dansk drikkevand med forslag til løsninger.

- Mikkelsen, H.E. & Olesen J.E., 1991: Sammenligning af metoder til bestemmelse af potentiel vandfor-dampning. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg, Tidsskrift for Planteavls Specialserie, Beretning nr. S 2157.
- Møller, I., Balling, N., Bording, T. S., Vignoli, G., & Rasmussen, P., 2014: D9 temperatur og temperaturgradienter ved og under jordoverfladen i relation til lithologi. Report to Energy technological development and demonstration program (EUDP), Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen. geoenergi.org/xpdf/d9-temperatur_og_temperaturgradienter.pdf (2.3.2023)
- Møller, I., Balling, N., & Ditlefsen, C., 2019. Shallow subsurface thermal structure onshore Denmark: temperature, thermal conductivity and heat flow. Bulletin of the Geological Society of Denmark, 67, 29–52.
- Newell, C.J., Adamson, D.T., Kulkarni, P.R., Nzeribe, B.N., Connor, J.A., Popovic, J., Stroo, H.F., 2021; Monitored natural attenuation to manage PFAS impacts to groundwater: Scientific basis, Groundwater Monitoring & Remediation, 41: 76–89
- Nielsen, K.S., og Jørgensen, J.B., 2008: Lavpermeable horisonter i skrivetridet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/viden-om/viden-om-grundvand> (2.3.2023)
- Nygaard, E.(red) 2004: Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zoner. GEUS. http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf (2.3.2023)
- OECD, 2021: Reconciling Terminology of the Universe of Per Recommendations and Practical Guidance, Series on Risk Management No.61, Organisation for Economic Co-operation and Development, ENV/CBC/MONO(2021)25
- Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes betydning for europæisk landbrug. Vand og jord, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.
- Pickard, H.M., Criscitiello, A.S., Persaud, D., Spencer, C., Muir, D.C.G., Lehnerr, I., Sharp, M.J., De Silva, A.O., Young, C.J., 2020; Ice Core Record of Persistent Short-Chain Fluorinated Alkyl Acids: Evidence of the Impact From Global Environmental Regulations, Geophysical Research Letters, 10.1029/2020GL087535
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F., 1991: Nitrate Reduction in An Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modelling. Water Resour. Res. 1991, 27 (8), 2027–2045.
- Refsgaard JC, Stisen S, Højberg AL, Olsen M, Henriksen HJ, Børgesen CD, Vejen F, Kern-Hansen C & Blicher-Mathiesen, 2011: Vandbalance i Danmark - Vejledning i opgørelse af vandbalance ud fra hydrologiske data for perioden 1990-2010, GEUS Rapport 2011/77. GEUS 2011.
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., mfl. 2017: Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply, Water Research, 126: 460-471, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>. (2.3.2023)
- Schullehner, J. & Hansen, B. (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/9/095001> (2.3.2023)
- Simoneaux, B.J. & Gould, T.J., 2008: Chapter 7 - Plant Uptake and Metabolism of Triazine Herbicides. In: The Triazine Herbicides - 50 years Revolutionizing Agriculture, Pages 73-99. <https://doi.org/10.1016/B978-044451167-6.50010-6> (2.3.2023)
- Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R.J.M., van Til, M.J., 2019: National Vandressource Model – Modelopstilling og kalibrering af DK-model2019. GEUS-rapport 2019/31. GEUS 2019.
- Thorling, L. og Kjølner, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1
- Triferto Fertilizers, Piadin IBC 1.000 liter. Nitrification inhibitor: Active ingredient 1H- 1,2,4 Triazole with 3-methylpyrazole Downloadet 22/11-2021 fra: <https://www.triferto.eu/en/commodities/123/piadin-ibc-1-000-liter> (2.3.2023)
- Trolborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS-rapport 2020/1 https://www.geus.dk/Media/2/5/GEUSrapport_2020_1_GVF_af-graensning_web.pdf (2.3.2023)
- Wang, Z., DeWitt, J.C., Higgins, C.P., Cousins, I.T., 2017; A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? Environmental Science and Technology, 51:2508–2518

Links og hjemmesider:

- Den Amerikanske Geologiske Undersøgelses hjemmeside om aldersdatering af grundvand: [Groundwater Age \(usgs.gov\)](http://www.usgs.gov)
- Chemspider: www.chemspider.com, Royal Society of Chemistry. (2.3.2023)
- Danmarks statistik: www.statistikbanken.dk (2.3.2023)
- DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (2.3.2023)
- DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (2.3.2023)
- EEA-hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (2.3.2023)
- Grundvandskortlægningens hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (2.3.2023)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (2.3.2023)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

Pesticides Properties DataBase, <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> (2.3.2023)

Spin database: spin2000.net (2.3.2023)

STANCODE hjemmesiden, DCE: <https://dce.au.dk/overvaagning/stancode/> (2.3.2023)

Spin databasen: spin2000.net (2.3.2023)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (2.3.2023)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (2.3.2023)

Appendiks

Appendiks 1 Datagrundlag og metoder

Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling

Datakilder

De data, der udgør grundlaget for grundvandsrapporten er først og fremmest indsamlet i det nationale overvågningsprogrammes særlige overvågningsboringer (GRUMO- og LOOP-indtag) og i vandforsyningernes indvindingsboringer i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol (Thorling og Kjølner, 2017). De forskellige datakilder anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet er beskrevet kort i Boks 1 nedenfor, mens en mere uddybende beskrivelse af stationsnettet er givet i Appendiks 2.

Boks 1. Datakilder i grundvandsovervågningsrapporten, overvågning af vandkvalitet.

| Datakilde | Beskrivelse |
|-----------------------|---|
| GRUMO-boringer | <p>GRUMO-boringerne i Grundvandsovervågningen er etableret som led i det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Her overvåges grundvandet ved at der udtages grundvandsprøver og grundvandsspejlets beliggenhed pejles. GRUMO-stationsnettet er designet til at kunne give dybdespecifikke målinger i grundvandsmagasinerne fra de såkaldte GRUMO-indtag.</p> <p>Det samlede GRUMO-stationsnet er designet, så grundvandet særligt overvåges, der hvor påvirkningen fra diffuse miljøpåvirkninger er størst, idet punktkilder undgås, således at effektiviteten af generelle reguleringer bedst kan vurderes.</p> <p>Stationsnettet blev i perioden 2007-2019 tilpasset vandrammedirektivet.</p> <p>Prøvetagningshyppigheden i de enkelte GRUMO-indtag varierer afhængigt af den påvirkning, som afspejles af vandanalyserne, se kapitel 2. Alle indtag prøvetages mindst én gang i løbet af en seksårig programperiode for alle analysepakker, jf. vandrammedirektivet.</p> <p>En delmængde af indtagene sidder i de såkaldte redoxboringer, der bl.a. har til formål at overvåge redoxzonernes stabilitet. I hver af disse boringer er der 15-23 ganske korte indtag (10 cm), se også Appendiks 2.1</p> <p>Alle data fra GRUMO-boringer er tilgængelige i Jupiter.</p> |
| LOOP-boringer | <p>LOOP-boringerne i Landovervågningsprogrammet er etableret som led i det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Landovervågningen beskriver sammenhænge mellem dyrkningspraksis og tabet af især kvælstof og fosfor til vandmiljøet, idet hovedformålet med LOOP-overvågningen er at få en detaljeret forståelse af, hvordan dyrkning i Danmark påvirker vandkvaliteten i rodzonevand, drænvand og grundvand.</p> <p>Alle LOOP-boringer er placeret, hvor grundvandsspejlet ligger højt, idet LOOP-indtagene er placeret terrænnært i 1,5-5 m u.t. Siden overvågningens start i 1989 har der været tale om et fast stationsnet af ca. 100 LOOP-indtag - med kun ganske få ændringer. Indtagene prøvetages op til seks gange årligt.</p> <p>Der kan kun udtages prøver, når grundvandsspejlet ligger så højt, at grundvandet kan pumpes op fra indtagene.</p> <p>I LOOP-områderne overvåges herudover rodzonevand, der opsamles med sugeceller placeret lige under rodzonen. Disse data må ikke forveksles med data fra LOOP-boringerne. Data fra den umættede zone (rodzonevand) anvendes ikke i grundvandsovervågningsrapporten.</p> <p>Alle data fra LOOP-boringer er tilgængelige i Jupiter.</p> |

| Datakilde | Beskrivelse |
|-------------------------------|---|
| Vandforsyningsboringer | <p>I drikkevandsbekendtgørelsen er der krav om, at vandforsyningerne (indtil okt. 2022 blot de almene vandforsyninger) jævnligt kontrollerer kvaliteten af det grundvand (råvand), der indvindes fra deres indvindingsboringer, den såkaldte boringskontrol. Boringskontrollen gennemføres på det grundvand (råvand), der indvindes fra den enkelte indvindingsboring, før vandet ledes ind på selve vandværket til behandling og derefter ledes videre ud i forsyningsnettet til forbrugere. En almen vandforsyning leverer til mindst 10 ejendomme.</p> <p>Hyppigheden af boringskontrollen afhænger af den distribuerede eller producerede vandmængde, og giver en prøvetagningshyppighed mellem hvert 3. år og hvert 5. år. Drikkevandsbekendtgørelsens bilag indeholder en liste over en række parametre, der som minimum skal analyseres for i en boringskontrol.</p> <p>Derudover stiller drikkevandsbekendtgørelsen krav til, at tilsynsmyndigheden skal udvide listen over kontrolparametre for boringskontrollen, når de lokale forhold for vandforsyningsanlægget tilsiger det, se kapitel 2.</p> <p>Alle resultater fra boringskontrollen skal indberettes til Jupiter.</p> |

Analyseindsats vedr. grundvandskvalitet

Overvågningen af grundvandets kvalitet har siden grundvandsovervågningens start i 1988 taget udgangspunkt i fire stofgrupper:

- *Kemiske hovedbestanddele*
- *Uorganiske sporstoffer*
- *Pesticider*
- *Organiske mikroforureninger*

De organiske mikroforureninger har gennem tid været underopdelt i en række kemiske undergrupper, der dels tager udgangspunkt i kemiske egenskaber og dels i anvendelsen. Sådanne undergrupper rapporteres typisk sammen.

Analyseprogrammerne for miljøfremmede stoffer, herunder pesticider, har udviklet sig gennem årene i takt med, at udviklingen af analysemetoderne har muliggjort analyser med tilstrækkeligt lave detektionsgrænser i forhold til kvalitetskrav og tærskelværdier for de relevante miljøfremmede stoffer og sporstoffer. Undervejs er stoffer, der kun sjældent eller aldrig findes i analyserne, udgået af programmerne. Nye stoffer er løbende inddraget, efter at screeninger eller andre undersøgelser har vist, at national overvågning er relevant. De aktuelle analyseprogrammer for indeværende programperiode fremgår af de kapitler, hvor stofferne præsenteres. Bilag 3 viser en oversigt over den periode, hvor forskellige stoffer har indgået i det programlagte analyseprogram for grundvandsovervågningen.

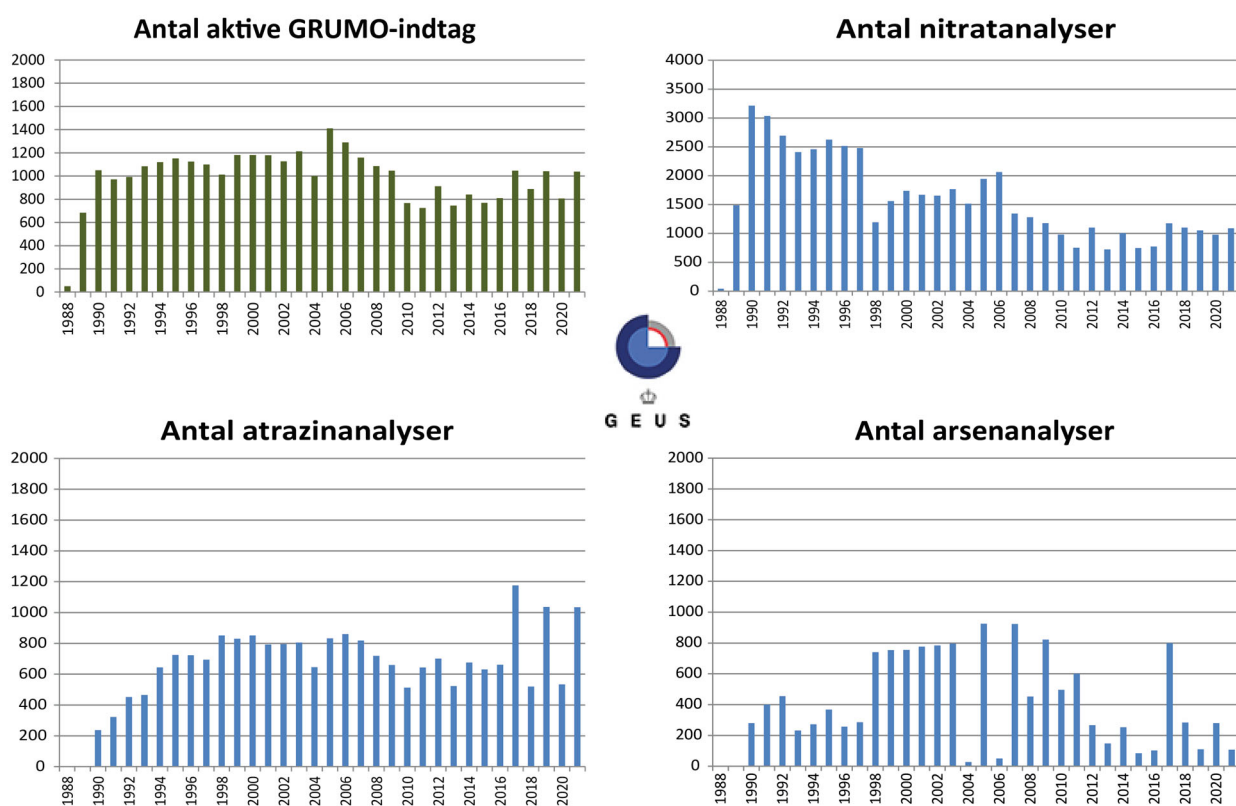
Det samlede analyseprogram for grundvandsovervågningen fremgår af programbeskrivelserne (se litteraturlisten og NOVANA-hjemmesiden). Analyseprogrammerne gennem tid for boringskontrollen fremgår af de forskellige udgaver af drikkevandsbekendtgørelsen. Vandforsyningerne har i vid udstrækning suppleret dette analyseprogram med flere stoffer, specielt miljøfremmede stoffer som pesticider, PFAS mm.

Specielt for pesticider gælder, at resultaterne fra Varslingssystemet for pesticider (VAP) anvendes til justering af analyseprogrammet for både grundvandsovervågningen og boringskontrollen, og ikke mindst som beslutningsgrundlag for screeninger i grundvandsovervågningen (se hjemmesiden for VAP). Resultaterne herfra indgår i beslutningsgrundlaget for justering af programperiodernes analyseprogrammer for grundvandsovervågningen og for drikkevandsbekendtgørelsens boringskontrol. Omvendt vil resultater fra vandforsyningernes egne udvidede pesticidanalyser bidrage til udvælgelse af stoffer til screening i udvalgte indtag i grundvandsovervågningen. I bilag 5 præsenteres resultater fra samtlige pesticidanalyser, opdelt på grundvandsovervågning og vandforsyningsboringer, i det omfang de foreligger i Jupiter. Stoffgruppen af pesticider er diskuteret i et selvstændigt afsnit herunder. Der pågår en løbende afklaring af

grupperingen af de miljøfremmede organiske stoffer i henholdsvis organiske mikroforureninger og pesticider, se kapitel 2, idet gruppen af pesticider er en delmængde af de organiske mikroforureninger, afgrænset på baggrund af deres anvendelse og ikke deres kemiske egenskaber og strukturer.

Figur 75 viser hvor stort et datamateriale, der er til rådighed for rapporteringen med udgangspunkt i antallet af registrerede, prøvetagede GRUMO-indtag, samt antal godkendte analyser for nitrat, atrazin og arsen. De tre udvalgte stoffer har gennem hele programperioden indgået i analysepakkerne for hhv. hovedbestanddele, pesticider og sporstoffer og illustrerer således analyseomfanget for disse stofgrupper.

Antallet af prøvetagede indtag i de enkelte år viser, hvorledes overvågningen udbygges i løbet af 1988-1990 og derefter frem til 2004 har et nogenlunde konstant antal prøvetagede indtag hvert år. Udviklingen af stationsnettet og den løbende udbygning med borer, herunder omlægningen fra 2007 ff. for at tilpasse stationsnettet til vandrammedirektivet, er diskuteret i Appendiks 2.



Figur 75. GRUMO. Illustration af analyseindsatsen for grundvandsovervågningen 1988-2020. Antal indtag, hvorfra der er taget prøver i de enkelte år, samt antal analyser for stofgrupperne hovedbestanddele (nitrat), pesticider (atrazin) og sporstoffer (arsen), ud fra antallet af årlige analyser af et gennemgående stof i stofgrupperne.

I grundvandsovervågningen, programperiode 2017-2021, udtages højst én prøve/år/indtag, bortset fra i redoxboringerne, der kun indgår i to af programperiodens år (2018 og 2020), men da med tre prøver/år/indtag. Nyetablerede indtag prøvetages dog 2 gange det første år.

Det fremgår af Figur 75, at mens der har været et fald i antallet af årlige analyser for nitrat, og dermed hovedbestanddele, har analyseindsatsen over for pesticider (vist som Atrazin) ligget mere konstant i hele overvågningsperioden, dog med et mindre fald, der svarer til det reducerede stationsnet omkring 2010. I år med kontrolovervågning 2017, 2019 og 2021 er stort set alle aktive indtag analyseret for pesticider.

Faldet i antallet af nitratanalyser pr. år er især begrundet i det forhold, at prøvetagningsfrekvensen (år⁻¹) for hovedbestanddele er faldet gennem tiden, mens prøvetagningsfrekvensen for pesticider til sammenligning har varieret mindre.

Hvad angår sporstofferne (arsen) har prøvetagningshyppighederne og omfanget af analyser og antal parametre varieret betragteligt fra programperiode til programperiode. De mange analyser for sporstoffer i programperioderne fra 1993 til 2009, havde til formål at dække behovet for at etablere baggrundskoncentrationer af sporstofferne, hvorefter der i de efterfølgende programperioder fokuseres på overvågning i områder med særligt høje koncentrationer af sporstoffer.

Stofgruppen pesticider.

Pesticidbegrebet er fra rapporteringen 2020 udvidet til også at gælde stoffer med biocidanvendelse, som beskrevet i kapitel 2.

GEUS har derfor valgt i pesticidkapitlet at medtage udvalgte biocidstoffer, som har tydeligt miljøfremmede egenskaber. Det drejer sig fx om organiske tinforbindelser (antibegroningsmidler), isothiazolinoner (konserveringsmidler), biocidstoffer der kemisk er tæt beslægtede med pesticider (fx triaziner), og phenoler i bred forstand. Phenolerne dækker chlorphenoler, methylphenoler (cresoler) bortset fra 3-methylphenol, hvor Miljøstyrelsen i tolkningen af data fra massescreeningen har vurderet at fund i grundvandet ikke skyldes biocidanvendelse), chlormethylphenoler (chlorcresoler) og dimethylphenoler (xylenoler). Teknisk pentachlorphenol (PCP) har fx været anvendt som træbeskyttelsesmiddel og indeholdt en forholdsvis stor andel lette chlorphenoler (Miljøstyrelsen, 2009). I grundvandet nedbrydes pentachlorphenol desuden til chlorphenoler med færre chloratomer. 2-methylphenol og 4-methylphenol har fx været anvendt som biocid i overfladebehandling af beton og fibercement (Hjelmar mfl., 2020) og som antiseptiske midler. Nogle chlorphenoler (fx 2,4-dichlorophenol og 2,4,5-trichlorophenol) og chlormethylphenoler (fx 2-methyl-4-chlorophenol) er nedbrydningsprodukter fra phenoxysyreherbicer eller nedbrydningsprodukter fra synteseurenheder i phenoxysyreherbicer (fx 2,6-dichlorophenol og 2-methyl-6-chlorophenol). Chlorphenolerne og chlormethylphenoler bruges også til fremstilling af phenoxysyreherbicer og kan derfor i sig selv forekomme som synteseurenheder. Derudover har en bred gruppe phenoler været brugt som desinfektionsmidler.

Ovennævnte biocidstoffer har indgået som pesticider i Miljøstyrelsens massescreening i 2019 og/eller på Miljøstyrelsens pesticidliste til vurdering af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand i 2020. Sumgrupper såsom 'sum herbicer', 'sum pesticider', 'xylenoler' og 'cresoler' er ikke med i opgørelserne, dels fordi de ikke har en detektionsgrænse, dels fordi enkeltstofferne i grupperne oftest også er indberettet enkeltvis. I grundvandet stammer en del stoffer fra olieforureninger eller tjæreforureninger, men nogle af disse stoffer har samtidig haft en begrænset pesticid/biocidanvendelse. Det er fx naphthalen og anthraquinon, som formodentlig oftest stammer fra olie/tjære når de findes i grundvandet. Disse stoffer forbliver foreløbig i stofgruppen organiske mikroforureninger. I stofgruppen pesticider indgår desuden enkelte kendte urenheder (fx 2,6-DCPP) og vækstregulerende midler.

Indvundne vandmængder

Rapportering af oppumpede vandmængder fra grundvand og overfladevand er en integreret del af grundvandsovervågningen. I henhold til vandforsyningsloven skal alle almene vandforsyninger årligt indberette årets indvundne vandmængde til kommunerne. Almene vandforsyninger er defineret som vandforsyninger, der leverer drikkevand til mindst 10 ejendomme. De øvrige vandforsyninger skal indberette de indvundne vandmængder, når kommunalbestyrelsen pålægger dem det. Kommunerne kvalitetssikrer og indberetter herefter vandmængderne til Jupiter.

Andre data om grundvandet

Visse kendte punktkilder, som forurenede grunde og lossepladser, overvåges og kortlægges af Regionerne i medfør af jordforureningsloven. Derudover foretages der overvågning af grundvandet i forbindelse med forurenende virksomheder, som fx. lossepladser mv. i medfør af miljøbeskyttelsesloven. I dag rapporteres denne overvågning af Danske regioner (Danske regioner, 2022). Mere information kan fås på Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (hjemmesiden for jordforurening, se litteraturlisten).

Data, der indsamles som led i regionernes overvågning og undersøgelser af kendte større punktkilder, og som er indlæst i Jupiter, er så vidt muligt adskilt fra de øvrige data, der indgår i denne rapportering, herunder også indberettede vandprøver fra vandforsyningsboringer, der i dag alene anvendes til overvågning af punktkilder, se bilag 8. Det skal bemærkes, at regionerne jf. jordforureningsloven forestår opsporing af forureningskilder i samarbejde med kommunalbestyrelsen, når der er konstateret en forurening af grundvandet, og ligeledes skal regionerne underrette de berørte vandforsyninger, når en forurening er konstateret. På baggrund af dette skal tilsynsmyndighed (kommune) og almen vandforsyning jf. drikkevandsbekendtgørelsen, sørge for at inddrage et relevant stof i boringskontrollen, såfremt et stof vurderes at udgøre en risiko for den enkelte indvindingsboring. I regi af Miljøportalen arbejdes der i disse år på, at ældre grundvandsdata fra regionernes forureningsundersøgelser lægges i Jupiter, og at der fremover skal ske en løbende indberetning af nye data.

Indberetning af data til Jupiter

Indberetningen af vandanalyser til Jupiter fra grundvandsovervågningen, vandforsyningernes boringskontrol og øvrige undersøgelser foretages af analyselaboratorierne. Efterfølgende godkender tilsynsmyndigheden eller dataejereren data, jf. Dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2021) og drikkevandsbekendtgørelsen, hvorefter de bliver offentligt tilgængelige og til rådighed for rapporteringen.

Vandforsyningernes aktive indvindingsboringer identificeres til rapporteringen på grundlag af bl.a. en kode for prøveformål, som laboratorierne angiver for hver af de analyserede vandprøver. For at en vandforsyningsboring kategoriseres som aktiv, skal der være taget en prøve indenfor de sidste 5 år, med prøveformålet 'boringskontrol', se bilag 8.

Kommunerne vedligeholder de administrative oplysninger om vandforsyningerne i Jupiter. En almen vandforsyning skal i henhold til vandforsyningsloven årligt indberette status for det almene vandforsynings indvindingsboringer. Kommunen skal årligt frigive indberetningerne i Jupiter, hvorefter de er offentligt tilgængelige. Når der i denne rapport gives status for grundvandskvaliteten i vandforsyningsboringerne på aktive vandforsyninger, forventes det, at datamaterialet kun i begrænset omfang inddrager analyser fra vandforsyninger, der ikke længere er aktive. Af samme årsag forventes datamaterialet kun i begrænset omfang at medtage vandforsyningsboringer, hvorfra der ikke indvindes grundvand til drikkevandsproduktion. Det kan fx være vandforsyningers overvågningsboringer eller pejleboringer, hvor der har været et behov for at kende vandkvaliteten, og hvor data er indberettet med vandprøveformål boringskontrol.

Fast dataudtræk fra Jupiter

Som grundlag for rapporteringen udarbejdes der hvert år et veldefineret udtræk fra Jupiter, som rapporteringen er baseret på. Udtrækket produceres af et særligt program med algoritmer, der sikrer, at data, der fx er mærket som fejlagtige, ikke indgår i databehandlingen. Programmet fjerner dubletter, og håndterer kendte datatekniske problemer, som fx anvendelse af forskellige stofkoder for samme stof eller brug af forskellige enheder.

Før udtrækket foretages, gennemfører GEUS en kvalitetskontrol af de data, som Miljøstyrelsen har indsamlet og indberettet til Jupiter som et led i NOVANA. Det kan dreje sig om forkert brug af koder og andre datatekniske forhold. Derudover producerer GEUS plot af alle pejletidsserier, hvilket giver Miljøstyrelsen mulighed for at identificere og rette fejl og mangler, som ikke blev erkendt under indlæsning, inden det endelige dataudtræk af pejlinger til rapporteringen foretages. Udtrækskriterierne er moderniseret i 2019-2021 og fremgår af bilag 8. Især har der været fokus på en klarere definition af stofgrupperne og andre datastrukturelle emner.

Til denne rapport er der lavet et udtræk af de kemiske data fra Jupiter d. 30. maj 2022, mens der 12. september 2022 er foretaget et udtræk af indvindingsdata for grundvand og overfladevand.

Appendiks 1.2 Metoder til databehandling

I denne rapport er der anvendt en række indikatorer og opgørelsesmetoder med det formål at beskrive, hvorledes de enkelte stoffer optræder i grundvandet. Som udgangspunkt for databehandlingen bearbejdes data, så opgørelserne er på indtagningsniveau.

Statistiske metoder

Det bærende princip for hovedparten af figurene er, at der fokuseres på deskriptiv statistik, dvs. hvorledes koncentrationerne fordeler sig i tid og rum. Der er fokus på, hvor store andele af de undersøgte indtag (populationen), der ligger over eller under kvalitetskravet og detektionsgrænsen. Der beregnes kun undtagelsesvist gennemsnit for data fra flere forskellige indtag, men det kan fx være relevant i en udvalgt delmængde af data med fælles egenskaber. Almindeligvis vil data præsenteres med udgangspunkt i årlige aritmetiske gennemsnit på indtagsniveau. I det omfang, der beregnes gennemsnitsværdier, præsenteres medianer også. Status mht. de enkelte stoffer/stofgrupper illustreres typisk gennem fraktildiagrammer, beregning af medianer og 25 og 75 % fraktiler mv., der samtidig illustrerer spredningen, se fx Figur 29.

Når der arbejdes med sumværdier, beregnes summerne først for hvert enkelt prøveresultat. Hvis en grundvandsprøve er splittet i flere delprøver, og resultatet for hver delprøve er selvstændigt indberettet, opgøres summen for hver delprøve, idet det er vanskeligt maskinelt med sikkerhed at afgøre, hvilke prøver der hænger sammen, når fx prøver er sendt til forskellige laboratorier og indberettet separat.

Når der udarbejdes en egentlig kvantitativ statistisk analyse, hvor signifikansen af en trend eller andre sammenhænge beregnes, fremgår det tydeligt i rapporten, hvorledes denne sammenhæng er beregnet og hvilke kriterier, der er anvendt. Det skal hjælpe læseren til at skelne mellem deskriptive metoder og egentlige, kvantitative statistiske metoder.

Der er, i relevant omfang, lavet en opdeling efter geologi, geokemi, dybde eller strømningstid (alder) mv, specielt i de år, hvor der er særlig fokus på et enkelt emne. For miljøfremmede stoffer med lave fundandele er fundandelen i sig selv en vigtig parameter. Fundandele angives i % fund af undersøgte indtag.

Koncentrationsklasser

Der anvendes en ensartet afgrænsning af koncentrationsintervaller med hensyn til anvendelsen af < eller \leq gennem hele rapporten. I drikkevandsbekendtgørelsen arbejdes med den højst tilladelige værdi, hvilket betyder, at drikkevandskravet først er overskredet, når indholdet i en prøve er større end kvalitetskravet.

Rapporten tager afsæt i disse tre koncentrationsklasser:

- *Under detektionsgrænsen, DG. Dvs. $x < DG$ (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet, KV. Dvs. $DG \leq x \leq KV$*
- *Over kvalitetskravet. Dvs. $x > KV$*

Detektionsgrænse og kvantifikationsgrænse

Mens der i Danmark traditionelt opereres med detektionsgrænsen, opererer man i analysekvalitetsdirektivet og grundvandsdirektivet med kvantifikationsgrænsen (LQ, level of quantification), der er defineret som tre gange detektionsgrænsen (DG). Alle resultater i Jupiter er angivet i forhold til detektionsgrænsen. I Danmark er brugen af kvantifikationsgrænsen implementeret i analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Som udgangspunkt i nærværende rapport anvendes detektionsgrænsen (DG). Hvis koncentrationer er < DG (ikke påvist), anvendes den numeriske værdi af DG ved beregning af gennemsnitsværdier. Hvis alle værdier er under prøvens DG, opgives gennemsnit, median osv. som mindre end den største DG i populationen. Er der et fåtal af analyser med forhøjet DG, angives den hyppigste DG, og undtagelserne bemærkes. Dette kan især være relevant for visse pesticider og organiske mikroforureninger, eller når der indgår ældre data med en højere DG.

Brugen af den numeriske værdi af DG, som substitut til beregninger, når den målte koncentration ligger under DG, er begrundet i det forhold, at det beregningsteknisk giver mindst risiko for fejl, og det forhold, at der for miljøfremmede stoffer (MFS) er fokus på, om stoffet overhovedet er til stede. For naturligt forekommende stoffer er DG som regel meget mindre end kvalitetskravet, og substitutions-metoden for data under detektionsgrænsen er i praksis uden betydning for vurderingen.

Ved beregning af sum-værdien for pesticider i en prøve beregnes kun summen af stoffer, der er påvist. Der substitueres ikke med DG for ikke-påviste stoffer, idet summen så ville være bestemt af antal analyserede pesticidstoffer per prøve, som varierer fra 1 til >400. Dette er i overensstemmelse med analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Egentlige trendberegninger indgår normalt kun i forbindelse med temarapportering.

Databehandling

Fraktildiagrammer, hvor alle målinger indgår, anvendes til at præsentere stoffernes koncentrations-fordelinger. Afbildningsmetoden giver mulighed for at aflæse medianen og vurdere spredningen på resultaterne, se fx Figur 26, Kapitel 4.1.

Der anvendes også søjlediagrammer og tabeller, hvor stoffernes procentvise fordeling typisk præsenteres i mindst tre koncentrationsintervaller, jf. afsnittet om koncentrationsklasser ovenfor:

- *Under detektionsgrænsen, DG (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet*
- *Over kvalitetskravet*

Periodeopgørelser

Når data fra indtag med forskellig prøvetagningsfrekvens skal sammenlignes, må opgørelser over status og udvikling i populationen baseres på en samlet periode af en vis længde. Perioden vil for vandforsyningsboringer typisk være 5 år, fordi boringskontrollen for vandforsyningsboringer gennemføres i en tur- nus på op til fem år. For GRUMO-indtag kan en periode være samme 5 års periode som for vandforsy- ningsboringer, eller i andre tilfælde en programperiode. Hertil har GEUS gennem alle årene anvendt peri- odeopgørelser, der bygger på det princip, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over ande- len af indtag i et givent koncentrationsinterval, selv om der har været udtaget flere vandprøver med fund, eller der er påvist flere stoffer i samme prøve.

På indtagsniveau opgøres således, hvor stor en andel af indtagene, der i løbet af en periode mindst én gang har haft mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen eller overskridelse af kvalitetskravet, se boks 2. Det optælles ikke, hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kvalitetskravet. Et indtag, hvor flere stoffer er fundet over kvalitetskravet, tælles derfor kun med én gang. Omvendt betyder metoden, at hvis der er udtaget flere vandprøver fra samme indtag over en periode, og der ikke er fund i alle prøver i perioden, men dog mindst ét fund, bliver indtaget talt med i kategorien med fund.

Boks 2: Principper for en periodeopgørelse

I periodeopgørelsen tæller hvert indtag kun med én gang i en given periode.

Enkeltstoffer optælles over en given periode mht. hvor mange indtag, stoffet er fundet i.

For alle analyserede stoffer, hvor gruppen af stoffer har samme kvalitetskrav (fx pesticider), optælles i hvor mange indtag, der mindst én gang i en periode er påvist et eller flere stoffer over detektionsgrænsen eller kvalitetskravet.

Optællingen kan tage udgangspunkt i gennemsnitsværdien (middelværdien) for et stof i perioden eller om der er mindst ét stof eller mindst ét indtag, der i perioden ligger over detektionsgrænsen eller kvalitetskra- vet. Gennemsnitsværdi bruges, når indholdet i hovedparten af analyserne ligger langt over detektionsgræn- sen.

I rapportens kapitler er anført, hvilke af ovenstående muligheder, der er brugt.

BEMÆRK: Hvis der er fund af samme stof flere gange, tælles det kun med én gang. Hvis der er flere stoffer fra samme stofgruppe, indgår stofgruppen stadig kun én gang.

Dybdefordelinger

Dybdefordelinger laves som en illustration af fordelingen af de analyserede stoffer med dybden i grundvandet og illustreres fx som Figur 4 i afsnit 1.2. Her er dybden opdelt i intervaller typisk af 10 m.

I dybdefordelingen præsenteres stoffernes procentvise fordeling, typisk i mindst tre koncentrationsintervaller:

- *Under detektionsgrænsen, DG (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet*
- *Over kvalitetskravet*

Dybden er angivet som 'dybden til top af indtag' også kaldet 'indtagstop'. Dette er dybden fra terræn til overkanten af indtaget, således som det er angivet i Jupiter i m u.t. GRUMO-indtagene er som regel korte med en længde på 1-2 m. I vandforsyningsboringer er længden af indtaget ofte omkring 6 m, men indtagene kan være endog meget lange, fx kan indtaget i nogle kalkboringer være op til 50 m langt. Derfor kan overvågningen i GRUMO-indtag repræsentere en punktmåling i tid og sted i langt højere grad end den overvågning, der finder sted i vandforsyningsboringer, hvor vand med meget forskellig alder blandes sammen i de længere indtag.

Tidsserier

De fleste indikatorer viser tidsserier med udgangspunkt i prøvetagningsåret, se boksdiagrammet i Figur 29 afsnit 4.2. Tidsserier, hvor alle målinger (evt. for en bestemt veldefineret delmængde af data) fra hvert år indgår, er præsenteret i boksdiagrammer. Disse diagrammer er især nyttige for stoffer med en stor andel af resultaterne over detektionsgrænsen. Her vises både gennemsnitsværdi og median sammen med 10, 25, 75 og 90 % fraktilerne.

Egentlige statistiske analyser af tidsserier ligger uden for rammerne af den årlige normalrapportering, men kan udføres i forbindelse med temarapportering. Her kan resultaterne fra dateringerne også inddrages (se kap. 4), og tidsskalaen kan transformeres til tidspunktet hvor vandet har nået grundvandsspejlet, eller grundvandets alder eller opholdstid, se appendiks 3.2 Dette muliggør en stærkere effektmåling af samspillet mellem indsatsplaner og miljøtiltag og de målte koncentrationer i grundvandet, fx for nitrat, se Figur 25.

Pejledata og indvundne vandmængder

Pejledata og indvundne vandmængder behandles efter andre principper end de kemiske parametre.

Mht. pejledata er overvågningen stadig under konsolidering, og fokus ligger på datakvalitet og teknisk udvikling af området. Data indsamles med meget stor hyppighed (ned til hvert kvarter) og præsenteres som tidsserier på indtagsniveau for udvalgte indtag. Der arbejdes med metodeudvikling for aggregering af data.

Indvundne vandmængder præsenteres som tidsserier opdelt på indvindingskategorier. Data præsenteres for alle indvindinger og for grundvandsindvindinger alene. Derudover vurderes indvindingen af grundvand med og uden markvanding.

Appendiks 1.3 Repræsentativitet og bias

Som nævnt ovenfor er længderne af indtagene i vandforsyningsboringer og GRUMO-boringer meget forskellige. Alene af denne grund er der forskel på, hvad de forskellige datasæt, der rapporteres i grundvandsovervågningen, repræsenterer. De enkelte datasæt er forbundet med en såkaldt bias i forhold til repræsentativiteten af grundvandet som sådan. Som eksempel på en sådan bias tilrettelægges vandforsyningerne deres indvinding på en måde, så kvalitetskrav til drikkevandet så vidt muligt overholdes i det oppumpede grundvand, hvorfor overskridelser af kvalitetskravet generelt må forventes at forekomme sjældnere i data fra vandforsyningsboringer end i data fra GRUMO-indtag (fx Schullehner og Hansen, 2014). Nedenfor er der for hvert af de anvendte datasæt i grundvandsovervågningsrapporten angivet en beskrivelse af datasættets forventede repræsentativitet og de mulige bias, der kan være knyttet til det enkelte datasæt (se også Thorling og Kjølner, 2017).

Vurderingen af de forskellige datasæts repræsentativitet og bias er baseret på en faglig systemforståelse af et komplekst system (dvs. viden om den danske geologi, hydrogeologi og geokemi) samt på konceptuelle modeller. Da konceptuelle modeller i sagens natur ikke er matematiske modeller, anvendes der derfor ikke statistik til at underbygge disse. Da man endvidere ikke kender den rumlige fordeling af alle landets grundvandsmagasiner og fordelingen af opløste stoffer heri, er det ikke muligt at foretage en stringent, geostatistisk vurdering af repræsentativiteten af datagrundlaget i forhold til samtlige grundvandsmagasiner.

Grundvandet i de enkelte indtag kommer fra nedsivning i et opland, der kan ligge mange 100 m eller sågar mange kilometer væk fra indtaget. Størrelsen af oplandet til et indtag og afstanden mellem opland og indtag afhænger i det enkelte tilfælde af geologien og grundvandets strømningsmønster i det helt konkrete område, hvor et indtag er placeret. Der foretages i forbindelse med denne rapportering ikke en konkret vurdering af oplandet eller arealanvendelsen i oplandet for specifikke indtag.

GRUMO-indtag:

Formålet med data fra GRUMO-indtagene er bl.a. at indsamle dybdespecifikke prøver i grundvandsmagasinerne, så udviklingen i grundvandets kvalitet og mængde i forhold til specielt diffuse overfladeforureninger kan beskrives. Hertil kommer, at data fra GRUMO-indtagene skal bidrage til tilstandsvurdering af alle grundvandsforekomsterne i forbindelse med vandplanerne. For data fra GRUMO-indtag vurderes endvidere følgende:

- *Om data er repræsentative i forhold til at afspejle grundvandets kvalitet korrekt i målepunkterne. Data er typisk punktmålinger, der beskriver en mindre stikprøve af grundvandets kvalitet. Samtidig er der høje krav til boringernes tekniske kvalitet og indretning. GRUMO-prøverne kan derfor i særlig grad forventes at være repræsentative for den kvalitet, som grundvandet har ud for boringernes indtag.*
- *Om data er repræsentative i forhold til at afspejle belastningen af grundvandet fra diffus overfladeforurening af de stoffer, der indgår i det aktuelle analyseprogram på en national skala. Stationsnettet er samlet set designet, så det kan give et landsdækkende billede, der skal tage højde for de meget store variationer, der er i de naturgivne geologiske forhold i Danmark. Stationsnettet er designet til at beskrive grundvandets tilstand i det åbne land. Stationsnettet er ikke designet til at beskrive tilstanden under bebyggede områder, hvor grundvandet kan være påvirket af diffuse overfladekilder, fx indholdsstoffer i maling.*
- *Om punktkilder giver en ubetydelig bias på det samlede datasæt. Der er kun få og utilsigtede data fra punktkilder, fx jordforurening, i datasættet. GRUMO-datasættet er derfor uegnet til at repræsentere påvirkninger fra punktkilder.*
- *Om grundvandets alder kan give bias ved fortolkning af data. Når fortolkninger af tidsserier skal relateres til påvirkninger fra menneskelige aktiviteter, er det derfor vigtigt at skelne mellem prøvetagningsår og infiltrationsår, da effekten af reguleringer eller uønskede påvirkninger først vil vise sig i indtagene efter en årrække. I Appendix 3 er aldersfordelingen af de daterede GRUMO-indtag vist.*
- *Veldefinerede delmængder af data kan anvendes til at fokusere på bestemte problemstillinger. Som eksempel er fremstillinger af udviklingen for nitrat i iltholdigt grundvand valgt for på bedst mulig vis at undersøge effekter af vandmiljøplanerne og andre handleplaner. Data fra det iltfrie grundvand indgår derfor ikke i disse fremstillinger, da nitrat i iltfrit grundvand ikke afspejler den oprindelige udvaskning.*
- *Datatætheden falder generelt med dybden. Bias i datagrundlaget i forhold til den dybdemæssige fordeling af indtag håndteres i grundvandsovervågningsrapporten ved at beregne andelen af indtag med et vist indhold af fx nitrat og pesticider i forskellige dybder. De dybeste GRUMO-indtag anvendes hovedsageligt til at vurdere, om antagelserne i de konceptuelle modeller er rimelige, fx med hensyn til udbredelsen af nitrat i dybden.*
- *Der foretages i grundvandsovervågningen ikke volumenbaserede beregninger af, hvor stor en del af grundvandressourcen, GRUMO-data repræsenterer. Det er efter GEUS' vurdering ikke muligt isoleret set at benytte GRUMO-data til at opgøre, hvor stor en andel af hele grundvandressourcen, der er påvirket af en given forureningskomponent.*

LOOP-indtag:

Overvågning af grundvand i LOOP-indtag finder sted i fem landbrugsområder med højtliggende grundvandsspejl ned til ca. 5 m u.t. Data fra LOOP-indtag benyttes i grundvandsovervågningsrapporten kun i forbindelse med beskrivelsen af nitrat og fosfat i grundvandet. Generelt vurderes det for data fra LOOP-indtag, at:

- *Arealanvendelsen er meget forskellig i lerjordsområderne og sandjordsområderne. Derfor præsenteres data opdelt efter jordtype. De to sandede LOOP-områder har mange kvægbrug og en forholdsvis høj husdyrintensitet.*
- *På grund af det højtliggende grundvandsspejl vil udvaskningen være påvirket af potentialet for denitrifikation tæt ved terræn, hvor der er fornybart organisk stof i de øvre jordlag. LOOP-data er ikke repræsentative på landsbasis, da der ikke indgår områder med dybtliggende grundvandsspejl. Størrelsen af denne bias er ikke vurderet. LOOP-data er derfor ikke repræsentative for det øvre grundvands generelle tilstand på landsbasis.*

Vandforsyningernes boringskontrol:

Vandforsyningernes boringer er etableret og opretholdt med det formål at indvinde vand, der så vidt muligt ikke skal underkastes avanceret vandbehandling. Dette betyder, at man gennem tiden har lukket mange boringer, hvor kvaliteten af råvandet ikke overholdt kvalitetskravet for et givent stof. Nogle stoffer, som fx arsen, kan dog ofte fjernes i tilstrækkelig grad på selve vandværket uden avanceret vandbehandling, hvorfor en overskridelse af kvalitetskravet i råvandet ikke nødvendigvis betyder, at boringen lukkes eller sløjfes. Om data fra vandforsyningernes boringskontrol vurderes det, at:

- *Data fra vandforsyningsboringerne illustrerer alene tilstanden i den del af grundvandet, der anvendes til produktion af drikkevand på vandforsyningerne – dvs. inden vandet er blevet til drikkevand. Boringskontroller udføres over tid for en skiftende population af vandforsyningsboringer, idet nye boringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende en god drikkevandskvalitet for forbrugerne, men data er ikke nødvendigvis udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets generelle tilstand.*
- *Vandforsyningsboringerne, der indgår i denne rapportering, er repræsentative for vandforsyningernes indvindingsboringer på landsplan, idet de udgør tæt ved 100 % af alle aktive almene vandforsyningsboringer.*
- *Vandforsyningsboringerne indtag er gennemsnitligt placeret dybere end GRUMO-indtagene, hvorfor de i mindre grad kan anvendes til at beskrive påvirkninger fra diffus overfladeforurening.*
- *Vandforsyningsboringerne har ofte lange indtag (6 m eller derover), hvorfor vandprøver fra disse indtag repræsenterer grundvand af meget blandet alder og oprindelse.*

Referencer Appendiks 1: Datagrundlag og metoder

Referencer

- Danske regioner, 2022: Opgaven vokser - Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s. <https://www.jordforureninger.dk/wp-content/uploads/2022/06/31057-Regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2022-Interaktiv-1.pdf> (2.3.2023)
- Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2021: Dataansvarsaftalen, miljoportal.dk/media/1599/dataansvarsaftalens-bilag-3-grundvand.pdf (2.3.2023)
- Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorphenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. mst.dk/kemi/kemikalier/regler-handlingsplaner/faktaark-om-kemikalierreglerne/pentachlorphenol-pcp/ (2.3.2023)
- Hjelmer O, Hougaard T, Hansen J B, Hyks J, Trap N. 2020. Identifikation af problematiske stoffer i overfladebehandlet tegl og beton, fiberarmeret cement og beton samt klinker og sanitet. Miljøprojekt nr. 2127, Miljøstyrelsen. mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/03/978-87-7038-168-0.pdf (2.3.2023)
- Schullehner, J. & Hansen, B., (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 (17-2-2018)
- Thorling, L. og Kjøller, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1

Relevante hjemmesider og links

- Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (2.3.2023)
- Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)
- Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (2.3.2023)
- Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)
- NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)
- Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (2.3.2023)

Appendiks 2 Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen

Alle vandprøver og pejlinger i NOVANA grundvandsovervågningen er indsamlet i borer udstyret med et eller flere filtre. Filteret er betegnelsen for det stykke af forerøret, der er perforeret, og hvor grundvandet kan strømme ind i boringen. Det stykke (dybdeinterval) af boringen, hvor vandet trænger ind i boringen, kaldes et indtag. I nogle geologiske aflejringer, fx granit og kalk, er der ikke behov for et forerør. Her består indtaget i især indvindingsboringer ofte af et åbentstående hul i en boring. Begrebet indtag er defineret yderligere i Grundvandsrapporten fra 2001 (Stockmarr, 2001).

Tabel 29 giver et overblik over de forskellige sammenhænge, hvori grundvandet overvåges i Danmark. De forskellige aspekter af tabellen diskuteres i dette kapitel. Henvisninger til de programbeskrivelser, der sætter rammen for grundvandsovervågningen i Danmark, ses i litteraturlisten sidst i dette appendiks, se også kapitel 2.

Tabel 29. Oversigt over bidrag til og aspekter af overvågningen af grundvand i Danmark, herunder omfang af datagrundlaget for forskellige typer af afrapportering. Bemærk: Jordforurening indgår ikke i nærværende rapportering. *) Antal grunde kortlagt på vidensniveau 2 (Danske regioner, 2022) og **) antal indtag er skønnet på baggrund af svar fra flere regioner i 2014.

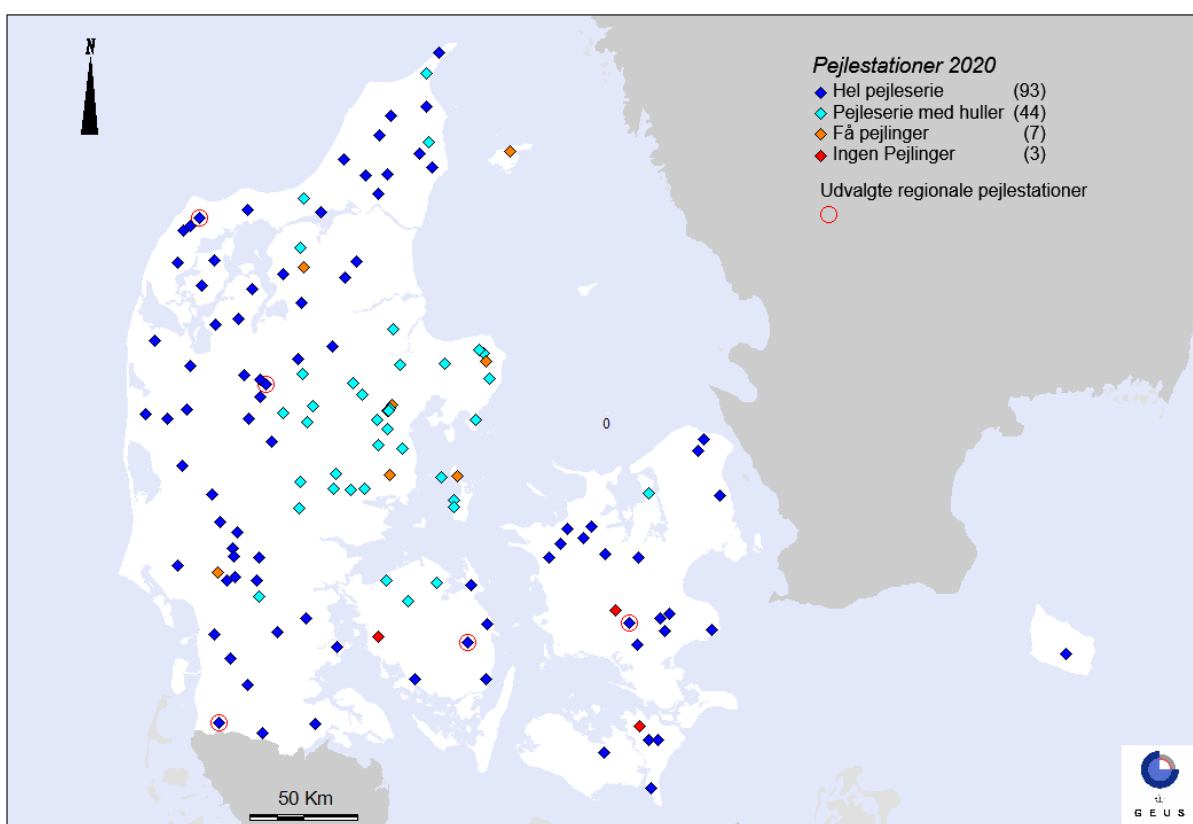
| Hvad | GRUMO | LOOP | Det Nationale Pejlenet | Vandforsyninger | Jordforurening |
|--------------|------------------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------------|---|
| Hvor | Overvågningsindtag | Overvågningsindtag | Overvågningsindtag | Indvindingsboringer | Undersøgelsesboringer mm. |
| Hvorfor | NOVANA | NOVANA | NOVANA | Drikkevands-Bekendtgørelsen | Jordforurenings- og miljøbeskyttelsesloven |
| Hvem | MST/GEUS | MST/DCE/GEUS | MST/GEUS | Vandforsyninger/kommuner | Regioner |
| Antal indtag | I alt ca. 2.397 2021: ca. 1.039 | I alt ca. 391 2021: 85 | I alt ca. 147 2021: - | 2017-2021: 6.198 2021: 2.114 | I alt ca. 20.112 grunde*) > 10.000 indtag**) |
| Rapport | GEUS | GEUS/DCE | GEUS | GEUS | Region /rådgivere |

Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram

Det nationale pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden i grundvandsforekomsterne. Pejledata kan anvendes som en indikator for udviklingen i grundvandsressourcens størrelse. Ændringer i ressourcens størrelse har betydning for den mængde grundvand, der kan indvindes og for den økologiske tilstand i overfladevande. Derudover anvendes pejledata i forbindelse med risikovurderinger og planlægning for fx oversvømmelsesrisiko i bebyggede områder m.m.

I Det Nationale Pejleprogram overvåges (pejles) grundvandsspejlets beliggenhed med fast installerede dataloggere, der registrerer og opsamler målinger hver dag. I programmet indgår pejlinger fra såvel terrænnære indtag som fra indtag placeret i de dybere dele af grundvandet. Stationsnettet er i indeværende programperiode (2017-2021) under tilpasning til vandrammedirektivet.

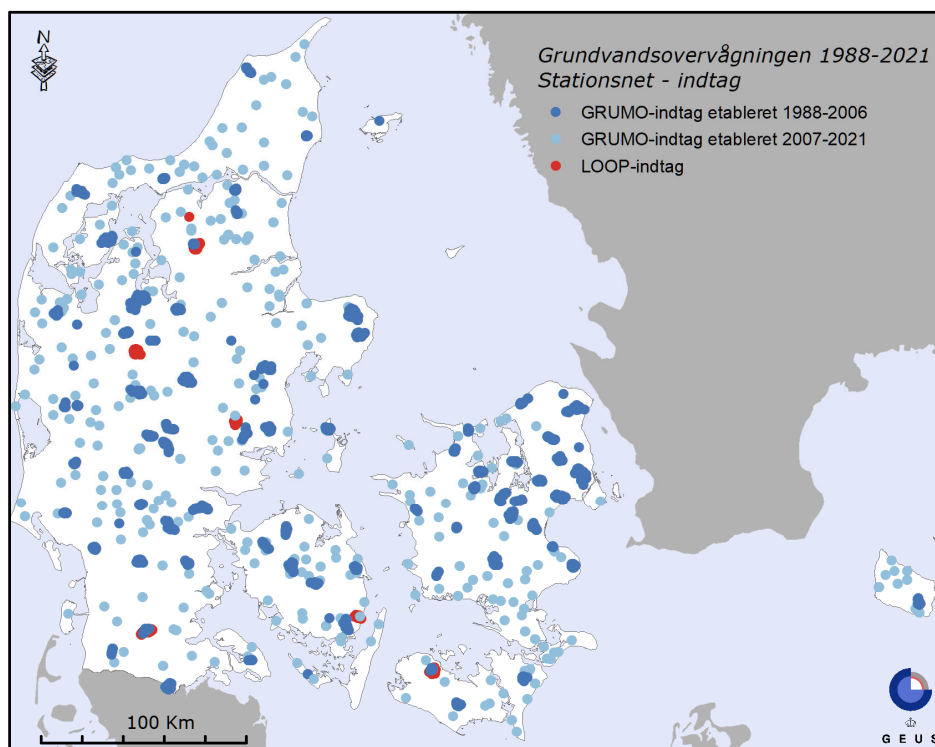
Der er ikke indsamlet de programlagte data fra pejleloggerne i 2021. Der kan derfor forventes et datatab på denne overvågningsaktivitet. Figur 76 viser derfor den geografiske fordeling af pejlestationsnettet i 2020. Det forventes, at indsamlingen af data fra pejleprogrammet fortsætter i 2022.



Figur 76. GRUMO. Beliggenhed af de 147 indtag i pejlestationsnettet, fordelt på 138 boringer, som indgik i Det nationale Pejleprogram i 2020, herunder de 5 udvalgte regionale pejlestationer med lange tidsserier.

Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet

Figur 77 viser den geografiske fordeling af det samlede stationsnet af 2.397 indtag anvendt til overvågningen af grundvandets kvalitet i perioden 1988-2021. Boringerne er opdelt i de oprindelige GRUMO-boringer (beliggende i de gamle grundvandsovervågningsområder), boringer i det distribuerede stationsnet (der er etableret eller inddraget i perioden 2007-2021 af hensyn til vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet) og boringer i seks landovervågningsområder (LOOP-områder), der i dag overvåges af hensyn til den danske undtagelse fra nitratdirektivet. LOOP-området ved Herning blev lukket allerede i 1998. I denne rapport medtages kun resultater fra LOOP-overvågningen af den mættede zone, dvs. af grundvand, mens rapporteringen af de øvrige aktiviteter i LOOP-områderne - herunder overvågning af udvaskning til den umættede zone - rapporteres af DCE, Århus Universitet, senest i Blicher-Mathiesen mfl. (2023).



Figur 77. GRUMO. Det samlede stationsnet anvendt til grundvandsovervågningen i Danmark i perioden 1988-2021. Kortet viser indtag i de oprindelige 73 grundvandsovervågningsområder (GRUMO-indtag 1988-2006) og indtag i det distribuerede stationsnet (GRUMO-indtag 2007-2021). LOOP-indtagene er markeret med rødt i de seks landovervågningsområder, hvoraf det ene i Midtjylland ved Herning er lukket.

Tabel 30 viser et samlet overblik over de ca. 2.397 indtag som har været anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet i GRUMO i perioden 1988-2021. Der er 20 indtag, hvor der ikke er registreret et etableringsår i Jupiter. Det ene er udgået i 2004, mens de resterende 19 stadig er aktive.

Stationsnettet for grundvandsovervågningen, GRUMO, blev i løbet af overvågningsens første år udbygget i 73 grundvandsovervågningsområder, der i perioden frem til 2007 samlet set omfattede ca. 1.979 indtag. Heri indgik 84 meget korte (5 cm) indtag i multifilterboringer i Rabis Bæk-området, der blev etableret i forbindelse med et NPo-forskningsprojekt (Postma mfl. 1991). Disse indtag anvendes i dag til at overvåge grundvandets hovedbestanddele. Endelig medregnes også fem multifilterboringer, de såkaldte 'redoxboringer', med 15-23 korte (10 cm) indtag i hver boring, der blev etableret i slutningen af 1990'erne.

Indtag og overvågningsområder, som undervejs har vist sig uegnede til fortsat overvågning, er løbende udgået af stationsnettet. Dette kan fx være begrundet i tekniske forhold, der har gjort det vanskeligt eller umuligt at udtage vandprøver efter de standarder, der er beskrevet i de tekniske anvisninger (seneste version, Thorling, 2017).

Informationer om hvilke indtag, der er tilgængelige for grundvandsovervågning, opdateres løbende, ligesom fejl om mangler rettes i de relevante databaser. Opgørelserne over tilgængelige indtag vil derfor variere en smule fra år til år. Af de tilgængelige indtag, indgår en stor delmængde i den programlagte overvågning i de forskellige programperioder. Ikke programlagte indtag er tilgængelige, hvis der opstår ændrede overvågningsbehov, eller at programlagte indtag må udgå, fx af tekniske årsager.

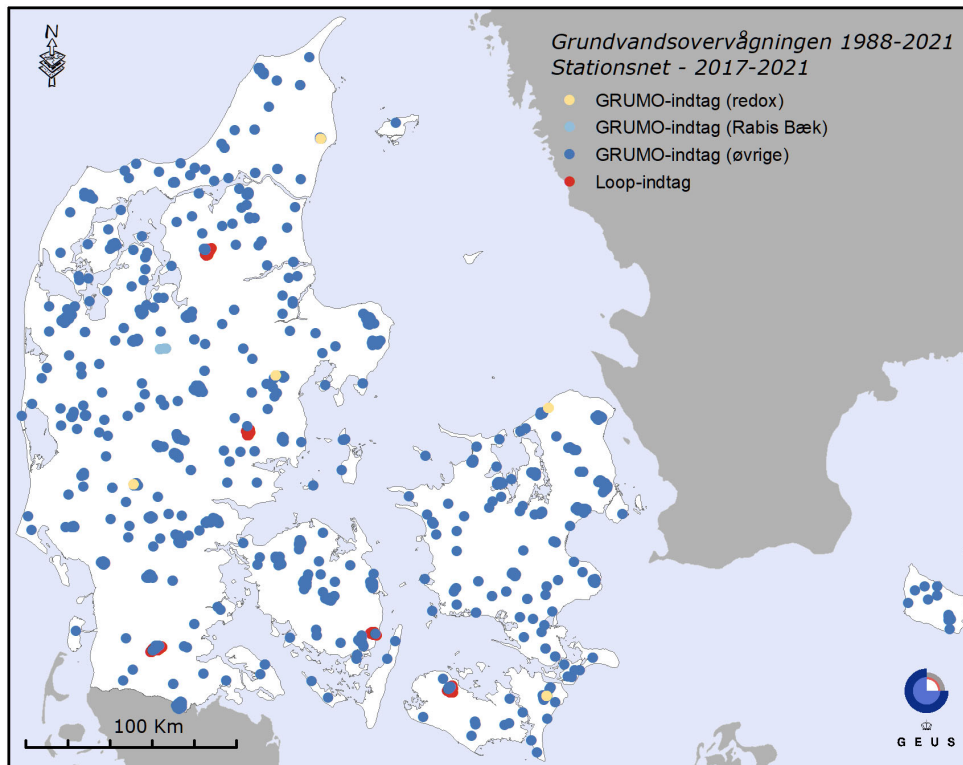
Miljøstyrelsen har i 2021 opgjort antallet af programlagte overvågningsindtag for perioden 2017-2021 til ca. 1.058 fordelt på 829 borer. Langt de fleste indtag i GRUMO-stationsnettet for programperioden 2017-2021 findes i borer med blot ét indtag (78 %), 17 % af indtagene er etableret i borer med 2 indtag, 3 % af indtagene er etableret i borer med 3 indtag og de resterende 1 % af indtagene findes i borer med 4-6 indtag.

Tabel 30. GRUMO. Udviklingen i grundvandsovervågningsnet (GRUMO-indtagene) til og med 2021. Tabellen viser antallet af indtag, der er etableret, og hvor mange indtag fra hver programperiode, der stadig er tilgængelige. Desuden ses antallet af indtag, der blev lukket i løbet af de forskellige programperioder. I perioden frem til 2003 var det primært tekniske forhold, der resulterede i lukning af indtag. Bemærk, at der i en given programperiode lukkes både ældre og nye indtag, der efter etableringen har vist sig uegnede til overvågningsformål, se Kapitel 2.

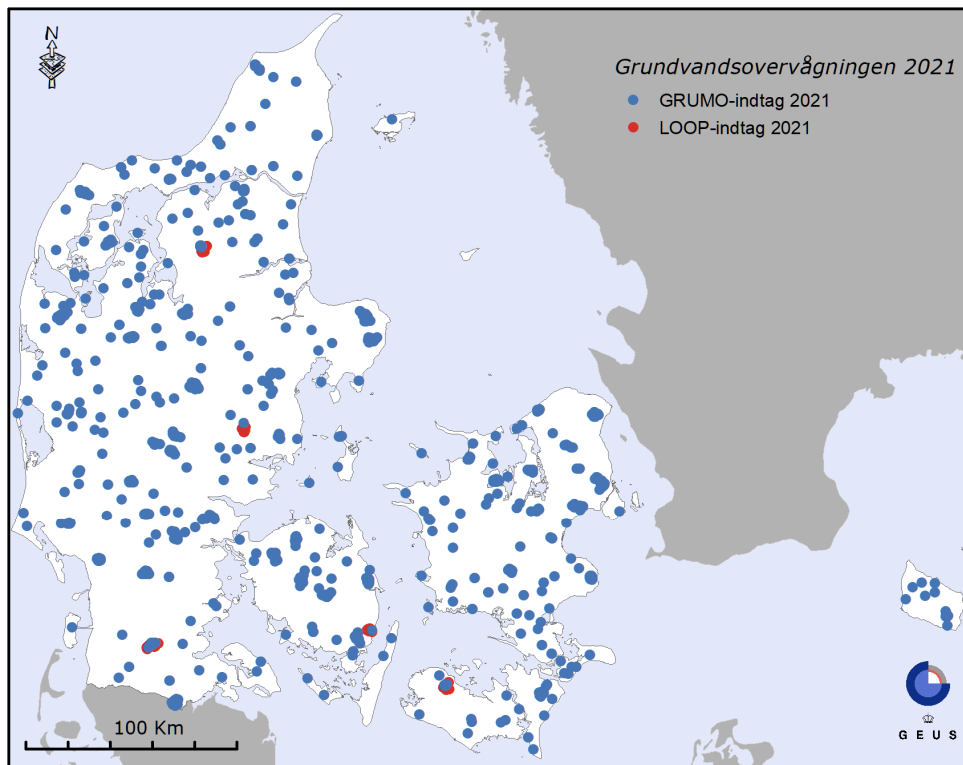
| Program periode | Etablerede i perioden | Tilgængelige (2021) | Udgået i perioden | Bemærkning |
|------------------------|------------------------------|----------------------------|--------------------------|--|
| | Antal indtag | Antal indtag | Antal indtag | |
| Ukendt | 20 | 19 | 1 | Ukendt etableringsår |
| Før 1988 | 165 | 122 | 0 | NPo forskningsprogrammet og Amternes egen overvågning |
| 1988-1992 | 1.066 | 423 | 125 | Etablering af GRUMO-områder |
| 1993-1997 | 143 | 60 | 119 | Teknisk kvalitetssikring og forbedringer af indtag |
| 1998-2003 | 224 | 159 | 140 | Inkl. 5 redoxboringer |
| 2004-2009 | 415 | 301 | 469 | 380 terrænnære borer. Fra 2007 det distribuerede stationsnet |
| 2010-2016 | 235 | 192 | 127 | Det distribuerede stationsnet |
| 2017-2020 | 129 | 124 | 16 | |
| I alt | 2.397 | 1.400 | 997 | |

Figur 78 viser den geografiske fordeling af de 1.058 programlagte (2017-2021) GRUMO-indtag ved udgangen af 2021, mens Figur 79 viser de indtag, der blev prøvetaget i 2021.

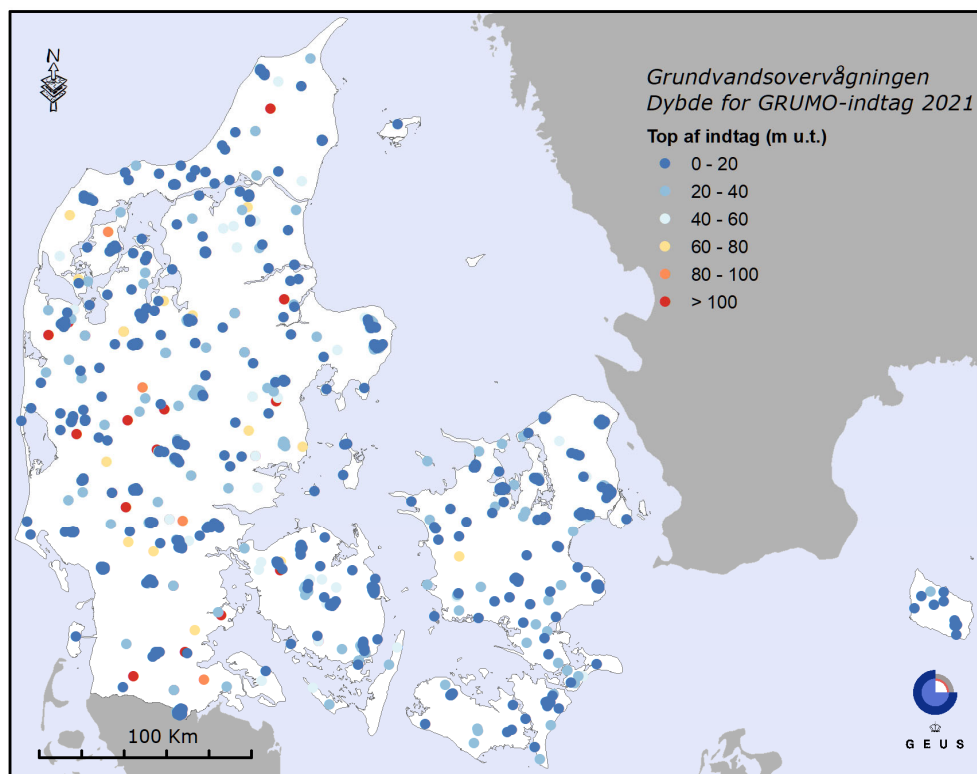
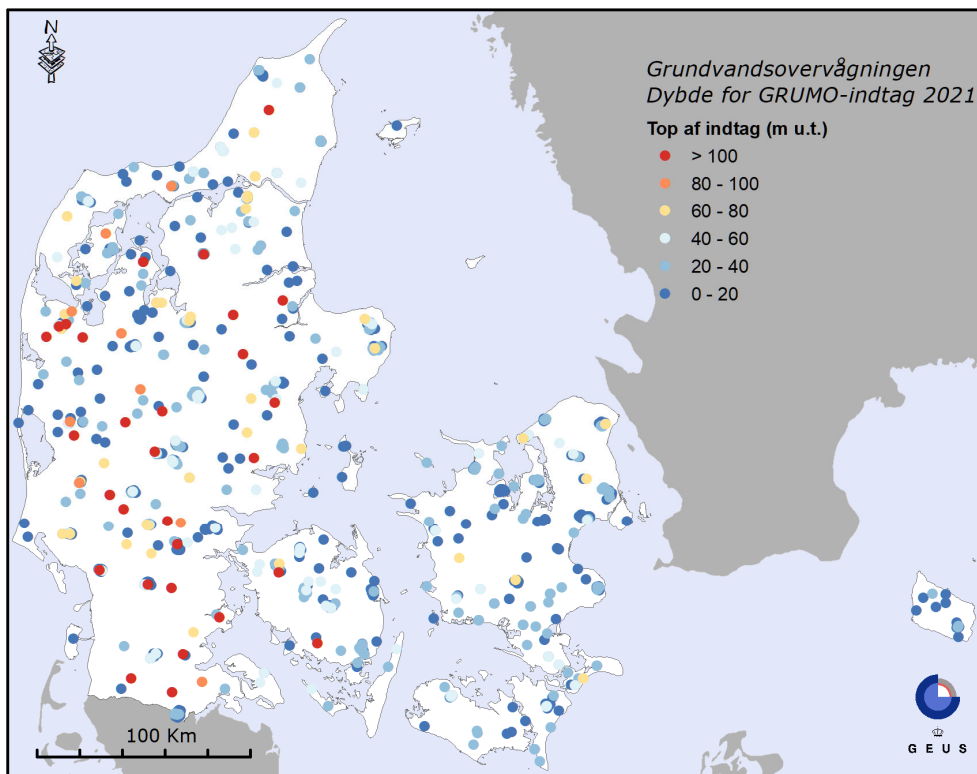
Figur 80 viser den geografiske fordeling af dybden til toppen af GRUMO-indtag, der indgår i programperioden 2017-2021. Data er for overblikkets skyld afbildet med henholdsvis stigende og aftagende dybde til indtagstop. Indtag etableret ned til ca. 40 meter findes nogenlunde jævnt fordelt over Danmark, mens de dybere indtag udviser betydelige regionale forskelle. På Bornholm findes langt de fleste indtag således indenfor de øverste 20 meter, mens langt de fleste dybe borer (80-372 m u.t.) findes i Jylland med den største forekomst i det vestlige og sydlige Jylland.



Figur 78. GRUMO. 1.058 programlagte (2017-2021) indtag. På figuren er desuden vist placeringen af tilgængelige Redoxboringer (86 indtag) samt tilgængelige Rabis Bæk-boringer (83 indtag). Kun en delmængde af disse indtag er programlagte. De 5 landovervågningsoplande (LOOP) er markeret med rødt.



Figur 79. GRUMO. Indtag anvendt i grundvandsovervågningen i 2021 fordelt på grundvandsovervågning (1.039 GRUMO-indtag) og landovervågning (85 LOOP-indtag).



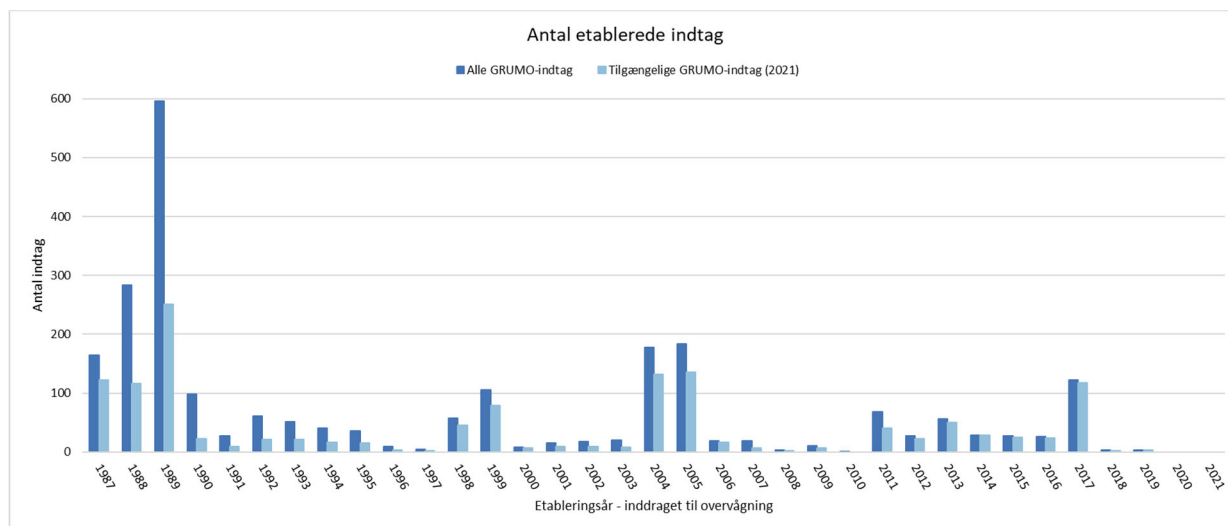
Figur 80. GRUMO. Dybde til toppen (m u.t.) af 1.058 programlagte indtag med kendt dybde i stationsnettet i grundvandsovervågningen i Danmark i 2017-2021. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, således de mest terrænnære indtag er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, således de dybeste indtag er øverst på denne figur.

Justering af stationsnet, vandkvalitet 2011-2020

Som led i en løbende og fortsat tilpasning af grundvandsovervågningen til at understøtte forpligtelserne til overvågning og tilstandsvurdering i vandrammedirektivet er stationsnettet udbygget i perioden 2011-2019. Det kan forventes, at der fortsat vil ske justeringer i stationsnettet, ikke mindst af tekniske grunde. Udbygningen er sket ved at inddrage eksisterende borer, etableret med andet formål, eller ved at etablere særlige overvågningsboringer med indtag, der skal repræsentere enten enkelte eller grupper af grundvandsforekomster, hvor der hidtil ikke er overvåget, eller hvor overvågningen har været begrænset. Disse nye indtag er i programbeskrivelsen betegnet som 'det distribuerede stationsnet' (Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011, og Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017).

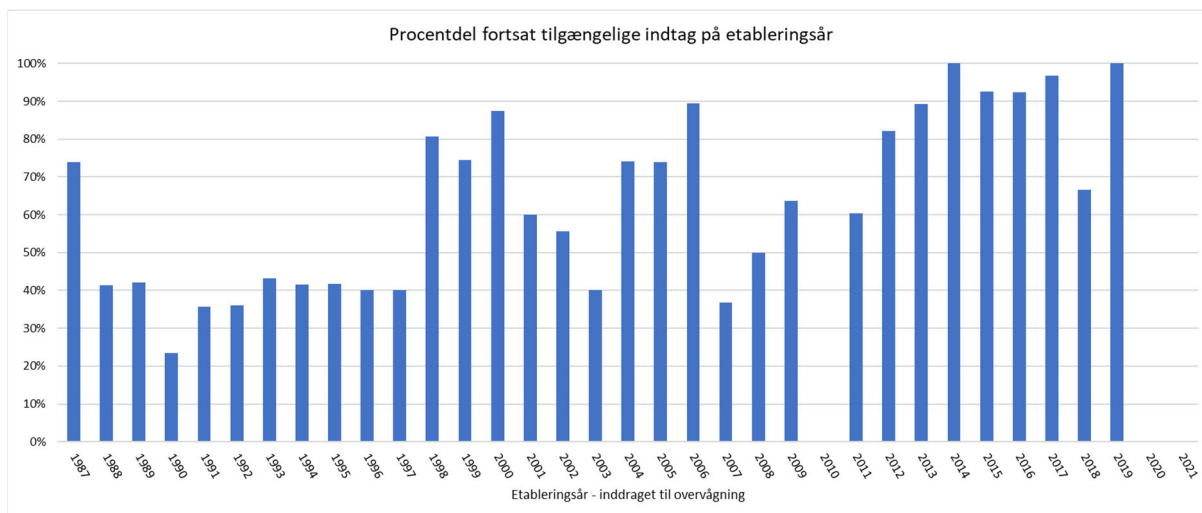
I samtlige indtag, der har været i betragtning som kandidater til det distribuerede stationsnet, er der blevet udtaget prøver til analyse for samtlige programlagte kemiske parametre. Formålet hermed er at kunne fastsætte den fremtidige overvågningsfrekvens og vurdere boringens egnethed til overvågningsformål.

Figur 81 viser det årlige antal indtag, der er inddraget i perioden 1987-2021. Et meget stort antal særlige overvågningsboringer blev etableret i perioden 1987-1989, hvor de oprindelige GRUMO-områder blev etableret. Større borekampanjer ses også i perioderne 1998-1999, 2004-2005 og 2011-2013 samt i 2017. I 2018 og 2019 blev der etableret henholdsvis 3 og 4 nye indtag. Der er ikke etableret nye indtag i 2020 og 2021.



Figur 81. GRUMO. Det årlige antal GRUMO-indtag inddraget i perioden 1987-2021. 'Alle' angiver antallet af GRUMO-indtag, der er inddraget det pågældende år og 'tilgængelige' angiver antallet af indtag, der stadig indgår i overvågningen i 2021, jf. Tabel 30. Et tilgængeligt indtag prøvetages ikke nødvendigvis inden for en given programperiode, men indikerer, at indtaget kan benyttes og er egnet til grundvandsovervågningen. Bemærk: Tallet for 1987 inkluderer 25 indtag, der blev etableret i perioden 1963-1986.

Figur 82 viser den %-vise andel af indtagene, der indgår i stationsnettet i 2021 jf. Tabel 30, som funktion af det år, de blev inddraget. Omkring 40 % af de indtag, der blev inddraget i perioden 1988-1997, indgår stadig. For indtag etableret i perioden 1998-2021 indgår der fortsat mellem 50 og 100 % i overvågningen, bortset fra årene 2003, 2007 og 2008, hvor der kun blev etableret ganske få indtag.



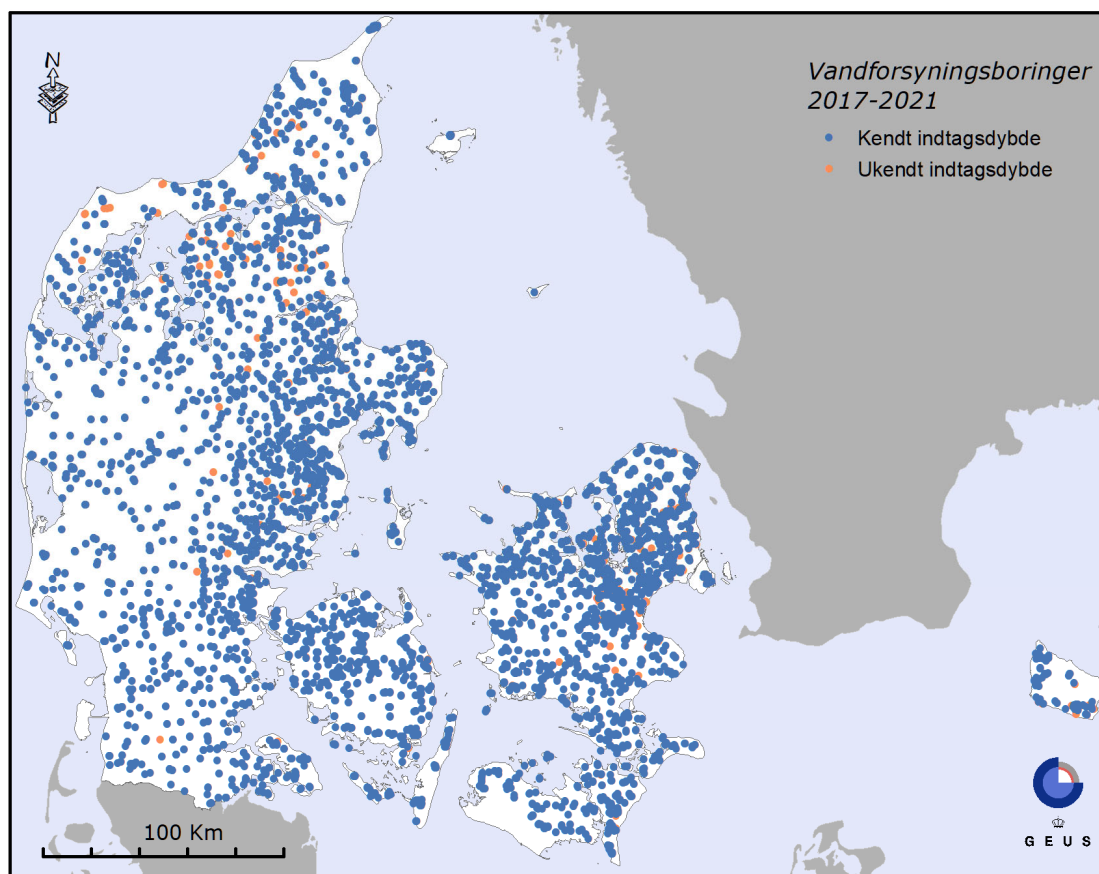
Figur 82. GRUMO. Andelen (%) af GRUMO-indtag, der fortsat indgår i overvågningen i 2021 jf. Tabel 30, som funktion af året, hvor de blev inddraget. Det ene indtag, der blev etableret i 2010, er ikke længere aktivt. Der er ikke etableret indtag i 2020 og 2021.

Appendiks 2.3 Vandforsyningsboringer

I drikkevandsbekendtgørelsen har der siden 1989 været stillet krav om overvågning af kvaliteten af det grundvand, som vandforsyningerne indvinder (boringskontrollen). Boringskontrollen gennemføres af vandforsyningerne. Hyppigheden af boringskontrolanalyser i aktive vandforsyningsboringer afhænger af distribuerede eller producerede vandmængder med en prøvetagningshyppighed fra hvert 3. år til hvert 5. år. Derfor benyttes den 5-årige kontrolperiode 2017-2021 til at identificere hvilke vandforsyningsboringer, der er aktive, idet der er udtaget vandprøve til boringskontrol.

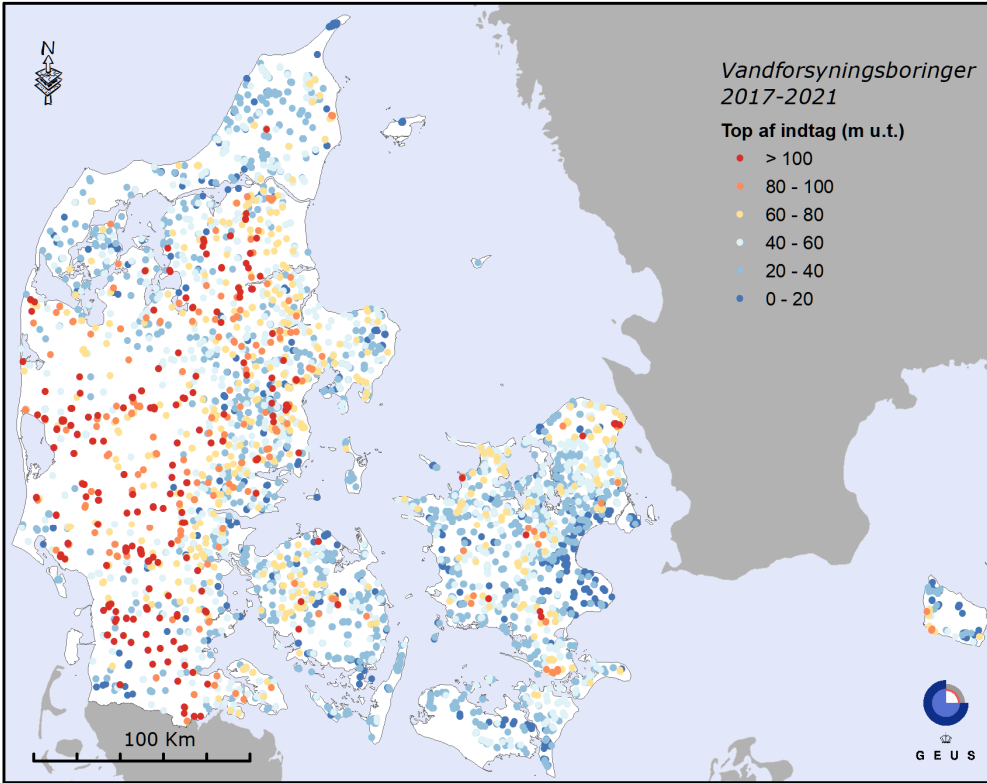
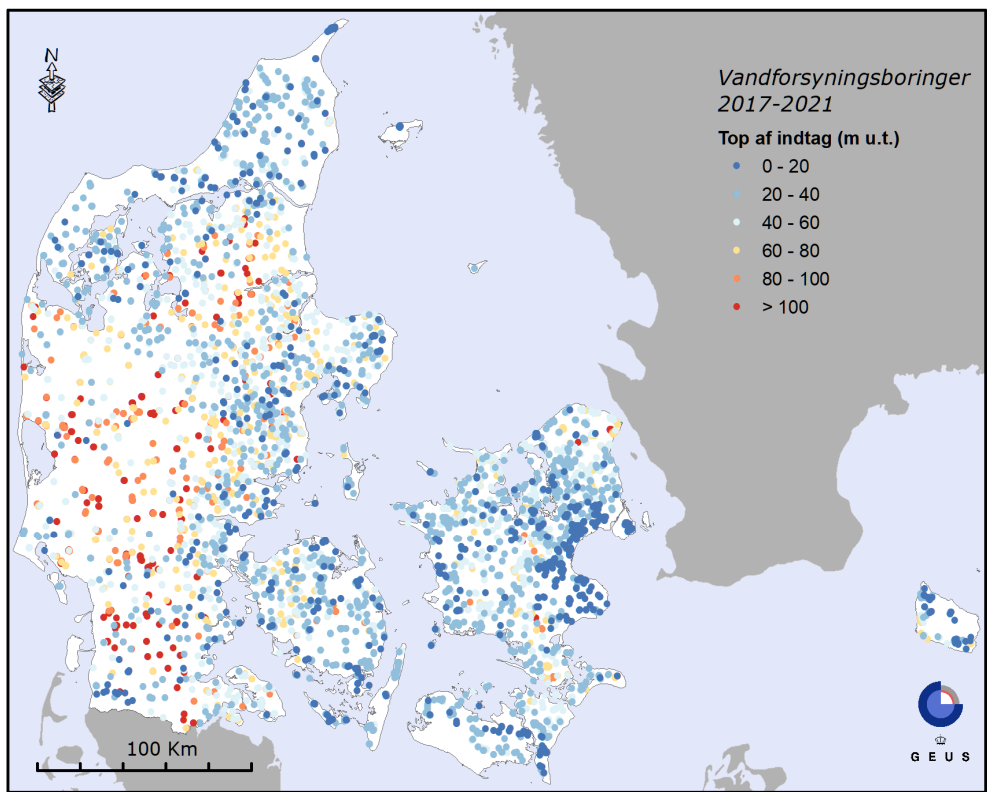
Figur 83 viser for perioden 2017-2021 den geografiske fordeling i Danmark af vandforsyningsboringer, hvor der er udtaget en vandprøve til boringskontrollen. De viste indtag er delt op efter indtag med kendt dybde til top af indtaget og ukendt dybde til top af indtaget. Tætheden af boringerne varierer meget og afspejler primært befolkningstætheden og til en vis grad de geologiske betingelser for vandindvinding. Sidstnævnte ses bl.a. ved, at der ikke findes boringer på den sydlige del af Lolland og dele af Bornholm.

Der er prøvetaget ca. 6.198 aktive indtag i perioden 2017-2021, hvoraf 5.813 er med kendt dybde til indtaget. For de resterende 385 indtag, er dybden til indtaget ukendt.



Figur 83. Vandforsyning. Den geografiske fordeling af 5.813 aktive indtag fra vandforsyningsboringer med kendt dybde til top af indtag, samt de 385 indtag med ukendt dybde til top af indtag, i perioden 2017-2021. Indtag med ukendt dybde er udtegnet nederst.

Boringskontrollen udføres over tid for en skiftende mængde boringer, idet nye vandforsyningsboringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende den bedst mulige drikkevandskvalitet for forbrugerne, hvilket ikke nødvendigvis er udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets kvalitet. Den 11. oktober 2022 var der i Jupiter registreret 2.400 aktive, almene vandforsyningsanlæg tilknyttet aktive vandforsyningsboringer. De almene vandforsyninger er defineret ved, at de forsyner mere end 10 husstande. Forsyningerne indvinder fra ca. 5.834 indvindingsboringer, men har derudover samlet set flere tusinde boringer til pejling, overvågning og reserve. De seneste årtier har der været en udvikling mod færre og større vandforsyninger i Danmark. Figur 84 viser den geografiske fordeling af dybden til overkant af indtag for vandforsyningsboringer. De overfladenære indtag med indtagstop ned til 20 meter findes ud over hele landet, men med den største forekomst syd for København, langs Køge Bugt og på Stevns samt langs et øst-vest-gående bånd på Lolland. De mellemdybe indtag findes på resten af Sjælland, Fyn og de dele af Jylland, der ligger øst og nord for Hovedopholdslinjen. De dybeste indtag findes med få undtagelser i Jylland og her med den største forekomst vest for Hovedopholdslinjen samt i Himmerland.

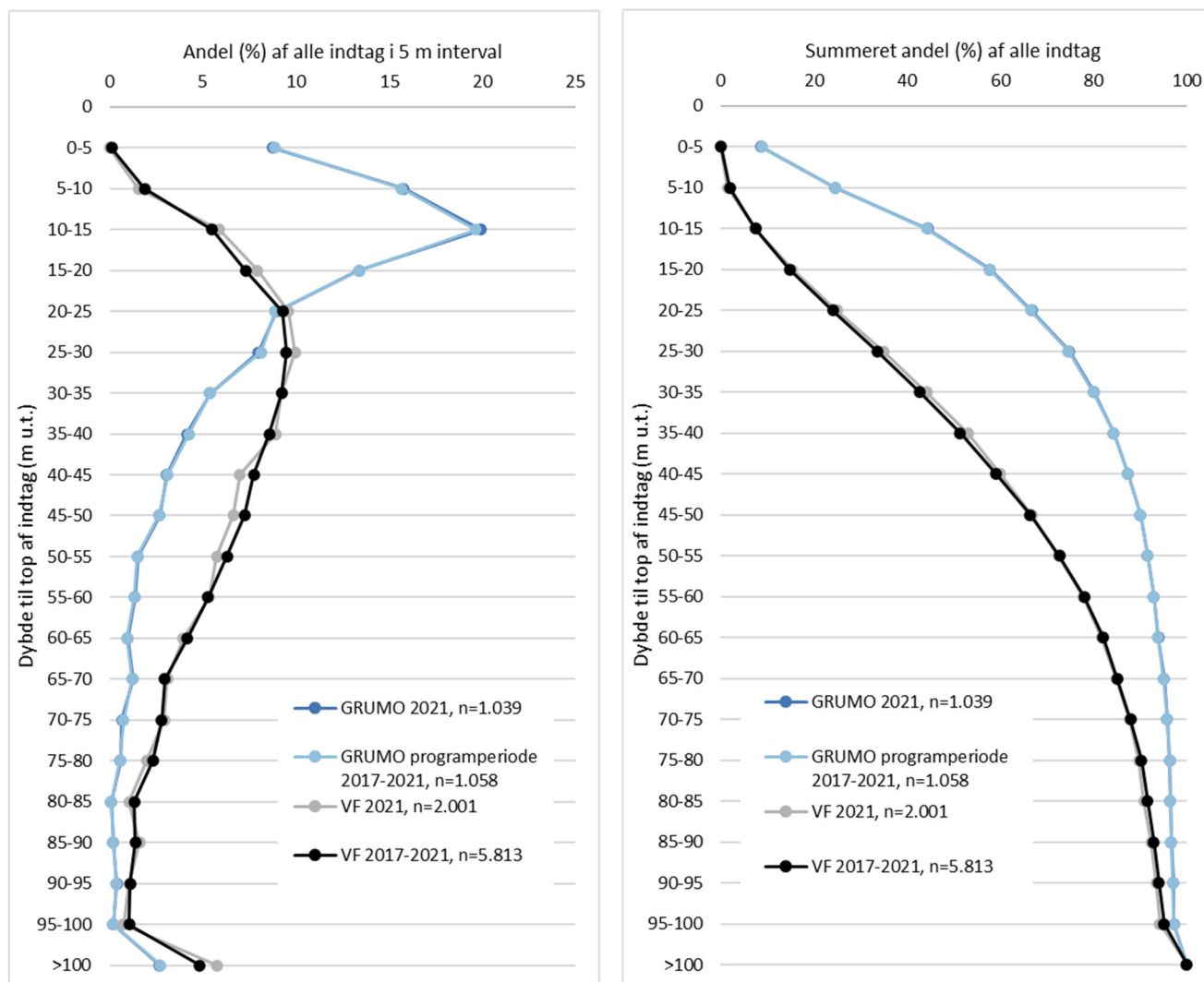


Figur 84. Vandforsyning. Dybde til toppen (m u.t.) af indtag for vandforsyningsboringer i perioden 2017-2021 (5.813 indtag) med kendt dybde til indtag. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, så de korte boringer er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, så de dybeste boringer er afbildet øverst.

Dybdefordeling af GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer

Figur 85 viser dybdefordelingen for samtlige GRUMO-indtag for hhv. 2021 og for programperioden 2017-2021, og for vandforsyningsboringer for hhv. 2021 og perioden 2017-2021. Det ses, at dybdefordelingen af vandforsyningsboringerne er stort set den samme i 2021 som for hele perioden. For GRUMO-indtagene ses tæt på identisk dybdefordeling mellem indtag prøvetaget i 2021 og programperioden, hvilket skyldes, at tæt på samtlige indtag i programperioden er prøvetaget i 2021.

Figur 85 viser også, at 50-60 % af GRUMO-indtagene er etableret indenfor de øverste 20 m u.t. mens blot 10 % er etableret dybere end 50 m u.t. I vandforsyningsboringerne er indtagene placeret noget dybere. Her har 50 % af vandforsyningsboringerne toppen af indtaget beliggende i større dybde end 40 m u.t. og 10 % i større dybde end 80 m u.t.



Figur 85. GRUMO & Vandforsyning (VF). Dybdefordeling af indtag. Figuren til venstre viser andelen opgjort på 5 m intervaller (%) for dybde til overkant af indtag (m u.t.) for aktive vandforsyningsboringer (VF) og GRUMO-indtag, der indgår i programperioden, og hvor der foreligger oplysninger om dybden til overkant af indtag. Fordelingen er for GRUMO-indtag vist i programperioden 2017-2021 og for 2021. Fordelingen er for vandforsyningsboringer vist i perioden 2017-2021 og for 2021. Figuren til højre viser den summerede andel for indtagene vist i figuren til venstre.

Referencer: Appendiks 2. Stationsnet

Programbeskrivelser mv.

DMU, 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495. NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF (2.3.2023)) og

DMU, 2005: NOVANA 2004-2010 del 2 Faglig rapport fra DMU nr. 508: https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr508.pdf (2.3.2023)

DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.

DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.

Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988

Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989

Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf> (14.12.21)

Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana.pdf> og <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana2.pdf> (2.3.2023)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/maj/novana-programbeskrivelse-2016/> (2.3.2023)

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf> (2.3.2023)

Andre henvisninger

Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx

Danske regioner, 2022: Opgaven vokser - Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s. <https://www.jordforeninger.dk/wp-content/uploads/2022/06/31057-Regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2022-Interaktiv-1.pdf> (2.3.2023)

Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F., 1991: Nitrate Reduction in An Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modelling. Water Resour.Res. 1991, 27 (8), 2027–2045.

Stockmarr, J. (red) 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. <https://www.geus.dk/Media/7/6/g-o-2001.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i feltet. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (14.12.2021)

Relevante hjemmesider og links

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (2.3.2023)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (2.3.2023)

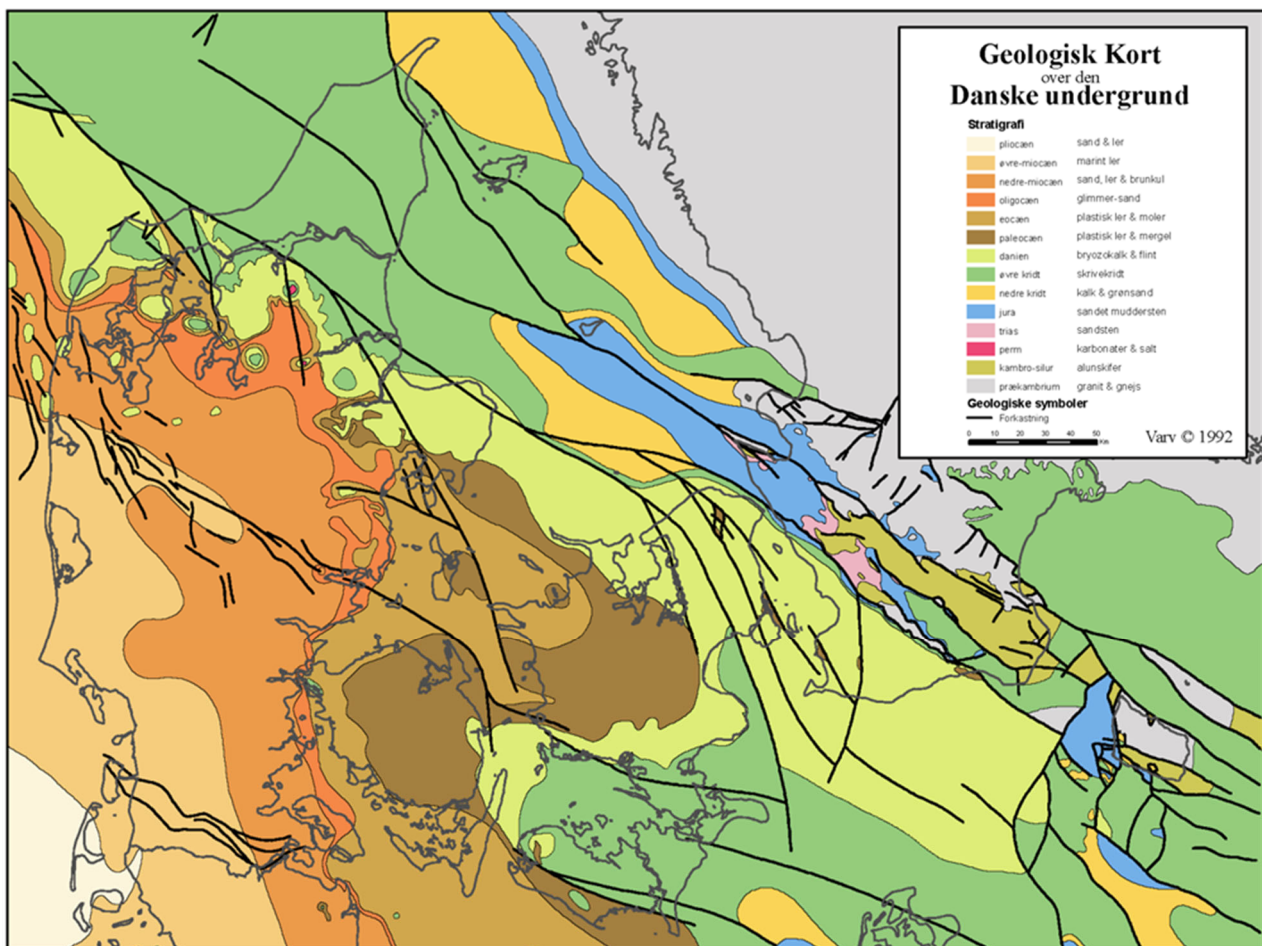
Appendiks 3 Faglig baggrundsviden om grundvand

Appendiks 3.1 Grundvandets hydrogeologi

Geologiske forudsætninger

I store dele af Danmark foregår grundvandsindvindingen fra geologiske lag afsat af smeltevandet i forbindelse med landets nedisning under de seneste istider under kvartærtiden. I andre områder indvindes vandet også fra underliggende kalk og sandlag, der stammer fra før istiderne, de såkaldte prækvartære aflejringer. Indvindingsforholdene på den nordlige del af Bornholm er særlige, idet undergrunden dér består af grundfjeld.

Figur 86 viser et geologisk kort over den danske undergrund. Kortet viser Prækvartæroverfladen, dvs. at det viser de lag, der ligger umiddelbart under istidsaflejringerne. Grundvandsmagasiner i Skrivekridt (mørk grøn farve) og Danienkalk (lys gulgrøn farve) findes under istidslagene i den østlige del af Sjælland, på Lolland, Falster, Møn, i den østlige del af Fyn ved Nyborg og på det nordlige Langeland samt i et strøg fra Djursland over Aalborg til Thy. Derudover findes der også grundvandsmagasiner i glaciære sandlag i disse områder.



Figur 86. Den prækvartære overflade i Danmark, dvs. udbredelsen af ældre geologiske lag umiddelbart under istidsaflejringerne fra den Kvartære Periode, der begyndte for ca. 2,6 mio. år siden. (Håkansson & Schack Pedersen, 1992)

I Østjylland, i området omkring Himmerland, i Thy, på Fyn og Vestsjælland består de prækvartære lag af fedt tertiært ler (Oligocæn, Eocæn og Paleocæn), der ikke kan anvendes til vandindvinding. Her findes grundvandsmagasinerne typisk i begravede dale i det prækvartære ler, der er fyldt op med istids-aflejringer. I disse områder er lagene ofte meget forstyrrede af isens bevægelser. Under disse heterogene forhold kan det være vanskeligt at forudsige, hvor grundvandsmagasinerne ligger, og ny viden fra Den Nationale Grundvandskortlægning (Grundvandskortlægningens hjemmeside) har stor betydning for kendskabet til grundvandsmagasinerens rumlige udbredelse.

I det vestlige Jylland findes der betydelige grundvandsressourcer i de tertiære sandlag under istidslagene. Disse sandlag hælder mod vest, og findes derfor i stor dybde ved den jyske vestkyst. Disse tertiære sandlag er yngre end kalken og optræder ikke i den østlige del af Danmark.

Over de prækvartære grundvandsmagasiner findes i det meste af landet glaciale grus- og sandmagasiner, der også udnyttes til vandindvinding. I det nordligste Jylland ligger kalkforekomsterne så dybt, at de indeholder saltvand, og derfor ikke er anvendelige til vandforsyningsformål. I dette område anvendes glaciale grus- og sandlag samt post-glaciale lag (dannet efter istiden) til grundvandsindvinding.

Grundvandsmagasiner

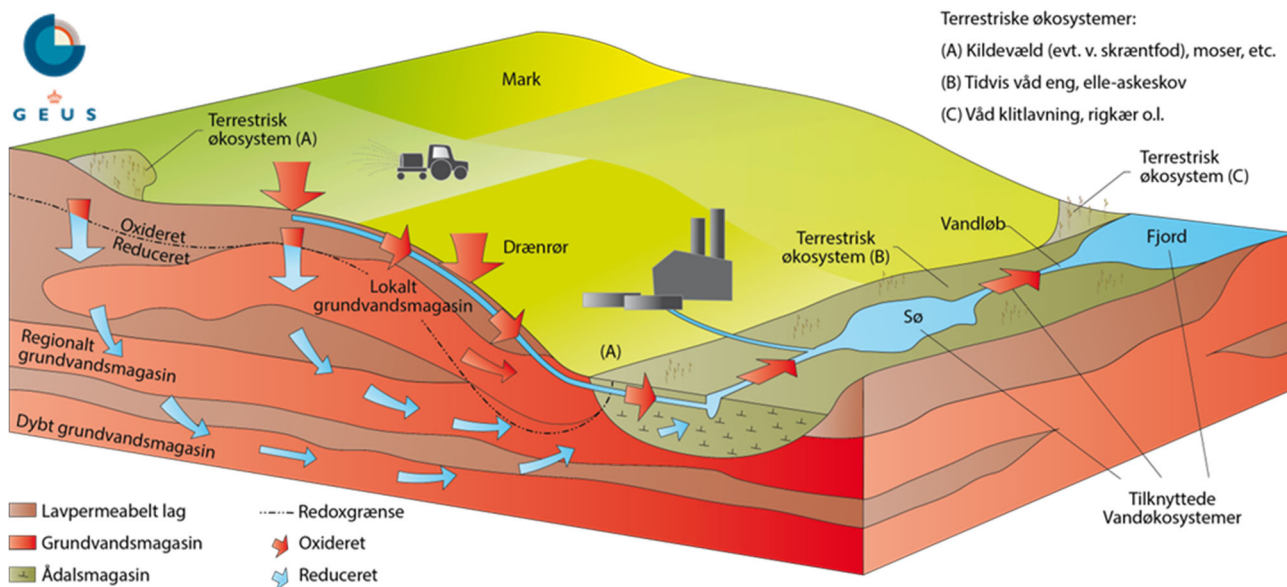
Et grundvandsmagasin kan defineres som et vandførende geologisk lag, hvorfra der kan etableres en rentabel vandindvinding. I vandrammedirektivet er dette formuleret således: "et grundvandsmagasin er et eller flere underjordiske lag af bjergarter eller andre geologiske lag, med tilstrækkelig porøsitet og permeabilitet til at muliggøre enten en betydelig grundvandsstrømning eller indvinding af betydelige mængder grundvand".

Der foregår også en opmagasinering og transport af grundvand i lag, der ikke kan karakteriseres som et grundvandsmagasin. Dette er tit mere lavpermeable geologiske lag, og ofte påvirkes grundvandskvaliteten i betydeligt omfang af disse lag, det kan fx være i form af nitratreduktion eller frigivelse af arsen.

Figur 87 viser en principskitse for grundvandsdannelse og -strømning samt forskellige magasintyper. Grundvandsmagasiner kan opdeles i frie, spændte eller artesiske. Frie grundvandsmagasiner er karakteriseret ved, at der over grundvandsspejlet findes en umættet zone, som normalt er i direkte kontakt med atmosfæren via luften i den umættede zone. Frie grundvandsmagasiner findes i sandlag i store dele af Jylland, og i kalkmagasiner eksempelvis ved Aalborg, på Djursland, på Stevns og Møn. Grundvandet i frie grundvandsmagasiner er ofte relativt ungt. Der kan dog forekomme relativt gammelt grundvand i frie magasiner, hvor der er opadrettede hydrauliske gradienter, fx tæt på åer. Grundvandet i frie magasiner er ofte relativt sårbart over for påvirkninger fra terræn, da der ikke er overliggende, beskyttede lerlag, som ved spændte magasiner.

Spændte grundvandsmagasiner er højpermeable, vandførende aflejringer, der ligger under lavpermeable geologiske lag, se det regionale grundvandsmagasin på Figur 87. Når grundvandsmagasiner er spændte, vil grundvandsstanden i borerer stå over lagets øvre grænse og op i lag, der er mere eller mindre vandstandsende.

Artesiske grundvandsmagasiner er betegnelsen for den særlige situation, hvor trykniveauet står over terræn. Dette fænomen blev første gang beskrevet i egnen Artois i Frankrig, og har derfor fået betegnelsen artesiske. Spændte grundvandsmagasiner har ofte en mere indirekte grundvandsdannelse gennem lerede lag, og de er derfor generelt mindre sårbare end grundvandsmagasiner med frit vandspejl. I Danmark findes dybe, spændte grundvandsmagasiner i grus- og sandforekomster i Jylland, på Fyn og Vestsjælland. I det østlige Sjælland findes spændte magasiner i kalkbjergarter. I ådale kan ler og dynd skabe spændte eller artesiske forhold tæt ved terræn. Mange vandforsyningsboringer er derfor placeret i ådale.



Figur 87. Konceptuel figur over grundvandets strømningsmønster. Frie grundvandsmagasiner med dominerende lokal grundvandsstrømning og spændte grundvandsmagasiner med regionale grundvandsstrømninger.

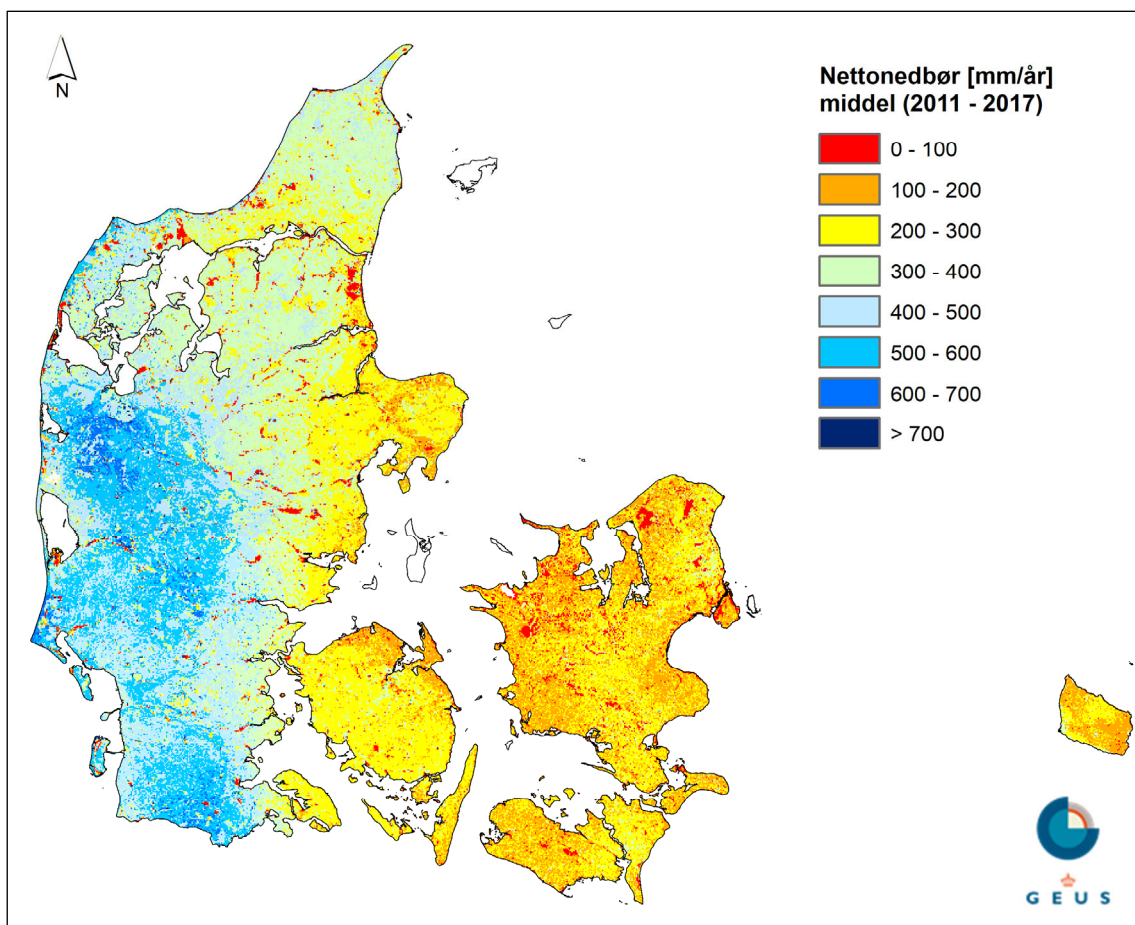
Grundvandsdannelse og mængden af grundvand

Mængden af grundvand i grundvandsmagasinerne, og dermed trykforholdene og grundvandsspejlets beliggenhed, afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen og mængden af oppumpet grundvand.

Nedbøren varierer dog ganske meget både fra år til år og fra sted til sted. I gennemsnit regner det mest i Midtjylland og mindst i Kattegatregionen og omkring Storebælt. Den del af nedbøren, der ikke fordampes, men kan bidrage til grundvandsdannelsen og afstrømning i vandløb, kaldes nettonedbøren, eller mere populært nedbørsoverskuddet, se Figur 88. Der er meget betydelige forskelle i nettonedbør hen over Danmark, idet fordampningen som regel er af nogenlunde samme størrelsesorden i hele landet, hvilket resulterer i, at der nogle steder i landet er en endog meget lav nettonedbør, der er 5-8 gange mindre end i de områder, hvor der falder mest nedbør.

Nedbør, der ikke fordampes fra planter, fra jordoverfladen eller vandoverflader, eller strømmer via dræn til vandløbene, siver ned i undergrunden, hvor det udgør den egentlige grundvandsdannelse, se kapitel 3 og bilag 1. Grundvandsdannelsen er således en delmængde af nettonedbøren. I de øvre jordlag er der som regel også luft i hulrummene mellem sedimentkornene. Hvor der er luft i hulrum og sprækker, taler man om den umættede zone, hvor nedsivningen sker ved en overvejende lodret vandbevægelse mod grundvandsspejlet. Under grundvandsspejlet er der vandmættede forhold (grundvand), hvilket betyder, at der ikke længere er luft mellem kornene. Måling af grundvandsspejlets beliggenhed med pejlinger er en måde at måle ændringer i mængderne af vand i grundvandsmagasinerne.

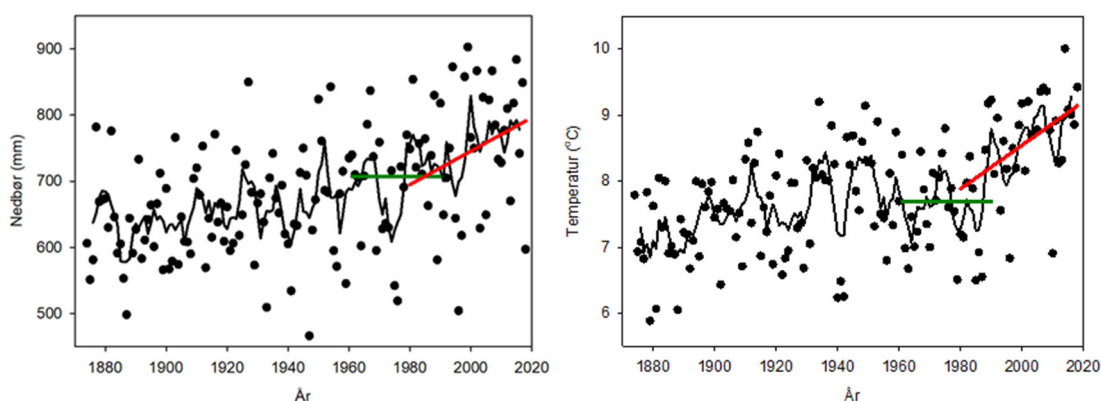
Der ses ofte en karakteristisk variation i mængden af nedbør over året. Generelt er der således relativt lidt nedbør i forårs månederne fulgt af større månedsnedbør gennem sommeren, efteråret og den først del af vinteren, (DMI-hjemmesiden) se også Figur 19. I sommerhalvåret er fordampningen større og samtidig vil en større andel af nedbøren føres bort med dræn og vandløb. Således vil en stor del af de kraftige regnskyl, der nu forekommer mere hyppigt om sommeren løbe af på overfladen og ikke bidrage væsentligt til grundvandsdannelsen. Dette forklarer, at den laveste vandstand i mange pejleboringer optræder, hvis grundvandsdannelsen i forårs- og sommerperioden har været meget lav. På samme måde ser man, at den højeste vandstand typisk forekommer sidst på vinteren eller om foråret efter en periode med en betydelig grundvandsdannelse om efteråret og vinteren (se bilag 1). Sådanne årstidsvariationer ses tydeligt i mange pejleserier.



Figur 88. Nettonedbør i Danmark. Middelværdi for perioden 2011-2017. Data fra Dk-modellen.

For Danmarks vedkommende er årsnedbøren steget med ca. 100 mm over de seneste 50 år, se Figur 89 til venstre. Ændringen er næsten udelukkende sket i vinterhalvåret, hvor fordampningen er mindst og grundvandsdannelsen størst. (Olesen, J.E., 2019). Dette bliver i et vist omfang afspejlet i grundvandsstanden; dels som en øget grundvandsressource, dels som forsumpning i lavbundsområder. Den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark er steget med 4,4 % (33 mm) mellem de to seneste normalklimateperioder; fra 712 mm i perioden 1961-1990 til 745 mm i perioden 1991-2015, med betydelige regionale variationer (DMI, 2020). Denne udvikling er sket parallelt med at den årlige middeltemperatur i Danmark er steget 1,5 °C, se Figur 89 til højre.

100 mm ekstra årsnettonedbør (ikke årsnedbør) vil skønsmæssigt kunne give en stigning i grundvandsstanden for frie terrænnære magasiner på op til 30 cm, hvis der regnes med en porøsitet på 30 % i grundvandsmagasinet. Derimod er det vanskeligere at beregne effekten i udstrømningsområderne, fordi der lokalt kan ske opstuvning og således forekomme meget højere vandstand, eller der omvendt lokalt forekommer dræn, vandløb mv., som fastholder grundvandsstanden i det eksisterende niveau.



Figur 89. Danmarks årsnedbør og den årlige middeltemperatur for perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1971, på hhv. 25 mm/årti og 0,3 °C /årti. (Olesen, J.E., 2019).

Grundvandets strømning

Grundvandets strømning i den mættede zone foregår i tre dimensioner. I grundvandsmagasinerne er der en overvejende horisontal strømning, med en mindre opadrettet eller nedadrettet komponent. Hvor gradienten er nedadrettet, taler man om grundvandsdannelse til dybere lag. Omvendt ses en opadrettet strømning (eller udsivning) ofte under vådområder, under åer og ved kysten.

Grundvandets strømning i undergrunden er betinget af fordelingen af vandets hydrauliske potentiale, der udtrykker grundvandets energitilstand. Grundvandets energi er givet ved summen af den potentielle energi og vandets tryk. Grundvandet strømmer fra områder med højt hydraulisk potentiale til områder med lavere hydraulisk potentiale.

Grundvandets konkrete, detaljerede strømningsmønster påvirkes af de geologiske lags rumlige udbredelse. Derfor er det vigtigt at kende grundvandsmagasinerne geologiske opbygning, hvis man skal kunne forudsige grundvandets strømningsmønster.

Grundvandsstrømningen i Danmarks undergrund er overordnet beskrevet i DK-modellen, hvor undergrunden er inddelt i 11 beregningslag (DK-modellens hjemmeside). DK-modellen er en national hydrologisk model udviklet i samspil med NOVANA-aktiviteterne.

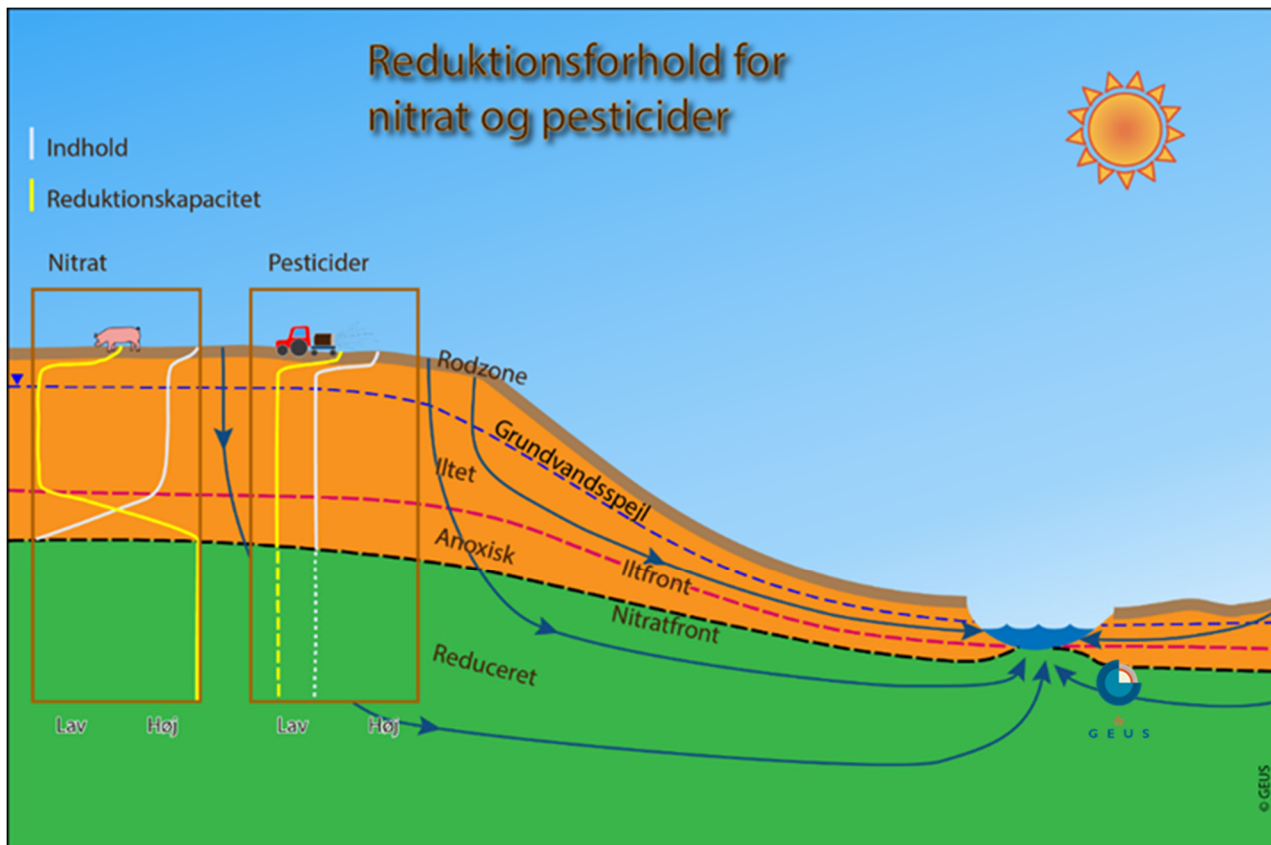
Grundvandsdannelsen i 2021 er diskuteret i kapitel 3.1, derudover er der i bilag 1 en diskussion af grundvandsdannelsen de sidste 30 år.

Grundvandets kvalitet

Grundvandets kvalitet afhænger af den atmosfæriske deposition, udvaskningen af stoffer fra de øvre jordlag og biogeokemiske reaktioner i de geologiske lag, samt hydrologiske faktorer som fx nedbørsmængder og intensitet, strømningsveje og grundvandets opholdstid. To typer af naturlige kemiske reaktioner er særlig vigtige, nemlig forsurende processer og redoxprocesser. Disse fører ganske langsomt til, at grundvandsmagasinerne forures og iltes.

Grundvandets kvalitet kan for det første opdeles i kalkmættet neutralt og surt grundvand. I jordlag, hvor der optræder kalk, neutraliserer kalken bl.a. syrer fra atmosfæren og fra nedbrydning af organisk stof i jordbunden, hvilket opretholder et pH omkring 7,5. Den vigtigste syre er almindeligvis kulsyre/kuldioxid. Hvis jordlagene er kalkfrie, vil grundvandet være surt og indeholde aggressivt kuldioxid, hvorfor pH typisk vil ligge under 6,5. Forsuringsfronten er defineret som den dybde, hvortil opløsningen af kalk i undergrunden er nået.

Dernæst er redoxprocesser i grundvandszonen af stor betydning for grundvandets kemiske sammensætning, ikke mindst i forhold til forekomst af nitrat og fosfor, og mange sporstoffer. Undergrundens reducerede sedimenter reagerer med oxiderede stoffer i grundvandet, så det strømmende grundvand bevæger sig ind i stadig mere reducerede miljøer, hvor reaktioner med grundvandets opløste, mere iltede bestanddele resulterer i en ændret kemisk sammensætning; grundvandet bliver mere reduceret. Samtidig udvikles en stadig mere iltet tilstand i sedimentet.



Figur 90. Principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring et vandløb, og udbredelse og reduktionsforhold af nitrat og pesticider i undergrunden. De lysegrå grafer i boksene viser koncentrationer af nitrat og pesticider, mens gule grafer viser potentialet for reduktion af stofferne. Forløbet af pesticidkurven skal illustrere, at i grundvandet nedbrydes nogle pesticider bedst i et reduceret miljø, mens andre nedbrydes bedst i et iltet miljø.

Successivt reduceres grundvandets indhold af ilt, nitrat og sulfat under dannelse af en række karakteristiske geokemiske miljøer. Dette kan forsimples til to hovedtyper af geokemiske miljøer i grundvandszonen, det oxiderede og det reducerede. I det oxiderede miljø kan grundvandet indeholde nitrat og ilt, mens det reducerede miljø er nitratfrit, men indeholder opløst jern og mangan. Det betyder i praksis, at nitrat i grundvandet reduceres i en vis dybde, mens sedimentets nitratreduktionskapacitet langsomt opbruges.

Nitratfronten er defineret som dybden til den maksimale udbredelse af nitrat i grundvandet, mens redoxfronten er defineret som grænsen mellem oxiderede og reducerede jordlag.

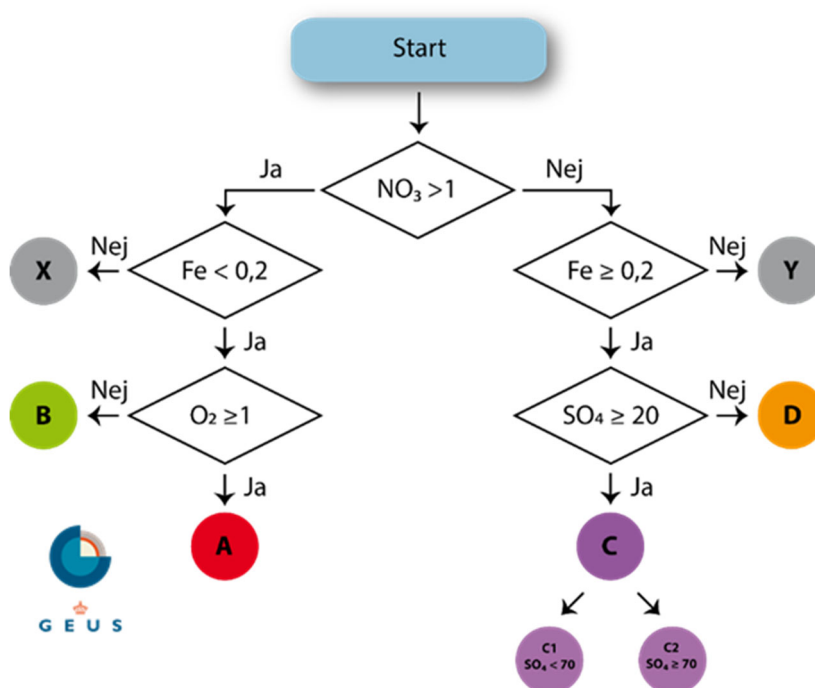
I de tilfælde, hvor der er kemisk ligevægt, vil nitratfronten og redoxfronten være sammenfaldende. Kemisk uligevægt kan dog forekomme, og her vil nitratfronten og redoxfronten ikke være sammenfaldende. Denne situation kan forekomme, når grundvandets strømningshastighed er større end reaktionshastigheden ved redoxfronten.

Figur 90 viser en principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring et vandløb. I de to bokse i figuren vises med lysegrå signatur en konceptuel model for, hvorledes nitrat- og pesticidkoncentrationen kan

forventes at ændre sig ned gennem lagene. Nitratreduktionen i grundvandet finder sted mellem iltfronten og nitratfronten. Fordelingen af reduktionskapaciteten (gul signatur) for nitrat er omvendt af nitratkoncentrationen, dvs. at der er lille kapacitet i det iltede miljø og stor kapacitet i det reducerede miljø.

Omsætning af pesticider er ikke på samme måde afhængig af nitratreduktionskapaciteten, men foregår hovedsageligt i de øvre organiskrige jordlag, hvor der er den største reduktionskapacitet over for pesticider (Nygaard, 2004). Da pesticider kemisk set er meget forskellige, er pesticidernes nedbrydelighed meget varierende og i forskellig grad følsom over for redoxforhold og pH.

Figur 91 viser et eksempel på en algoritme til at fastlægge grundvandets redoxforhold, gennem en opdeling i fire vandtyper (A, B, C og D) ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat (Hansen og Thorling, 2018). I kapitel 4 er denne algoritme anvendt til en generel fastlæggelse af grundvandets redoxforhold i redoxboringerne. Andre algoritmer anvendes, hvis der fx er prøvetagningstekniske problemer (ilt i LOOP-boringer) eller færre tilgængelige parametre.



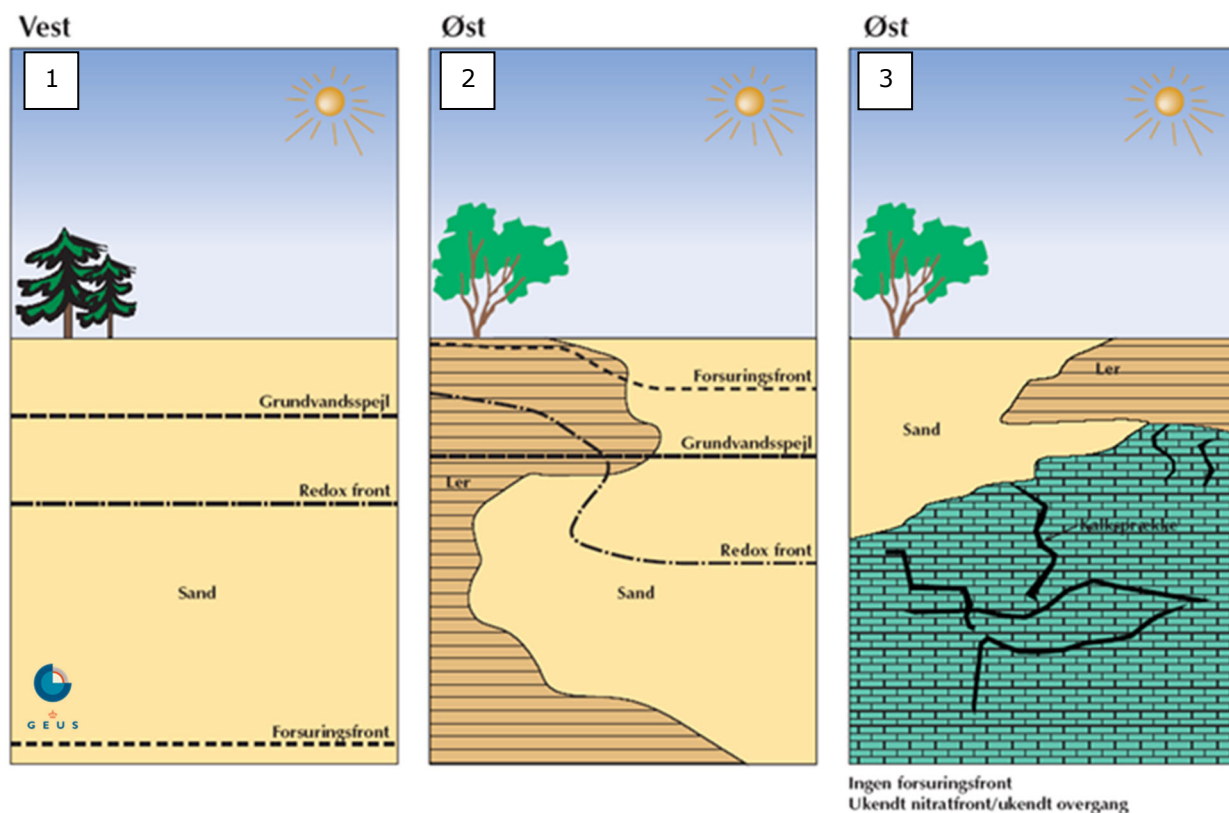
Figur 91. Algoritme til fastlæggelse af vandtyperne A, B, C og D, ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat. X og Y angiver, at algoritmen ikke giver noget entydigt svar, og der fx er behov for flere støttemetparametre eller, at der er tale om en prøve med blandingsvand (Hansen og Thorling, 2018).

Typiske konceptuelle modeller for geologi og geokemi

Figur 92 viser eksempler på forskellige geologiske miljøer. I Vestjylland (1) er kalkindholdet i sandlagene ofte lavt, og forsøringsfronten kan ligge dybt i magasinerne, mens redoxfronten som regel ligger højere. Afhængig af strømningens mønster vil redoxfronten kunne ligge mange meter under grundvandsspejlet. I midten (2) ses en situation med heterogen geologi, som er typisk i Østjylland og nogle steder på Fyn og Sjælland. På grund af det høje kalkindhold i jorden ligger forsøringsfronten normalt over grundvandsspejlet. Redoxfronten ligger højt i lerede aflejringer og dybere i sandet.

I områder, hvor der er kalk i undergrunden (3), kan der være så meget kalk i de øverste jordlag, at der slet ikke optræder sure forhold. Redoxfronten kan ligge over kalken, svarende til den mellemste figur, eller nå helt ned til kalken. Hvis redoxfronten når helt ned til kalken, således som det ofte ses på Djursland og omkring Aalborg, kan det være vanskeligt at fastsætte en egentlig redoxfront i kalken, da

transport og omsætning af nitrat i kalken foregår i et komplekst strømningsmønster i både sprækker og matrix, et såkaldt dobbeltporøst medie (Nielsen og Jørgensen, 2008).



Figur 92. Principskitse over beliggenheden af forsuringsfronten og redoxfronten i tre typiske geologiske situationer: 1) Vestdanmark, hvor jordlagene overvejende består af sand, 2) Østjylland, Fyn og Vestsjælland, hvor geologisk heterogenitet med vekslende ler og sand giver store lokale variationer i dybden til fronterne og 3) områder med kalklag, fx Stevns og omkring Ålborg (Figur 86), hvor sprækkedannelser gør fastlæggelse af nitratfronten i selve kalklagene svær at forudsige. Bemærk, at forsuringsfronten kan ligge både over og under redoxfronten.

Appendiks 3.2 Grundvandets opholdstid

Relevans af aldersdatering i GRUMO

Fortolkning af årsager til ændringer i grundvandets kvalitet kræver kendskab til grundvandets opholdstid (alder) i de enkelte indtag. Opholdstiden er her defineret som det antal år, vandet har strømmet i undergrunden, inden det når frem til indtaget, hvorfra vandprøverne er udtaget. Det vil sige, at hvis datering af en vandprøve udtaget i år 2007 viser, at dannelsesstidspunktet er 1993, så er grundvandets opholdstid (alder) 14 år. Kendskab til vandets opholdstid gør det muligt at vurdere, om udviklingen i grundvandets kvalitet viser tidsmæssige sammenfald med ændringer i arealanvendelse eller indsatsprogrammer, herunder vandmiljøplaner.

Opholdstiden dækker over det forhold, at alderen af det vand, der er i et indtag, har en given aldersfordeling, idet vandet i et indtag på fx 1 m³s længde repræsenterer flere års nedbør. Jo kortere indtag og jo mere homogen geologi, jo smallere vil aldersfordelingen almindeligvis være. Samtidig kan de forskellige dateringsmetoder i forskellig grad anvendes til at dække forskellige perioder, hvilket er mere indgående beskrevet i rapporteringen for 2013-data (Thorling mfl. 2015a).

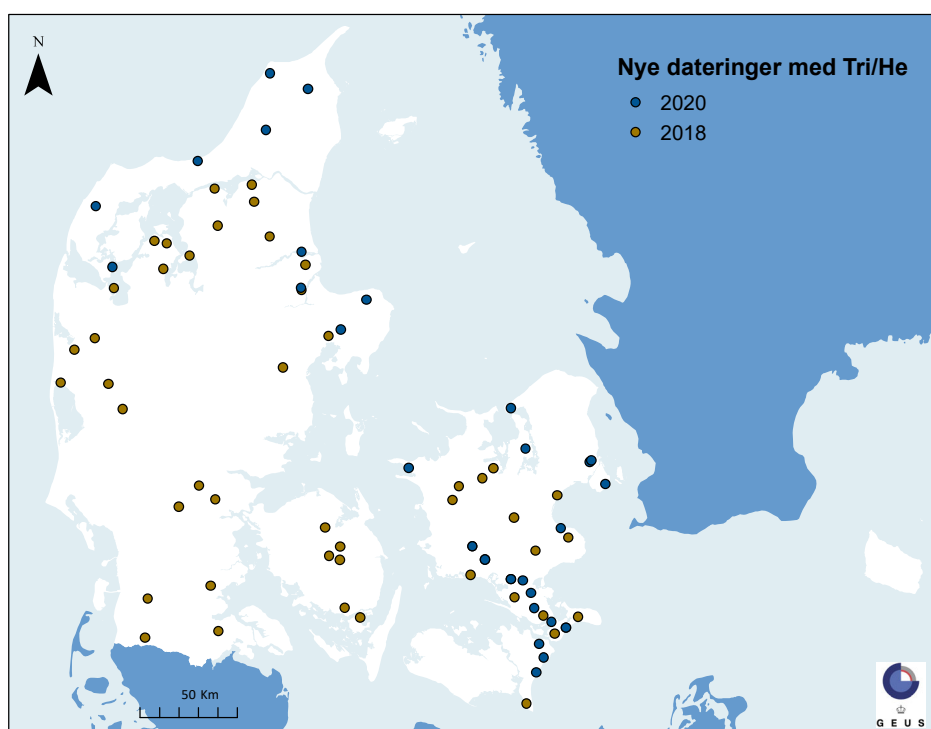
Aldersdatering af grundvandet i de enkelte overvågningsboringers indtag er bl.a. en forudsætning for at kunne dokumentere en effekt på grundvandets nitratindhold af ændret landbrugspraksis og

nitratudvaskning. Samtidig kan datering af grundvandet bruges til at demonstrere, hvordan udbygningen af stationsnettet i overvågningen med nye borer og flere indtag påvirker aldersfordelingen af det overvågede vand. Det samme gælder for effektmålinger på pesticidreguleringen, hvilket dog er en vanskeligere opgave, idet pesticiderne i højere grad vekselvirker med sedimenterne gennem nedbrydning og sorption i et langt mere komplekst mønster end nitrat.

Datagrundlag

Den første metode for aldersdatering, som blev anvendt i større omfang for GRUMO-indtag er måling af tritium, som giver et meget groft estimat for vandets alder. Denne metode blev anvendt fra 1989-1996. Efterfølgende blev de fleste GRUMO-indtag dateret med CFC-metoden i perioden 1997-2006. I 2012-2014 blev en række indtag forsøgsvist dateret med tritium-helium- ($^3\text{H}/^3\text{He}$) metoden. Efter nogle indledende forsøg med forskellige analysemetoder blev det konkluderet, at $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden er velegnet til datering af GRUMO-boringer (Laier, 2014; Laier, 2014a).

I forbindelse med udbygning af stationsnettet efter 2006, se kapitel 2 og Appendiks 2, har det været en målsætning, at de nye indtag aldersdateres i indeværende programperiode, i det omfang det er teknisk muligt. De nye dateringer foretages med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, fordi den tidligere anvendte CFC-metode ikke er anvendelig til datering af grundvand dannet efter ca. år 2000, og der desuden er udfordringer med CFC-datering i iltfrit grundvand (se diskussion i det følgende afsnit). I 2018 og 2020 blev der derfor gennemført to dateringsrunder, hvorfra resultaterne forelå i foråret 2021. I alt 80 indtag fra hele landet blev prøvetaget, se Figur 93 (Albers, 2019; Albers, 2021).



Figur 93. GRUMO. Geografisk fordeling af GRUMO-indtag prøvetaget til datering med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden i 2018 og 2020 (80 indtag).

Prøvetagningsteknisk lykkedes det at få en brugbar prøve fra 78 af 80 indtag i de to prøvetagningsrunder, og for 74 indtag kunne der indrapporteres en alder i Jupiter, dog i en del tilfælde i form af enten en maksimum-alder (<5 år) eller en mindste alder (>60 år), idet prøven lå uden for metodens detektionsgrænser. Dateringerne af det nye stationsnet fortsætter med udtagning af prøver til datering i efteråret 2021, hvorfra der dog endnu ikke er indkommet resultater.

I denne rapport præsenteres resultater fra dateringer med CFC-metoden og $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, se fx Figur 30 og Figur 62. De metodiske forudsætninger for grundvandets datering med disse metoder kan findes i

Laier, 2014, 2014a, Thorling mfl. 2015a og Albers 2019. Detektionsgrænsen for alderen er nedadtil ca. 5 år og opadtil ca. 60 år, og afhænger af metode og dateringstidspunkt - $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden kan datere vand fra ca. 1960 til fem år før prøvetagningstidspunkt og CFC-metoden fra ca. 1950 til ca. 2000. Alderen er vist på figurerne med den værdi, som detektionsgrænsen angiver, dvs. i praksis er der en del indtag med væsentligt ældre vand, end figurerne viser. Derudover vil der i alle indtag, uanset filterlængde og dybde, prøvetages vand med en spredning på alderen, der spænder over mere end et år. Opholdstiden i form af et enkelt årstal angiver derfor en form for midling af alderen for det pågældende indtag, uden at der dog er tale om en egentlig statistisk beregning, da der ikke kan foretages en sådan på baggrund af datering med en enkelt daterings-tracer. Hvorvidt den angivne alder rent faktisk er tæt på gennemsnitsalderen af vandet, vil først og fremmest afhænge af, hvordan spredningen af alderen er i det pågældende indtag, men derudover også afhænge af, hvor gammelt vandet er, idet både CFC-gasser og tritium har haft ikke-lineære udviklinger i deres atmosfæriske koncentration gennem tiden.

Det antages som udgangspunkt, at opholdstiden/alderen for grundvandet i et punkt er nogenlunde konstant over tid, skønt den uundgåeligt i et vist omfang vil variere med variationer i nettonedbøren fra år til år og hen over året. Gentagne dateringer ved hjælp af CFC-datering i samme indtag i overvågningsprogrammet har vist, at hovedparten af de testede indtag kan karakteriseres med en opholdstid med en præcision på få år (Laier & Thorling, 2005, Thorling mfl., 2015a). Dette siger dog ikke noget om, hvor nøjagtig denne bestemmelse er, da grundvandet i et indtag, som diskuteret ovenfor, i langt de fleste indtag vil være en blanding af vand fra en periode på adskillige år, eller ligefrem vand fra flere tidsperioder, som er opblandet (Jakobsen mfl. 2020). Med den nyere $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metode er det til dels muligt at registrere tilstedeværelsen af vand fra forskellige tidsperioder. Hvis det på den baggrund vurderes, at aldersfordelingen spænder over flere adskilte tidsperioder eller over en meget lang tidsperiode og at dét, at tale om en opholdstid for den samlede vandprøve, således ikke giver mening, indlæses alderen ikke i Jupiter-databasen (Albers, 2019; Albers, 2021). Hvorvidt vandet stammer fra et enkelt år eller er en blanding af vand fra fx 15 sammenhængende år, er det til gengæld ikke muligt at vide ud fra en dateringsanalyse med hverken CFC- eller $3\text{H}/3\text{He}$ -metoden, hvilket man skal holde sig for øje, når man sammenligner dateringsdata med kemiske data, hvor man forventer et skift på baggrund af fx ændret anvendelse eller vandindvinding.

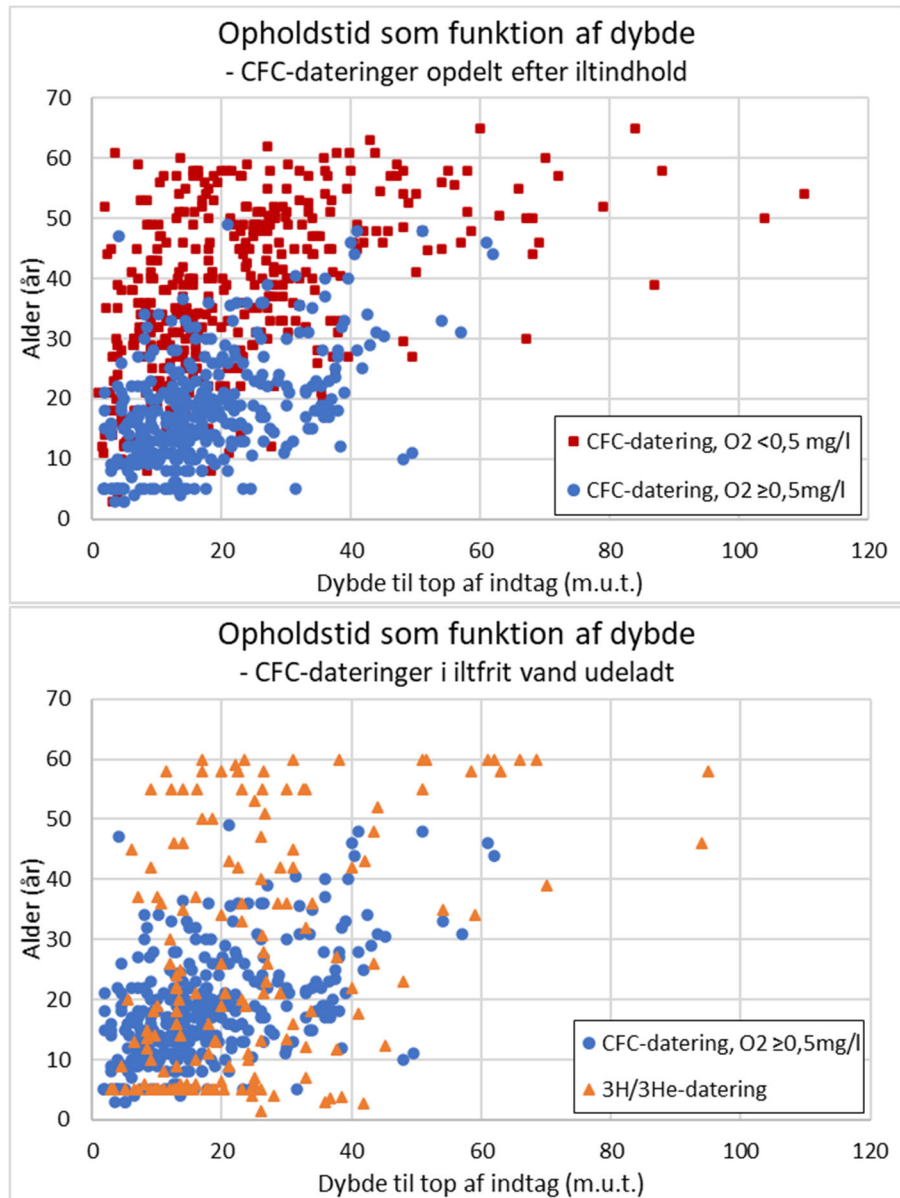
Udfordringer med CFC-datering i iltfrit grundvand

Datering med CFC-metoden er den hidtil mest anvendte i GRUMO-indtag. CFC-metoden bygger på, at CFC-gasserne CFC11, CFC12 og CFC113 opfører sig konservativt i grundvandet. Dette ser ud til at holde under oxiderede forhold, men siden midten af 90'erne har det været kendt, at CFC'er kan nedbrydes under redoxfronten (Cook mfl. 1995, Hinsby mfl. 2007). En sådan nedbrydning resulterer i estimering af for høj. Nedbrydningen for alle CFC-gasserne ser ud til at accelereres desto mere reduceret sedimentet er (Horneman mfl., 2008).

Med den nuværende viden vurderes det, at i det omfang dateringerne er foretaget på iltholdigt vand (≥ 1 mg/l ilt), vandtype A, se Figur 91, kan man anvende CFC-dateringen, som den er. Dette svarer til ca. 50 % af de aktive GRUMO-indtag i dag, se bilag 2. I de øvrige indtag, hvor dateringerne er foretaget på iltfrit vand, Vandtype B, C og D, må man antage, at CFC-dateringen i mange tilfælde ikke er retvisende, og giver for høje aldre, afhængig af omfanget af CFC-nedbrydning.

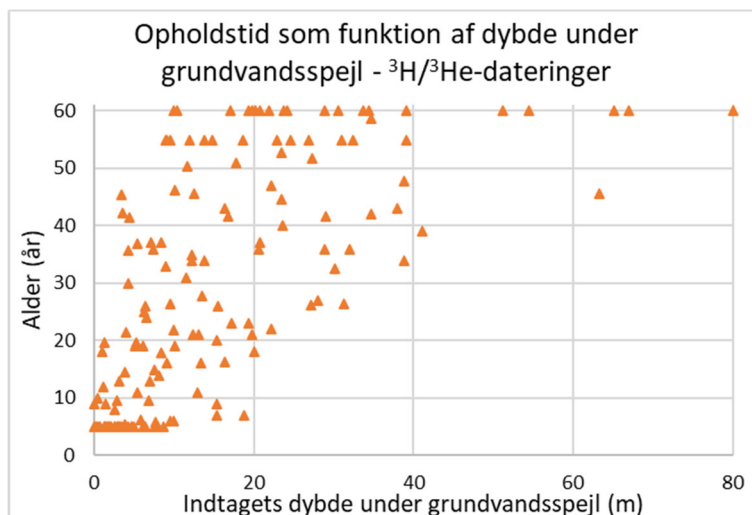
Opholdstiden for det overvågede grundvand.

Figur 94 viser øverst alle CFC-dateringerne opdelt på indtag med hhv. under og over 0,5 mg/l ilt, og nederst alene iltholdige indtag. Da vand med lang opholdstid i jorden typisk vil være iltfrit, er det ikke muligt ud fra disse figurer at vurdere, om de mange indtag med gammelt vand generelt er tildelt for høj alder ved datering med CFC-metoden, men man må i hvert fald formode, at vandet i de 529 indtag i Figur 94 nederst har de mest sikkert bestemte opholdstider. Bemærk under 50 m's dybe optræder der kun grundvand med en alder over 30 år, mens der i det øvre grundvand optræder vand med alle målbare aldre.



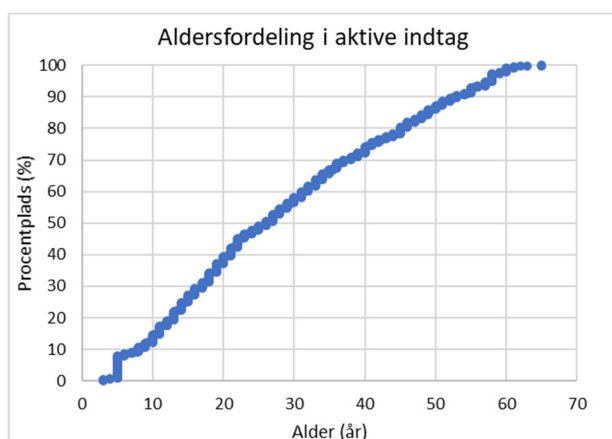
Figur 94. GRUMO. Øverst: Opdeling af 766 aktive CFC-daterede GRUMO-indtag efter iltindhold. Iltfrie indtag kan give kunstigt høje aldre ved CFC-datering og indtag med $\geq 0,5$ mg/l af ilt (blå cirkler) er derfor mest sikkert daterede, hvad angår potentiel nedbrydning af CFC-gasser. Nederst: 357 CFC-dateringer af aktive GRUMO-indtag med ilt i indtaget og 172 indtag dateret med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, som ikke påvirkes af iltindhold. Dateringsmetoderne har øvre detektionsgrænse på ca. 60 år, og vandet i indtag med alder på ca. 55 år og op-efter kan derfor i virkeligheden være langt ældre.

I de ovenstående figurer tages der udgangspunkt i dybden fra jordoverflade til top af indtag. Dybden til grundvandsspejlet har dog også stor betydning, idet $^3\text{H}/^3\text{He}$ -alder ikke er alderen fra vandet faldt som regn, men fra det gik fra umættet til mættet zone på grund af ^3He 's hurtige diffusion gennem den umættede zone (Cook og Solomon, 1997). Det samme er til dels gældende for CFC-datering, men ikke ved en tyk umættet zone, da diffusionen af CFC-gasser er noget langsommere end for helium (Cook og Solomon, 1997). Da dybden til grundvandsspejlet i Danmark kan variere fra 0 m til mere end 20 m er alderen set i forhold til dybden under grundvandsspejlet i nogle sammenhænge mere relevant, særligt hvis der ses på den øverste del af grundvandet. Figur 95 viser alderen afbilledet mod dybden under grundvandsspejlet på prøvetagningsdagen for dateringer med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden. Der ses umiddelbart en noget bedre sammenhæng mellem alder og dybde end i Figur 94.



Figur 95. GRUMO. Dybdefordeling af opholdstiden for 158 GRUMO-indtag dateret med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, hvor dybden er angivet som dybden fra grundvandsspejlet til overkanten af indtaget. Hvis grundvandsspejlet ligger over terræn (artesiske forhold), anvendes terræn som grundvandsspejl. Hvis grundvandsspejlet ligger i filteret er dybden sat til 0 m. Bemærk, at dybden til grundvandsspejlet ved boringen ikke nødvendigvis afspejler dybden til grundvandsspejlet, dér hvor grundvandet er dannet, hvis boringen står i et bakket landskab.

Figur 96 viser aldersfordelingen for de 914 indtag dateret med enten CFC- eller $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden for alle redoxforhold. Trods de usikkerheder, der er knyttet til dateringerne, illustrerer figuren, at hovedparten af indtagene reflekterer de seneste 50 års påvirkninger af grundvandet. Median-opholdstiden er knap 30 år. Det fremgår også af figuren, at blot ca. 12 % af indtagene har en opholdstid på under 10 år, hvilket understreger, at den status, der gives for grundvandets kemiske sammensætning i denne rapport, kun i meget begrænset omfang afspejler de seneste 10 års politiske reguleringer. Endvidere ser det ud til, at ca. 10 % af indtagene indeholder vand med opholdstid på mere end de 55-60 år, som er de anvendte daterings-metoders detektionsgrænser. Det skal understreges, at median-opholdstiden kan være lidt for højt estimeret og at andelen af indtag med opholdstid på under 10 år kan være lidt for lavt estimeret på grund af overvurdering af opholdstid i iltfrie indtag dateret med CFC-metoden, som diskuteres ovenfor. Bedre estimater vil dog kræve, at iltfrie indtag dateret med CFC-metoden også dateres med fx $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden.



Figur 96. GRUMO. Fordelingen af opholdstiden (alderen dateret ved $^3\text{H}/^3\text{He}$ - eller CFC-metoden) for grundvandet i de 914 daterede aktive overvågningsindtag i perioden 2015-2020. I alt var der 1.293 aktive indtag i perioden 2015-2020. Springet ved 5 år skyldes, at de fleste analyser har haft nedre detektionsgrænse på 5 år, men i nogle få tilfælde er der indrapporteret aldre på 3 og 4 år. Dateringsmetoderne har øvre detektionsgrænse på ca. 60 år, og vandet i indtag, hvor alderen er angivet til ca. 55 år og opefter (ca. 10% af indtagene) kan derfor i virkeligheden være langt ældre. Bemærk, at 409 af de 914 daterede indtag har kombinationen lavt iltindhold og datering med CFC-metoden, hvorfor alderen i disse kan være overestimeret pga. nedbrydning af CFC-gasser (se uddybning i teksten).

Referencer: Grundvandets strømning og alder

Albers, C.N., 2019: Dateringer i GRUMO 2018. GEUS-notat 05-VA-19-04.

Albers, C.N., 2021: Dateringer i GRUMO 2020. GEUS-notat 42-VA-21-02

Cook, P. G., D. K. Solomon, L. N. Plummer, E. Busenberg, and S. L. Schiff, 1995; Chlorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer, *Water Resour. Res.*, 31: 425– 434.

Cook, P. G., Solomon, D. K., 1997; Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $^3\text{H}^3\text{He}$ and ^{85}Kr , *Journal of Hydrology* 191: 245-265

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelse fra GEUS. https://www.ge-ovejledning.dk/xpdf/FINAL_geo_vejledning_6_03102018.pdf/ (2.3.2023)

Hinsby, K., Højberg, A. L., Engesgaard, P., Jensen, K. H., Larsen, F., Plummer, L. N., and Busenberg, E., 2007; Transport and degradation of chlorofluorocarbons (CFCs) in the pyritic Rabis Creek aquifer, Denmark, *Water Resour. Res.*, 43, W10423, doi:10.1029/2006WR005854.

Horneman, A., M. Stute, P. Schlosser, W. Smethie, N. Santella, D.T. Ho, B. Mailloux, E. Gorman, Y. Zheng, A. van Geen, 2008; Degradation rates of CFC-11, CFC-12 and CFC-113 in anoxic shallow aquifers of Arahazar, Bangladesh, *Journal of Contaminant Hydrology*, 97: 27-41,

Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvartære Varv-kort.

Jakobsen, R., Hinsby, K., Aamand, J., van der Keur, P., Kidmose, J., Purtschert, R., Jurgens, B.C., Sultenfuss, J., Albers, C.N., 2020; History and Sources of Co-Occurring Pesticides in an Abstraction Well Unraveled by Age Distributions of Depth-Specific Groundwater Samples, *Environmental Science and Technology*, 54: 158-165, DOI: 10.1021/acs.est.9b03996

Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.

Laier, T., 2014: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer -pilotprojekt. GEUS-notat 05-VA-14-01

Laier, T., 2014a: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer ved T-He metoden. GEUS-notat 05-VA-14-04

Nielsen, K.S., og Jørgensen, J.B., 2008: Lavpermeable horisonter i skrivekridtet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (2.3.2023)

Nygaard, E.(red) 2004: Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zonerig. GEUS. http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf (2.3.2023)

Olesen, J.E., 2019: Klimændringernes betydning for europæisk landbrug. *Vand og jord*, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.

Thorling, L., Brusch, W., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Trolborg, L., og Sørensen, B.L., 2015a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/0/A/q-o-2013.pdf> (2.3.2023)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (2.3.2023)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (2.3.2023)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. (lukket hjemmeside)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> 2.3.2023)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (2.3.2023)

Den Amerikanske Geologiske Undersøgelses hjemmeside om aldersdatering af grundvand: [Groundwater Age \(usgs.gov\)](http://www.usgs.gov)