

GRUNDVANDSOVERVÅGNING

1989-2019



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




G E U S

Grundvandsovervågning

Status og udvikling 1989 – 2019

GEUS 2021

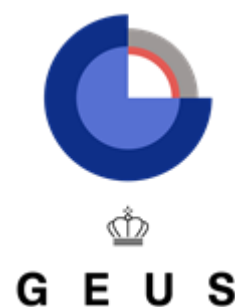
Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling
Claus Ditlefsen
Vibeke Ernstsén
Birgitte Hansen
Anders R. Johnsen
Lars Trolldborg

Dato 22. januar 2021

Rapporten kan hentes på: www.grundvandsovervaagning.dk



Forord

Denne rapportering om grundvandets status og udvikling er baseret på data indsamlet i perioden 1989-2019 som led i Den Nationale Grundvandsovervågning (GRUMO) og Landovervågning (LOOP). Grundvandsvandkvaliteten i vandværksboringerne fra de almene vandværker præsenteres med udgangspunkt i boringskontrollen, der er en del af vandværkernes egenkontrol. Oplysninger om vand-indvindings størrelse er baseret på oplysninger fra indvindere af grundvand og overfladevand, dvs. vandforsyninger, industrier, markvandere mv.

Denne rapport er led i en national, årlig rapportering. Rapporten har et landsdækkende fokus og indeholder ikke vurderinger af grundvandsforekomsternes tilstand, og dækker på ingen måde tilstands-vurderingerne 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. Ikke alle emner rapporteres hvert år. I dette års rapport indgår overvågningsresultater for sporstoffer og organiske mikroforureninger, mens fosfor og redoxboringerne ikke rapporteres.

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 |
| Det Nationale Pejleprogram | Claus Ditlefsen |
| Nitrat | Birgitte Hansen |
| Pesticider | Anders R. Johnsen |
| Organiske mikroforureninger | Christian Nyrop Albers |
| Uorganiske Sporstoffer | Vibeke Ernstsén |
| Appendiks 1: Datagrundlag og metoder | Lærke Thorling |
| Appendiks 2: Stationsnet | Vibeke Ernstsén |
| Appendiks 3: Faglig baggrundsviden om grundvand | Lærke Thorling |

Kapitel 2, Formål, er baseret på et udkast leveret 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 den nødvendige kildeangivelse anføres, 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., Ditlefsen, C., Ernstsén, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Troldborg, L., 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, GEUS 2021.

ISBN Online: 978-87-7871-539-5

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----|
| Forord | 2 |
| Indholdsfortegnelse | 3 |
| 1 Sammenfatning | 4 |
| 1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse | 4 |
| 1.2 Nitrat..... | 6 |
| 1.3 Pesticider | 10 |
| 1.4 Organiske mikroforureninger | 14 |
| 1.5 Uorganiske Sporstoffer..... | 17 |
| 2 Formål..... | 20 |
| Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA | 20 |
| 2.1 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen..... | 21 |
| 2.2 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen | 22 |
| 3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram | 28 |
| 3.1 Vandindvinding | 28 |
| 3.2 Det nationale pejleprogram | 33 |
| 4 Nitrat | 40 |
| 4.1 Sammenligning af datasæt | 40 |
| 4.2 Grundvandsovervågningen | 43 |
| 4.3 Landovervågningen | 49 |
| 4.4 Vandværksboringer | 55 |
| 5 Pesticider og deres nedbrydningsprodukter | 58 |
| 5.1 Grundvandsovervågningen | 61 |
| 5.2 Vandværksboringer | 71 |
| 5.3 Sammenligning af hyppigt fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningen og vandværksindtag. | 75 |
| 6 Organiske mikroforureninger | 82 |
| 6.1 Organiske mikroforureninger, grundvandsovervågning | 83 |
| 6.2 Organiske mikroforureninger, vandværkernes indvindingsboringer | 88 |
| 6.3 Per- og polyfluorerede forbindelser (PFAS) | 91 |
| 7 Uorganiske sporstoffer..... | 95 |
| 7.1 Grundvandsovervågningen | 96 |
| 7.2 Vandværksboringer | 102 |
| Referencer | 108 |
| Appendiks 1 Datagrundlag og metoder | 115 |
| Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling | 115 |
| Appendiks 1.2 Metoder til databehandling | 119 |
| Appendiks 1.3 Repræsentativitet og bias..... | 123 |
| Appendiks 2 Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen | 126 |
| Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram | 126 |
| Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet | 127 |
| Appendiks 2.3 Vandværksboringer..... | 132 |
| Appendiks 3 Faglig baggrundsviden om grundvand | 136 |
| Appendiks 3.1 Grundvandets hydrogeologi..... | 136 |
| Appendiks 3.2 Grundvandets opholdstid | 143 |

1 Sammenfatning

1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse

Indledning

De seneste 100 år har nedbørsmængden i Danmark været stigende. Nedbøren er således i den seneste klimaperiode 1991-2015 steget med 4,4 % i forhold til den forudgående klimaperiode 1961-1990. I absolutte tal er den gennemsnitlige årsnedbør de seneste 50 år steget med 100 mm, 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.

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 vandforsyningsanlæg, 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 2019 bygger på pejledata rapporteret af MST til Jupiter. Indvundne vandmængder indberettes årligt af kommunerne til Jupiter, efter de modtager og kvalitetssikrer data fra vandværker og andre vandindvindere.

Status og udvikling

Grundvandsstandens status og udvikling er vurderet ud fra lange tidsserier. I 2019 omfattede pejlestationsnettet i alt 153 indtag fordelt på 147 borer. Af disse blev 103 indtag logget automatisk gennem hele året, mens 34 indtag blev logget i hovedparten af året men med kortere udfald, eller manglende data for november og december 2019, der dog kan skyldes forsinket indberetning af data. To indtag blev pejlet i kortere perioder med logger eller manuelt nogle få gange i løbet af året, mens 14 indtag ikke blev pejlet i 2019.

For at forstå udviklingen i grundvandets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret indvinding og ændringer i nettonedbør og grundvandsdannelse. Nedbørsmængden er for 2019 på landsplan opgjort til 905 millimeter, hvilket er 113 millimeter eller 14 % over det seneste tiårs-gennemsnit (2006-2015; 792 mm). Således blev 2019 et vådt år. Især var september og oktober meget våde med en samlet nedbørsmængde på 260 mm mod gennemsnitligt 156 mm for perioden 2006-2015.

Da effekterne af variationer i grundvandsdannelsen (i klima og nedbør) forventes at kunne spores i de overfladenære grundvandsmagasiner først, er der særlig fokus i afrapporteringen på vandstandsudviklingen for udvalgte overfladenære grundvandsmagasiner. Pejleserier fra udvalgte terrænnære indtag viser karakteristiske årstidsvariationer, hvor vandstanden de fleste år stiger i 4. kvartal og toppe i begyndelsen af det efterfølgende år. Vandspejlstoppe synes dog umiddelbart at være lavere i 2019 end de tilsvarende toppe i de foregående år. En statistisk analyse af data fra fire udvalgte pejlestationer bekræfter, at vandstanden i begyndelsen af 2019 lå under det gennemsnitlige niveau for den forudgående år-række (1992-2018). Ved udgangen af 2019 lå vandstanden i 3 af de 4 indtag derimod på eller over niveauet for den forudgående periode.

For at vurdere i hvilket omfang variationerne, der ses i de udvalgte indtag, beskriver en udbredt tendens i de overfladenære grundvandsmagasiner, er vandstanden i hhv. februar og november 2019 for samtlige overfladenære indtag (37 stk. med top mindre end 30 m under terræn og med tilstrækkelige lange pejleserier) analyseret statistisk.

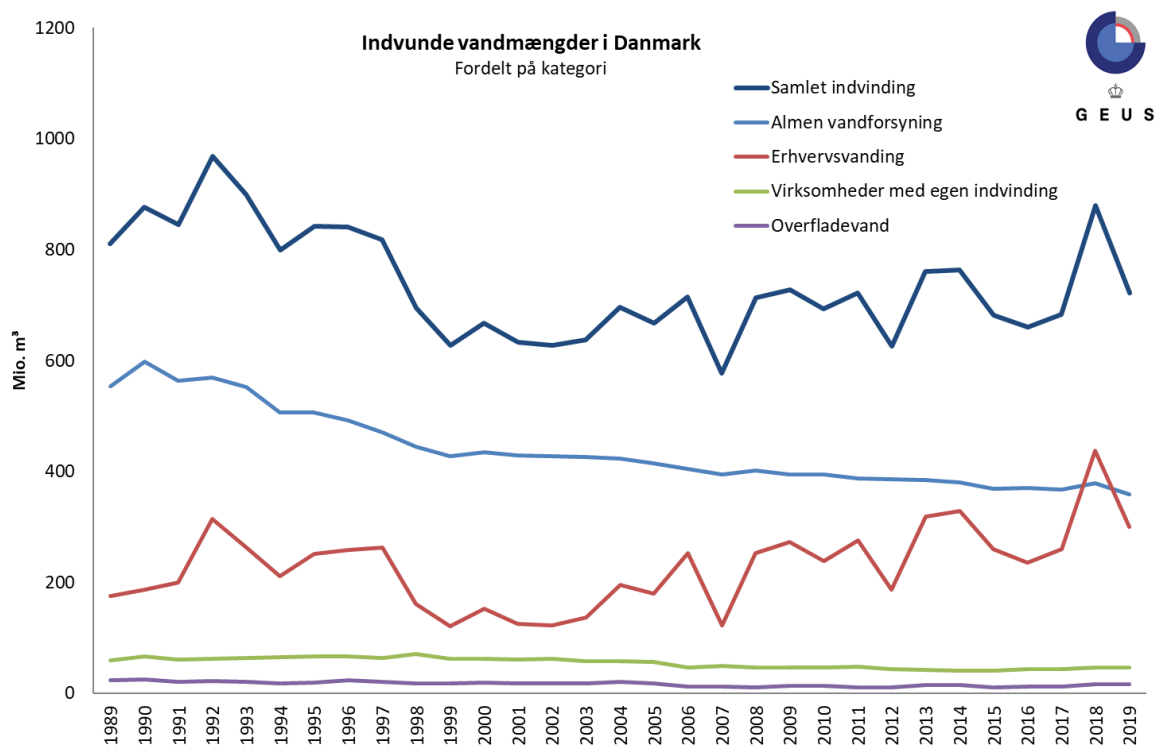
Heraf fremgår, at vandstanden i februar 2019 var på et lavere niveau end den gennemsnitlige vandstand i februar i de forudgående år i 62 % (n=23) af de overfladenære indtag. Til sammenligning lå

vandstanden i november 2019 på et højere niveau end den gennemsnitlige vandstand i november i de forudgående år i 73 % (n=27) af disse indtag.

Den lavere vandstand i begyndelsen af året antages i lighed med lav vandstand rapporteret i slutningen af 2018 (Thorling mfl. 2019) at have relation til den meget tørre sommer i 2018. Det fremgår, at vandstanden i de overfladenære magasiner steg i løbet af 2019 til et niveau højere end for samme årstid i de forudgående år, hvilket antages at skyldes den meget store mængde nedbør, der faldt i september og oktober 2019.

Således synes effekten af et meget tørt 2018 på grundvandets kvantitative tilstand at være mere end ud-lignet i løbet af 2019, der generelt var et vådt år.

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 600-800 mio. m³/år. Markvanding, gartneri og dambrug (kategorien 'Erhvervsvanding') står for hovedparten af indvindingen. Indvinding (uden 'Erhvervsvanding') var omkring 1990 på 700 mio. m³/år, men er faldet frem mod starten af år 2000 og har efterhånden stabiliseret sig omkring 500 mio. m³/år.



Figur 1. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2019 opdelt på almen vandforsyning, erhvervsvanding, industri og overfladevand. Med en fed, mørk blå linje er den samlede indberettede indvinding vist. Bemærk, hvorledes den varierer med erhvervsvandingen, hvoraf markvanding udgør hovedparten.

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien 'Erhvervsvanding') svinger meget fra år til år og var i 2019 omkring 300 mio. m³, hvilket er lidt under medianen de sidste 10 år.

Indvindingen af overfladevand i Danmark er meget begrænset og udgjorde i 2019 godt 2 % af den samlede indvinding. Overfladevand indgår ikke i drikkevandsforsyningen i Danmark.

1.2 Nitrat

Indledning

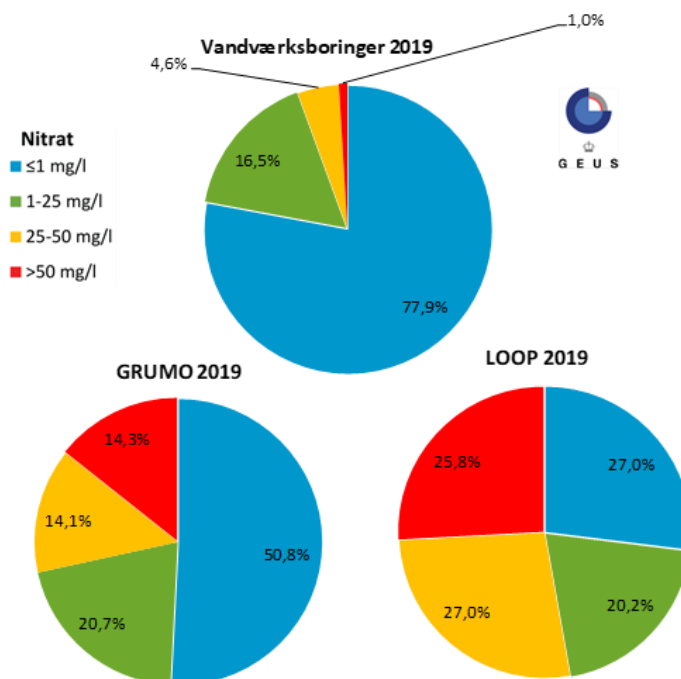
Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af det øvrige vandmiljø. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning til overfladevand. Kravværdien for nitrat i såvel grundvand som drikkevand er både nationalt og i EU fastsat til 50 mg/l. Omkring 16 % af Danmarks areal er i udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder efter bekendtgørelse om udpegning af drikkevandsressourcer, der har resulteret i kortlægning af 40 % af Danmark.

Datagrundlag

Der udtages vandprøver fra indtag fra tre forskellige typer af boringer: GRUMO-, LOOP- og vandværksboringer. 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 boringer etableret for at følge udvaskning af nitrat til højtliggende grundvand under dyrkede arealer. Data fra vandværksboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol. I perioden 2015-2019 er grundvandsprøver fra 1.280 GRUMO-indtag, 95 LOOP-indtag og 6.184 vandværksboringer analyseret for nitrat.

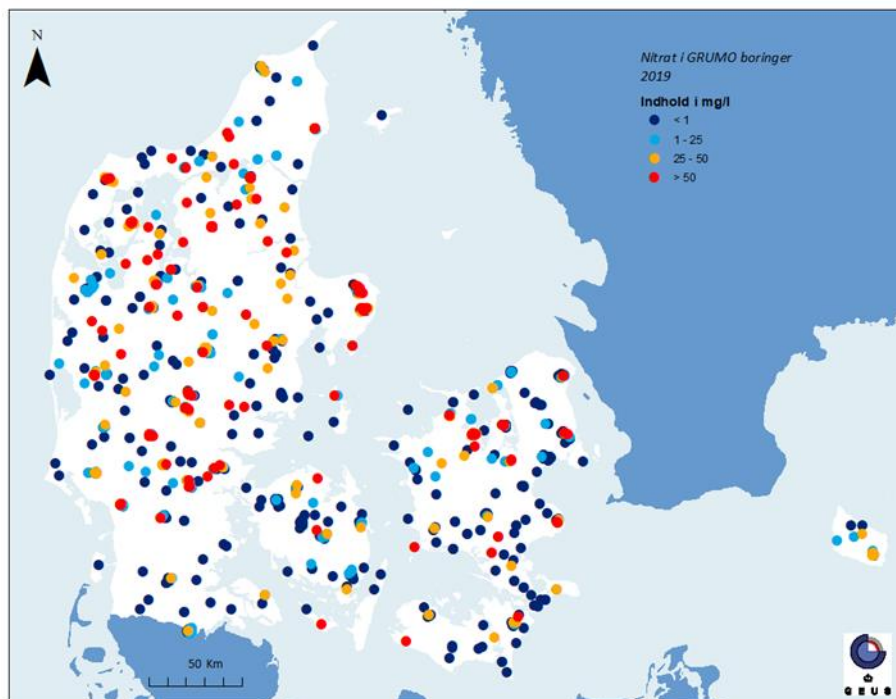
Status og udvikling, grundvandsovervågning

Figur 2 viser indholdet af nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandværksboringer, der er prøvetaget i 2019. Nitrat er beregnet som årligt gennemsnit for de enkelte indtag. I omkring 14 % af GRUMO- og 26 % af LOOP-indtagene lå nitratindholdet over 50 mg/l, mens mindre end 1 % af indtagene i vandværksboringer havde mere end 50 mg/l nitrat. I GRUMO- og LOOP-indtagene er nitratkoncentrationen mellem 25 og 50 mg/l i hhv. ca. 14 og 27 % mod blot 5 % i vandværksboringer. Nitratfrit grundvand, (nitratkoncentration ≤ 1 mg/l) optræder i ca. 51 % af GRUMO-, i ca. 27 % af LOOP-indtagene og i ca. 78 % af vandværksboringerne.



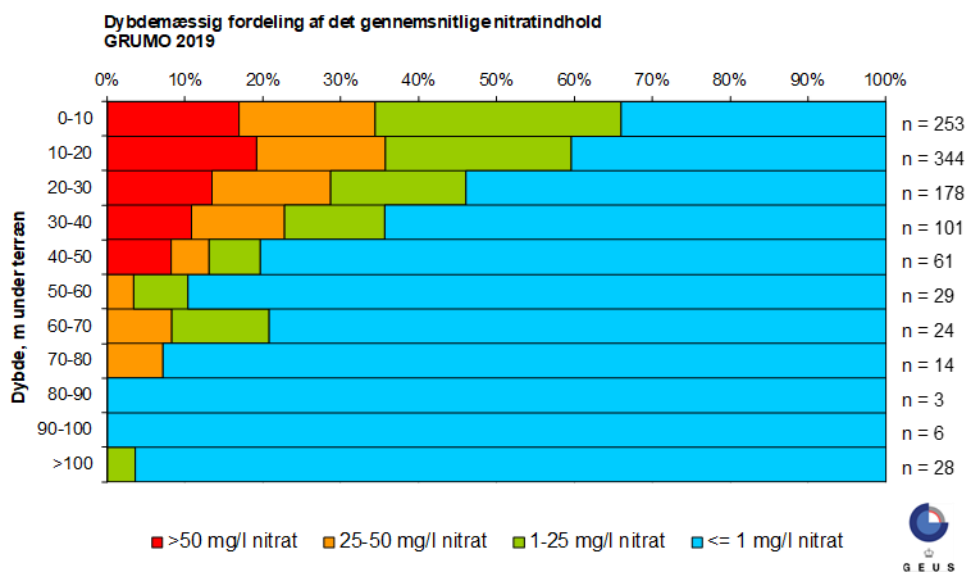
Figur 2. GRUMO, LOOP og Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold 2019 i 1.041 GRUMO-, 89 LOOP-indtag og 1.681 vandværksboringer.

Figur 3 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i 2019 i GRUMO-indtag, hvoraf det ses, at nitratkoncentrationer over kravværdien på 50 mg/l er fundet fordelt i hele landet.



Figur 3. GRUMO. Nitratindholdet i grundvand i 2019 (1041 GRUMO-indtag). Nitratindholdet er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

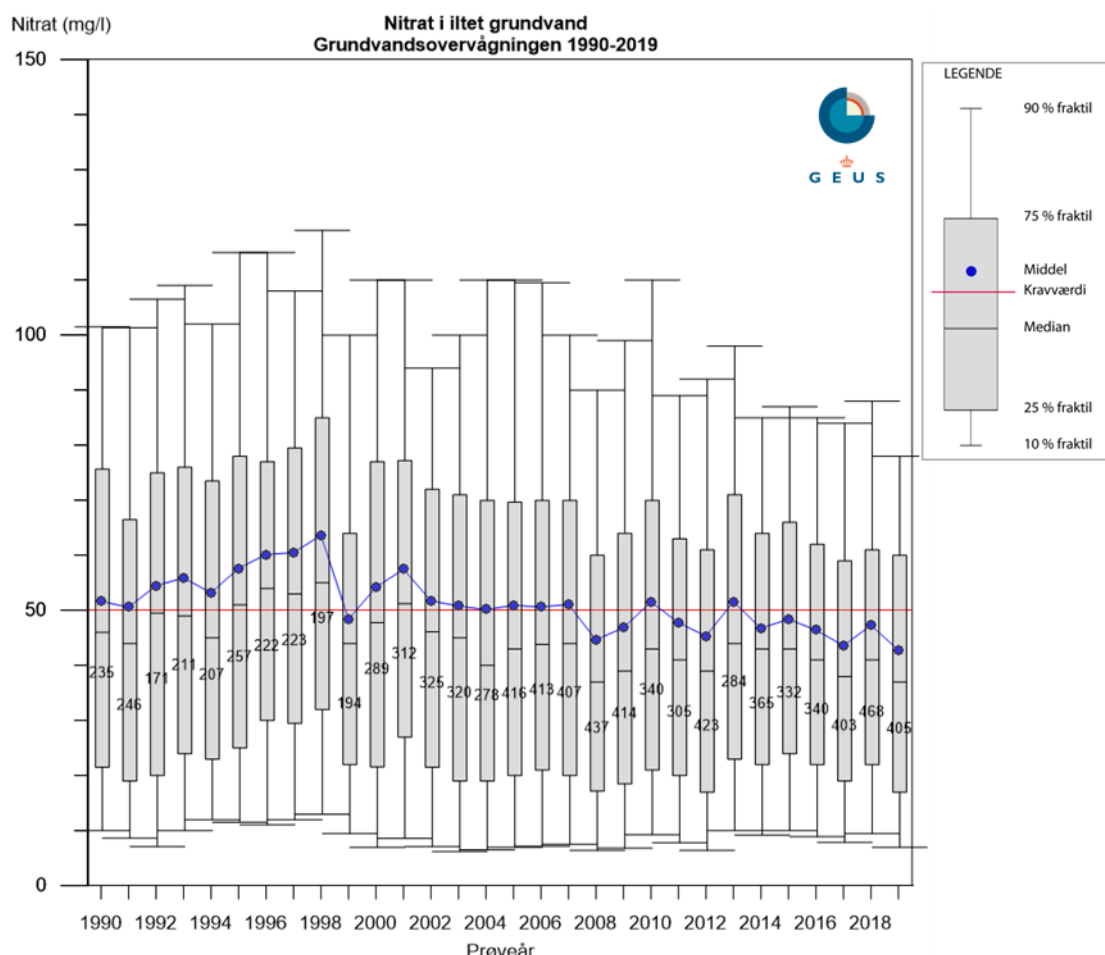
Figur 4 viser dybdefordelingen for nitrat i GRUMO-indtag prøvetaget i 2019. Dybden er opdelt i 10 meters intervaller. Tættest på terrænen (0-10 m u.t.) er nitrat til stede (>1 mg/l) i ca. 66 % af indtagene. Koncentrationen af nitrat er over 50 mg/l i omkring 17 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 34 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. Overordnet set falder nitratindholdet gradvist med dybden. Fra 50 m u.t. er der kun få indtag i hvert dybdeinterval. Fra 80 m u.t., hvor der kun er meget få indtag, er nitratkoncentrationen primært under 1 mg/l.



Figur 4. GRUMO. Dybdemæssig fordeling (til top af indtag i m u.t.) af det gennemsnitlige nitratindhold i 2019 i 1041 GRUMO-indtag. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag med koncentrationer over kravværdien 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 1990-2019 i forhold til prøvetagningsåret. Figuren er baseret på den årlige gennemsnitlige nitratkoncentration pr. indtag, i de indtag, der indgik i overvågningen i det pågældende prøvetagningsår gennem tiden.

Omkring 39 % af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2019 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 49 % af GRUMO-indtagene indeholdt nitrat. Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår. 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktilerne samt gennemsnitsværdi (middelværdi) og kravværdi er vist.



Figur 5. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2019. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

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

Nitratindholdet i det iltholdige grundvand udviser alle år en stor spredning. Medianværdien ligger igennem hele overvågningsperioden (1990-2019) 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 6 år har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand i forhold til prøvetagningsåret ligget under kravværdien på 50 mg/l, og der er en tendens til, at færre indtag har meget høje koncentrationer (faldende trend for nitratindholdet for 90 % fraktil af prøvetagede indtag).

I 2019 er gennemsnitsværdien for nitrat i det iltholdige grundvand 43 mg/l og medianværdien 37 mg/l.

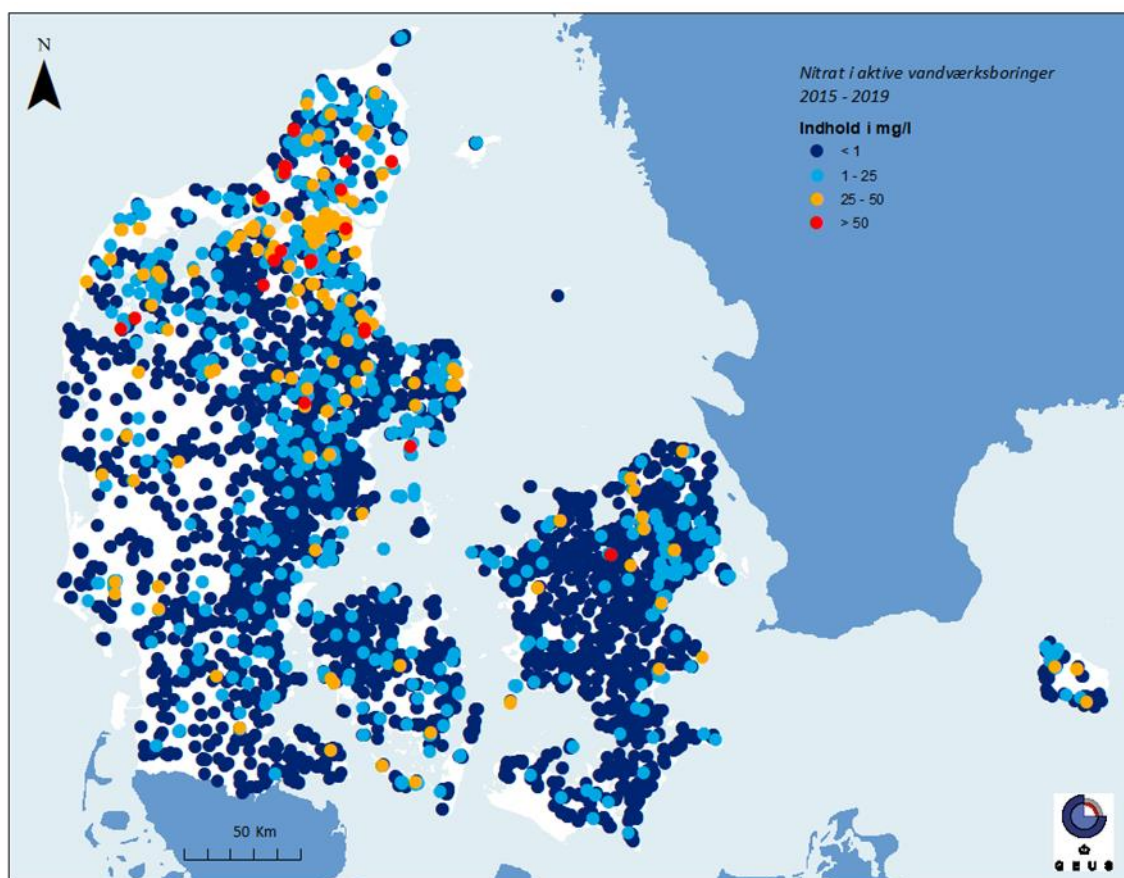
Vandværksboringer

Figur 6 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i grundvandet i vandværksboringer gennem de seneste fem år (2015-2019), beregnet som gennemsnittet i perioden af det årlige gennemsnit for nitrat i de enkelte indtag.

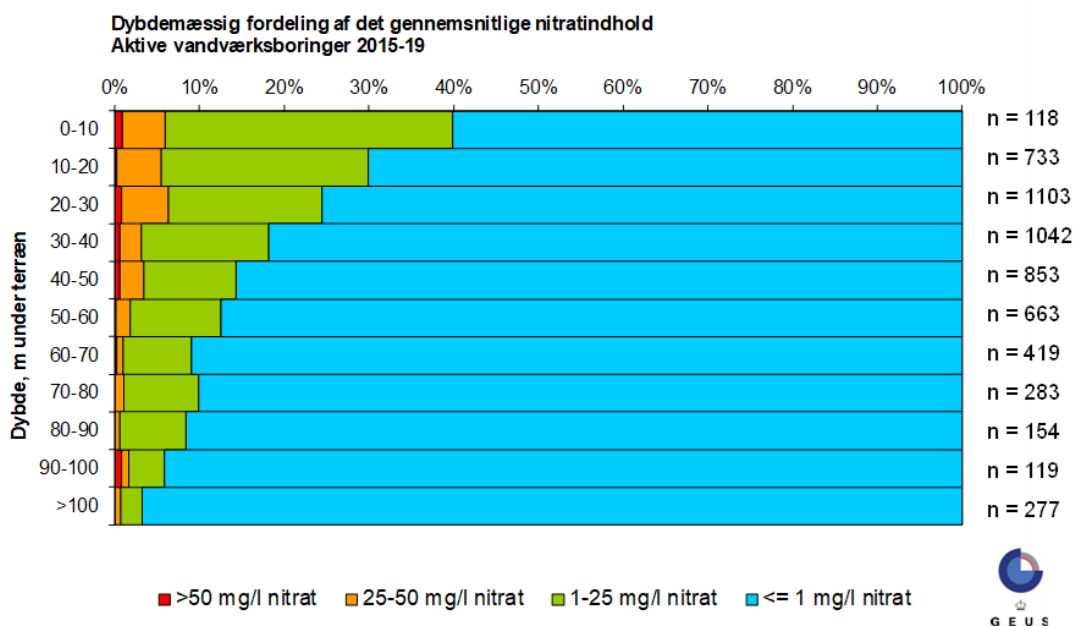
De højeste nitratkoncentrationer målt i prøver fra vandværksboringer optræder især i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette skyldes en ringe naturlig beskyttelse af grundvandsmagasinerne i disse områder som følge af fraværet af et beskyttende, leret geologisk dæklag og en relativt dybtliggende nitratfront. Nitratfronten udgør den maksimale dybdemæssige udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne.

Figur 7 viser dybdefordelingen af nitrat i vandværksboringer i perioden 2015-2019. Der er et gradvist fald i nitratindholdet med dybden. Nitratkoncentrationerne er betydeligt lavere i vandværksboringerne sammenlignet med nitrat i GRUMO-indtagene i 2019 (se Figur 4). I vandværksboringerne blev der dog i perioden 2015-2019 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 90-100 m u.t. i enkelte boringer. Der er også fundet nitratkoncentrationer med op til 50 mg/l i de dybeste vandværksboringer, som er dybere end 100 m u.t.

Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandværksboringerne, 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 vandværksboringerne end for GRUMO-indtag. Det generelt lavere nitratindhold i vandværksboringer, sammenlignet med nitratindholdet i GRUMO-indtagene, hænger sammen med, at vandværkerne undgår indvinding fra boringer, der ikke lever op til kravværdien (Schullehner og Hansen, 2014 og DANVA, 2018).



Figur 6. Vandværksboringer. Nitratindholdet i grundvandet i vandværksboringer (6.184) fordelt på fire koncentrations-klasser. Data viser gennemsnit pr. indtag i perioden 2015-2019. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.



Figur 7. Vandværksboringer. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i 2015-2019 i forhold til top af indtag i m u.t i 5.764 indtag fra vandværksboringer. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag over kravværdien for nitrat på 50 mg/l. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

1.3 Pesticider

Indledning

Pesticider og deres nedbrydningsprodukter kan forekomme i grundvand som følge af erhvervsmæssig eller privat anvendelse af pesticider i skov- og jordbrug, parker, haver, sportsanlæg, på befæstede arealer og i bygningsmaterialer. Grundvandet overvåges for dets indhold af pesticider bl.a. for at vurdere, om reguleringen af pesticidforbruget har de ønskede effekter. Pesticidbegrebet er i dette års rapport udvidet til også at gælde stoffer med biocidanvendelse fx som desinfektionsmidler, konserveringsmidler, bejdsemidler i såsæd og biocider i maling og træbeskyttelse. Dette er en konsekvens af Grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006).

Datagrundlag

I denne rapport indgår pesticidanalyser fra perioden 1990-2019 udtaget i indtag fra to typer af boringer: GRUMO- og vandværksboringer. GRUMO-boringerne dækker grundvandsdelen af det nationale overvågningsprogram NOVANA. Data fra vandværksboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol (Drikkevandsbekendtgørelsen). Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammerne. En oversigt over analyseprogrammerne for grundvandsovervågningen gennem årene fremgår af bilag 3. For enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter er kravværdien (grænseværdien) i grundvand og drikkevand fastsat til 0,1 µg/l, mens den for summen af enkeltstoffer er 0,5 µg/l. Kravværdierne gælder både for anvendelse som pesticid og som biocid. Rapporteringen af pesticidbelastningen bygger på en metode, der opgør i hvor stor en 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 kravværdien på 0,1 µg/l, eller mindst én prøve, hvor pesticidstoffernes sum har overskredet kravværdien på 0,5 µg/l.

Status, grundvandsovervågning

Tabel 1 viser, at der i 2019 blev fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 58,0 % af de prøvetagede indtag, at kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 22,6 % af de prøvetagede indtag, og at kravværdien for summen af målte stoffer var overskredet i 9,2 %. Tabel 1 viser også en periodeopgørelse for 2017-2019, hvor stort set alle aktive indtag er prøvetaget mindst en gang. Pesticider

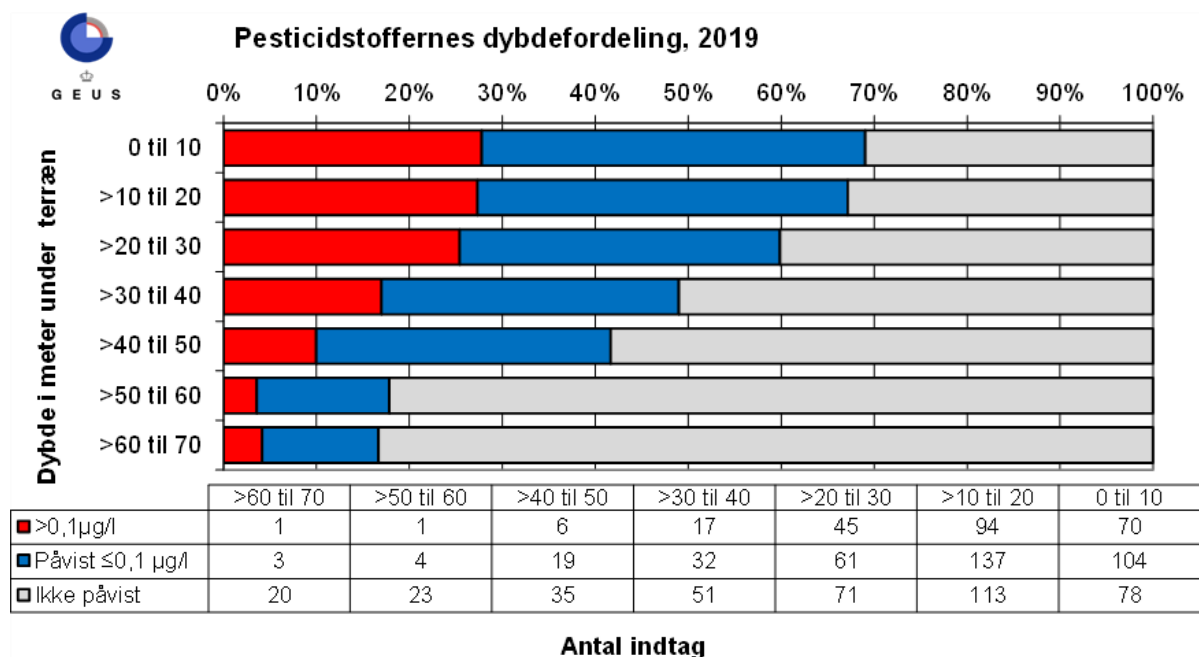
eller nedbrydningsprodukter blev i perioden påvist i 60,2 % af indtagene, og kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 26,4 % af indtagene. Summen af målte stoffer overskred kravværdien mindst en gang i 10,7 % af de prøvetagede indtag i perioden, hvor der i alle tilfælde på nær et indtag allerede var en overskridelse af kravværdien for enkeltstoffer.

Der blev i 2019 påvist pesticider over- og under kravværdien i hele landet. Stort set alle indtag blev i 2019 analyseret for DPC (desphenylchloridazon), MDPC (methyl-desphenylchloridazon), DMS (N,N-dimethylsulfamid) og 1,2,4-triazol, der indgik i det faste analyseprogram fra 2018/2019. Fundandele og dybdefordeling giver derfor nu et retvisende billede af disse stoffers forekomst. Analyse af disse stoffer i 2019 er årsag til den store stigning i fundandele fra 2017 til 2019, der var sammenlignelige år, hvor alle aktive indtag blev prøvetaget.

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 kravværdien (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og >0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2017-2019, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

| 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 |
| 2019 | 1034 | 600 | 234 | 95 | 58,0 | 22,6 | 9,2 |
| 2018 | 549 | 345 | 145 | 53 | 62,8 | 26,4 | 9,7 |
| 2017 | 1046 | 340 | 110 | 44 | 32,5 | 10,5 | 4,2 |
| 2017-2019 | 1064 | 640 | 281 | 114 | 60,2 | 26,4 | 10,7 |

Figur 8 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder. Fundandelene falder generelt med dybden, og sammenlignet med tidligere er der en betydeligt højere andel med påviste pesticider i det øvre grundvand og også en betydeligt højere andel med overskridelser af kravværdien.



Figur 8. GRUMO. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag, der er analyseret i 2019. 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 overkanten af indtaget.

Tidlig udvikling i "den faste kerne af indtag" i grundvandsovervågningen

Udviklingen i 8 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. Der er valgt stoffer med lange tidsserier, for de flestes vedkommende hele monitoringsperioden fra 1998 til 2019. BAMs fundandele har været jævnt faldende, både for de samlede fundandele (over- og under kravværdien) og for overskridelser af kravværdien. For DEIA er udviklingen i de samlede fundandele lidt usikker, men synes at have toppet omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kravværdien har været stort set konstant. Desaminodiketometribuzin viser faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kravværdien. For bentazon var den samlede fundandel stort set konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. Faldet i bentazons overskridelser af kravværdien synes at have indtruffet allerede omkring 2004, men dette er usikkert pga. få indtag over kravværdien.

Screening for nye stoffer i 2019 (massescreening)

I 2019 blev udvalgte indtag testet for over 400 stoffer, som ikke tidligere har indgået i analyseprogrammet. Stoffer med forventet høj risiko for udvaskning til grundvandet udgjorde en begrænset andel af screeningsprogrammet, idet Miljøstyrelsen opprioriterede pesticidstoffer med mulig sundhedsskadelig effekt, samt supplerede listen med pesticidstoffer, som kunne analyseres uden ekstra omkostninger og som ikke nødvendigvis havde indikation på grundvandsrisiko. Screeningen omfattede 248 indtag fra grundvandsovervågningen og 15 vandforsyningsindtag fra grundvandskortlægningen. I screeningen blev der påvist mindst ét "nyt" stof i 45 (17,1 %) af de 263 undersøgte indtag og kravværdien for enkeltstoffer var overskredet i 5 indtag (1,9 %). Opgørelsen er uden screeningsstofferne dichlorprop-P og mechlorprop/mechlorprop-P, da de i forvejen er blandt de bedst undersøgte stoffer i grundvandsovervågningen, samt cholinchlorid der er et hjælpestof og derfor ikke et aktivstof eller nedbrydningsprodukt fra et aktivstof.

Pesticider i vandværksboringer

Tabel 2 viser, at der i 2019 blev fundet mindst ét pesticid i 29,0 % af de undersøgte vandværksindtag, hvor 8,1 % af de undersøgte indtag havde en overskridelse af kravværdien for enkeltstoffer. Kravværdien for summen af pesticider var overskredet i 1,4 % af de undersøgte indtag, hvor samtlige indtag samtidig også havde en overskridelse af kravværdien for et enkeltstof. Pesticidernes sum har overskredet kravværdien i en kraftigt forøget andel af boringerne fra 2017 og fremefter, dvs. efter at DPC og DMS kom på boringskontrollens obligatoriske liste. Der var en øget forekomst af overskridelser af kravværdien for enkeltstoffer i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydlige Danmark, samt i hovedstadsområdet.

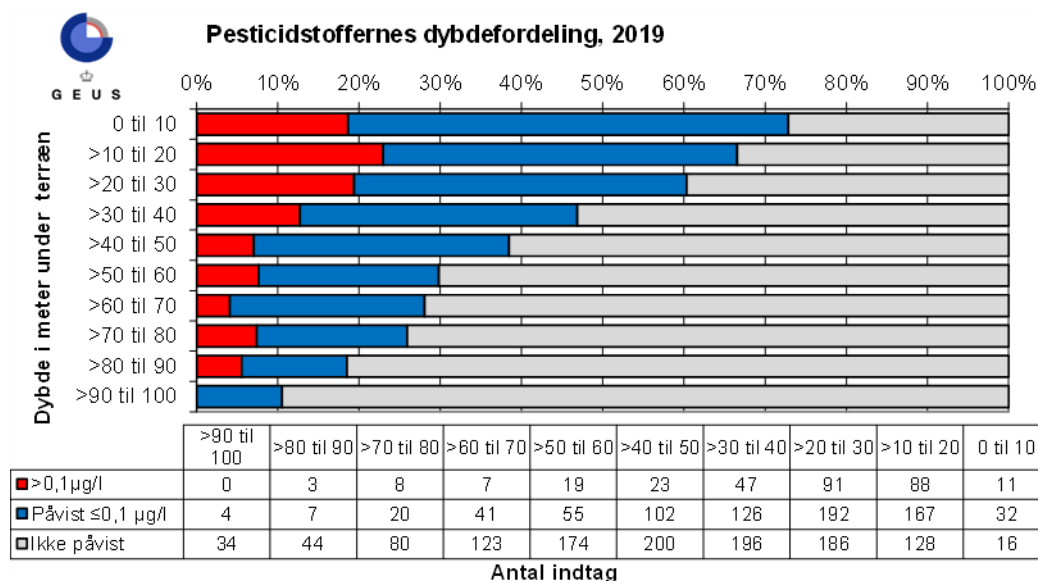
Tabel 2. Vandværksboringer. Pesticidfund i vandværksboringeres indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l) for enkelte år og for perioden 2015-2019. 2019-tal i parentes er opgørelser uden indtag, der kun er analyseret for chlorothalonilamidulfonsyre og chlorothalonilamidbenzoesyre. Hvert år bygger på data fra års-specifikke udtræk fra Jupiter.

| Vandværksindtag | 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 |
| 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* |
| 2016 | 1.842* | 465* | 53* | 5* | 25,2* | 2,9* | 0,3* |
| 2015 | 1.370* | 372* | 50* | 3* | 27,2* | 3,6* | 0,2* |
| 2015-2019 | 6.444 | 2.092 | 563 | 103 | 32,5 | 8,7 | 1,6 |

*Opgjort for boringer i stedet for indtag.

Fundandelene er tilsyneladende lavere end rapporteret for 2018, hvilket skyldes, at et stort antal indtag i 2019 blev testet for CTAS (chlorothalonilamidulfonsyre). Mange indtag blev kun testet for dette ene stof og oftest uden fund, hvilket i 2019 "fortyndede" de sædvanlige pesticidanalyser omfattet af analyseprogrammet i boringskontrollen, så den samlede fundprocent opgjort for alle pesticider blev lavere i 2019 end i 2018. Tabel 2 viser derfor også i parenteser, at fundandelene og overskridelse af kravværdien var højere end de forudgående år pga. DPC og/eller DMS, når indtag, der kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre, tages ud af beregningerne.

Figur 9 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2019. Fundandele og overskridelser af kravværdien er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden, men der er enkelte fund og overskridelser af kravværdien i borer, som har filtertop dybere end 100 m u.t.



Figur 9. Vandværksboringer. Pesticidstoffers dybdefordeling for indtag prøvetaget i 2019. 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 overkanten af filteret. 2019-opgørelsen er uden indtag, der kun er analyseret for chlorothalonilamidulfonsyre og chlorothalonilamidbenzoesyre.

De hyppigst fundne pesticider i grundvandsovervågningen og vandværksindtag

Tabel 3 viser de 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2019 i grundvandsovervågningen og vandværks-indtag. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer fremgår af Tabel 13 i kapitel 5.

Desphenylcloridazon (DPC) var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO i 2019, idet stoffet blev påvist i 25,7 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kravværdien i 12,4 % af de undersøgte indtag. I vandværksboringer blev DPC påvist i 22,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kravværdien i 6,7 % af de undersøgte indtag. DPC og MDPC er nedbrydningsprodukter fra det nu forbudte herbicid chloridazon, som overvejende blev brugt i bederoer (sukkerroer og foderroer).

N,N-dimethylsulfamid (DMS) var i 2019 det hyppigst påviste pesticid i vandværksboringerne med fund i 28,6 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 7,4 % af de undersøgte indtag. Moderstofferne har været brugt både som sprøjtemiddel i frugt- og bærproduktion og som biocid i udendørs maling og træbeskyttelse. I 2019 kom DMS på grundvandsovervågnings obligatoriske liste, hvor DMS blev påvist i 23,8 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kravværdien i 3,2 % af de undersøgte indtag. De lavere fundandele i GRUMO-indtag sammenlignet med vandværksindtag skyldes sandsynligvis, at GRUMO-indtag fortrinsvis ligger i det åbne land, og derfor kun i mindre omfang overvåger udvaskningen af DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

Tabel 3. GRUMO & Vandværksboringer. De 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2019 i grundvandsovervågningens indtag og vandværksindtag, der var aktive i 2019. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også Bilag 5 og 6.

| Grundvandsovervågning 2019 | | | Vandværksindtag 2019 | | |
|-----------------------------------|---------------|----------------|-----------------------------------|---------------|----------------|
| Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % | Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % |
| DPC (desphenylchloridazon) | 25,7 | 12,4 | DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 28,6 | 7,4 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 23,8 | 3,2 | DPC (desphenylchloridazon) | 22,5 | 6,7 |
| 1,2,4-triazol | 16,1 | 2,9 | BAM (2,6-Dichlorbenzamid) | 15,8 | 1,5 |
| MDPC (methyldesphenylchloridazon) | 15,1 | 4,4 | Dimethachlor ESA ^a | 9,0 | 2,1 |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 11,1 | 2,8 | MDPC (methyldesphenylchloridazon) | 5,0 | 0,8 |

^a Kun analyseret i 234 indtag.

1,2,4-triazol blev i 2019 påvist i 16,1 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kravværdien i 2,9 % af de undersøgte indtag. I vandværksboringer blev 1,2,4-triazol i 2019 påvist i blot 1,3 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kravværdien. Fund og overskridelser er dermed langt mindre i vandværksboringer 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-stoffer, oftest fungicider. Moderstofferne anvendes både som sprøjtemidler, bejdsemidler i landbruget og som biocid i maling og træbeskyttelsesmidler.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) har historisk set været et af de hyppigst påviste nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen og vandværksindtag. I 2019 blev BAM påvist i 11,1 % af de undersøgte indtag i grundvandsovervågningen med overskridelse af kravværdien i 2,8 % af indtagene. Fundandelen var større i vandværksindtagene, hvor BAM blev påvist i 15,8 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kravværdien i 1,5 % af indtagene. BAM udviser faldende fundandele over de seneste 20 år.

Chloroacetaniliderne er en gruppe herbicider med samme grundstruktur. Per 1. november 2019 kom nedbrydningsprodukterne alachlor ESA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, metazachlor ESA, metazachlor OA og propachlor ESA på boringskontrollens obligatoriske liste. I vandværkernes indtag var dimethachlor ESA det hyppigst fundne chloroacetanilid med fund i 9,0 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 2,1 %, men fundprocenterne er betydeligt lavere i efterfølgende opgørelser fx GEUS' kvartalsopgørelse for boringskontrollen for 2020. Det næsthypigste chloroacetanilid var metazachlor ESA med fund i 2,8 % af de undersøgte vandværksindtag og overskridelse af kravværdien i 1,4 %. Metazachlor har aldrig været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. Datagrundlaget er spinkelt med få analyserede indtag, så fundandelene kan ændre sig efterhånden som flere indtag bliver testet.

1.4 Organiske mikroforureninger

Indledning

Organiske mikroforureninger er en meget forskelligartet stofgruppe med mange forskellige detektionsgrænser og kravværdier, afhængig af stoffets kemiske struktur. 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. Det stofferne har til fælles er, 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 halogenerede alifatiske kulbrinter samt de per- og polyfluorerede forbindelser (PFAS), se kapitel 6.

Datagrundlag

I denne rapport indgår analyser for organiske mikroforureninger fra perioden 1990-2019 udtaget i indtag fra to forskellige typer af borer: GRUMO- og vandværksboringer. Grundvandsovervågningen omfatter for hver programperiode et antal udvalgte stoffer. Dette års rapport beskriver analyseresultater indsamlet i perioden 2017-2019, altså de første tre år af den nuværende programperiode. Da et indtag typisk undersøges for indhold af organiske mikroforureninger én gang i en programperiode, vil opgørelsen kun inkludere en delmængde af de aktive GRUMO-indtag. For PFAS gælder, at der i programperioden er planlagt prøvetagning af ca. 600 af de godt 1000 aktive indtag, og her udgør de prøvetagne indtag en lavere andel (ca. 35 %) af det totale GRUMO-stationsnet end det er tilfældet for de halogenerede alifatiske kulbrinter (ca. 75 %).

Ved vandværkernes boringskontrol afhænger valget af analyseparametre af, hvilke formodede eller kendte risici for forurening af grundvandet, der optræder indenfor de enkelte vandværkers indvindingsoplande. For at tilpasse datasættet til kontrolhyppigheden for vandværksboringer bygger opgørelserne i denne rapport på data fra perioden 2015-2019, idet alle aktive vandværksboringer skal analyseres mindst én gang i en femårs periode. Hvis der er potentielle forureningskilder i oplandet, kan analyseprogrammet udvides ud over det obligatoriske. Andelen af fund såvel som overskridelser af grænseværdier kan derfor ikke forventes at være repræsentative for det danske grundvand generelt.

Grundvandsovervågningen

Indholdet af de enkelte organiske mikroforurenings-stoffer lå under detektionsgrænsen (DG) for langt den overvejende del af indtagene. 11 af de 19 undersøgte stoffer havde en fund-procent over 1 % med chloroform som det absolut hyppigst fundne stof (10,0 % af de undersøgte indtag). Mange af chloroformfundene i grundvandsovervågningen anses dog ikke som udtryk for forurening, da chloroform som det eneste af de undersøgte stoffer kan dannes naturligt. Blandt de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter er fundværdierne lave (0-1,4 %) og andelen med overskridelser af kravværdien meget lave (0-0,5 %). 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 analyseres i GRUMO.

8 af de 11 stoffer med fund-procenter over 1 % tilhører gruppen PFAS. Ses PFAS som en samlet gruppe, var disse de hyppigst fundne (44 af 372 undersøgte indtag svarende til 11,8 %). I 82 % af indtagene med fund af PFAS var koncentrationen mindre end 1/10 af kravværdien. Den PFAS-forbindelse, der blev fundet hyppigst, var 6:2 FTS (3,8 %) efterfulgt af PFOA (3,2 %) og PFBA (3,0 %). Fundene af PFAS er spredt rundt i landet, dog uden fund på Fyn og i det sydøstlige Jylland. Antallet af indtag, som er undersøgt for indhold af PFAS, er imidlertid så begrænset, at dette kan være tilfældigt.

Vandværksboringer

I perioden 2015-2019 er der i vandværksboringerne analyseret for 118 forskellige stoffer, i et meget forskelligt antal borer (fra 1 til 2.548). 88 af de undersøgte stoffer er analyseret i mindst 10 borer. Kun stoffer med fund i mindst 10 borer behandles i rapporten. Ud af de 88 stoffer, som blev undersøgt i mindst 10 borer, blev de 24 fundet i mindst 10 borer med fundprocenter mellem 0,5 og 39.

Tabel 4, viser hvilke organiske mikroforureninger (herunder summer og samleparametre), der er fundet i mere end 2 % af de undersøgte borer. Tabellen er et udsnit af Tabel 17 i kapitel 6.

Anioniske detergenter er absolut den parameter (sumparameter) indenfor de organiske mikroforurenninger, der har den største fundprocent (39 %). Koncentrationen ligger langt under de tilladte 100 µg/l i hovedparten af de undersøgte vandværksboringer. Som det blev diskuteret i forrige GRUMO-rapport 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. Anioniske detergenter er da også pr. oktober 2017 fjernet fra drikkevandsbekendtgørelsen.

Det næstmest hyppigt fundne stof var cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE), der blev fundet i 90 boringer (3,9 %). Cis-DCE er et nedbrydningsprodukt fra de to chlorerede opløsningsmidler trichlorethylen (TCE) og tetrachlorethylen (PCE), som i øvrigt er de stoffer, der blev fundet i 3. og 6. flest antal boringer. Cis-DCE ophobes ofte ved nedbrydning af TCE og PCE og udgør ofte den største trussel mod grundvandskvaliteten fra punktkildeforureninger med chlorerede opløsningsmidler. Cis-DCE nedbrydes til vinylchlorid, som optræder som det ottende-hyppigste fundne stof. Kravværdien for vinylchlorid er på grund af den højere giftighed lavere end for de øvrige stoffer i gruppen af chlorerede alifatiske kulbrinter. Kravværdien overskrides i 0,5 % af tilfældene, hvilket er på samme niveau som overskridelsesandelen for dets moderstoffer PCE, TCE og cis-DCE.

Tabel 4. Vandværksboringer. Stoffer i gruppen Organiske mikroforureninger påvist i mindst 10 aktive vandværksboringer i perioden 2015-2019 og påvist i mere end 2 % af boringerne, sorteret efter fundandel. Det totale antal undersøgte boringer er angivet sammen med fordelingen af antal og andel boringer \geq detektionsgrænsen (DG) for boringer med mindst ét fund eller $>$ kravværdien (KV) for boringer med mindst én overskridelse af KV. Kravværdien for perfluorerede stoffer gælder kun sum PFAS.

| Stofnavn | KV ($\mu\text{g/l}$) | Boringer antal | | | Boringer andel (%) | |
|---------------------------------|---------------------------|----------------|-----------|--------|--------------------|--------|
| | | I alt | \geq DG | $>$ KV | \geq DG | $>$ KV |
| Anioniske detergenter | 100 | 890 | 349 | 1 | 39,2 | 0,1 |
| AOX (adsorberbart org. halogen) | Ingen KV | 40 | 12 | - | 30 | - |
| MTBE | 5 | 974 | 65 | 0 | 6,7 | 0 |
| Sum PFAS | 0,1 | 706 | 41 | 0 | 5,8 | 0 |
| 1,1-dichlorethan | 1 | 629 | 34 | 5 | 5,4 | 0,8 |
| Xylen | 5 | 493 | 21 | 0 | 4,3 | 0 |
| Cis-1,2-dichlorethylen | 1 | 2280 | 90 | 17 | 3,9 | 0,7 |
| Vinylchlorid | 0,5 | 978 | 38 | 5 | 3,9 | 0,5 |
| Trichlorethylen | 1 | 2325 | 88 | 14 | 3,8 | 0,6 |
| PFOA (perfluoroktansyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 706 | 25 | 0 | 3,5 | 0 |
| Toluen | 5 | 2253 | 63 | 0 | 2,8 | 0 |
| PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 685 | 18 | 0 | 2,6 | 0 |
| Tetrachlorethylen | 1 | 2327 | 55 | 8 | 2,4 | 0,3 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 704 | 14 | 0 | 2 | 0 |

Såvel fundprocent som andelen af indtag med overskridelser af kravværdien er markant lavere for vinylchlorid i forhold til sidste opgørelsesperiode (2013-2017, Thorling mfl., 2019), med et fald fra 1,4 til 0,5 % af de undersøgte boringer med en overskridelse af kravværdien for vinylchlorid. Dette må enten hænge sammen med et reelt fald i forurening med vinylchlorid, eller med at boringer med overskridelse af vinylchlorid er identificeret og lukket indenfor de sidste 7 år. Det sidste virker mest sandsynligt, da moderstofferne til vinylchlorid har været anvendt gennem mange år og vinylchlorid og dets moderstoffer samtidig har en lang levetid i grundvandet. Det er derfor næppe således, at det danske grundvand generelt har oplevet et stort fald i indholdet af vinylchlorid siden sidste opgørelse.

Ses på chlorerede opløsningsmidler under ét (chloroform undtaget), var der fund i 184 ud af 2.427 undersøgte vandværksboringer (7,6 %) og en overskridelse af kravværdien i 38 vandværksboringer (1,6 %). Langt de fleste overskridelser, og også de fleste boringer med fund, ligger i Hovedstadsområdet.

Ingen andre stoffer eller stofgrupper end chlorerede opløsningsmidler og anioniske detergenter blev fundet i koncentrationer over kravværdien i vandværksboringer i perioden 2015-2019. PFAS-forbindelser blev dog fundet i 41 ud af 706 undersøgte boringer, men altså i alle tilfælde under kravværdien på 0,1

µg/l, som sum af 12 PFAS-forbindelser. Middelværdien for summen af de 12 PFAS-forbindelser i de 41 boringer med fund var 0,014 µg/l og medianværdien 0,006 µg/l, begge betydeligt under den nuværende kravværdi. Ses på enkeltstoffer var PFOA med 25 fund den hyppigst fundne PFAS-forbindelse med en maksimal koncentration på 0,013 µg/l.

Generelt er både fundprocent og koncentration af PFAS-forbindelser i både GRUMO og vandværksboringer lav i forhold til det, som blev indrapporteret fra andre EU-lande i en nyligt publiceret sammenfatning (EU,2020 Groundwater Watch list). Årsagen til dette er ikke umiddelbart indlysende. De hyppigst fundne PFAS-forbindelser i vandværksboringer er til gengæld generelt lig de hyppigst fundne i andre EU-lande, mens PFAS-profilen ser anderledes ud i GRUMO-indtagene. Dybdefordelingen og den geografiske fordeling af PFAS-fund var også forskellige i GRUMO-indtagene og vandværksboringerne. Disse forskelle mellem de to overvågningstyper er umiddelbart vanskelige at forklare, og bør følges fremover for bedre at forstå den reelle forekomst af PFAS i det danske grundvand.

1.5 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. Den simple kemiske forbindelse cyanid (CN) indgår også 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.

Datagrundlag

I denne rapport indgår uorganiske sporstofanalyser fra perioden 1990-2019 fra indtag fra to forskellige typer af boringer: GRUMO- og vandværksboringer. Sporstoffer målt i GRUMO-indtag rapporteres for 2019 og for del-programperioden 2017-2019, mens data fra vandværkernes boringskontrol rapporteres for 2019 og den 5-årige periode 2015-2019. En komplet oversigt over uorganiske sporstoffer, der er blevet analyseret i grundvandsovervågningen samt antal prøver og måleperioder fremgår af bilag 3.2.

Table 5. GRUMO & Vandværksboringer. Analyseparametre for 2017-2021 for uorganiske sporstoffer i grundvandsovervågningen og obligatoriske stoffer i boringskontrollen for vandværksboringer (drikkevandsbekendtgørelsen).

| Uorganiske sporstoffer | GRUMO | Vandværksboringer ^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.

Tabel 5 viser hvilke analyseparametre, der pt. indgår i overvågningsprogrammet for grundvand for programperioden 2017-2021, samt hvilke parametre, der indgår ved overvågning af grundvandskvaliteten i vandværksboringerne i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol (drikkevandsbekendtgørelsen). Prøvetagningsfrekvensen i såvel GRUMO som i vandværksboringerne varierer fra årlige prøver til én prøve hvert 5 år.

Grundvandsovervågning

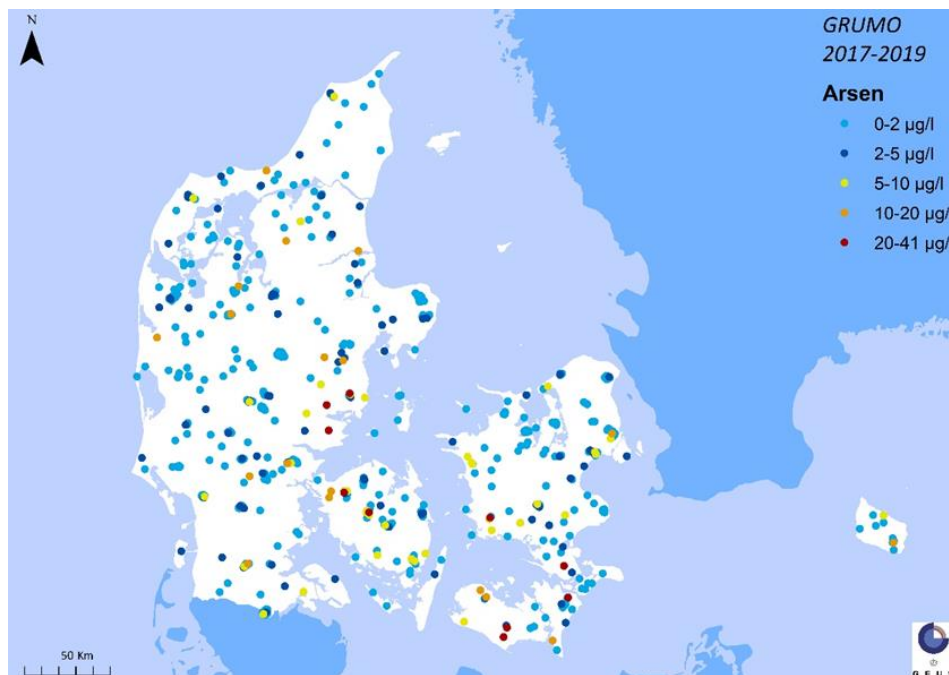
I 2019 er 110 GRUMO-indtag analyseret for stofferne aluminium, arsen, beryllium, bly, bor, cadmium, kobber, nikkel og zink mens 107 GRUMO-indtag er analyseret for jod. Der er i 2019 konstateret overskridelser af kravværdien for drikkevand for fem stoffer: aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af indtag med overskridelsen af kravværdien udgør 26 % for aluminium, 3,6 % for arsen, 1,8 % for bly, 0,9 % for bor og 17 % for nikkel.

Disse fem stoffer er de eneste, hvor der er konstateret overskridelser af kravværdien i perioden 2017-2019. Andelen af overskridelsen af kravværdien i perioden er 6,4 % for aluminium, 8,1 % for arsen, 0,7 % for bly, 0,9 % for bor, og 4,0 % for nikkel. Overskridelserne er fundet i sammenlagt 150 indtag, svarende til 17 % af de undersøgte indtag. I 22 indtag (2,5 %) overskrideres kravværdien for to af de målte stoffer (aluminium i kombination med bly, cadmium og nikkel eller arsen i kombination med aluminium, bor og nikkel). I 2 indtag (0,2 %) overskrideres kravværdien for tre af de målte stoffer (aluminium og nikkel i kombination med arsen/bly).

For perioden 2017-2019 var indholdet af kobber og zink under kravværdien for drikkevand i alle GRUMO-indtag.

Arsen

I hovedrapporten, kapitel 7, er fire stoffer beskrevet uddybende, nemlig arsen, nikkel, kobber og zink. Arsen er det sporstof, hvor koncentrationen i GRUMO-indtag hyppigst overskrider kravværdien for drikkevand. Arsen forekommer naturligt i en række mineraler, fx arsenpyrit (Arsenkis, FeAsS) og andre sulfider. Mobiliteten af arsen er begrænset af dets stærke binding til ler, jernoxid/hydroxider og organisk stof. Oxidations/reduktionsprocesser er ligeledes stærkt styrende for mobiliteten af arsen i jordlagene. Iltfattigt grundvand indeholder som hovedregel mere arsen end iltholdigt grundvand.



Figur 10. GRUMO. Arsenkoncentrationer i 875 GRUMO-indtag i perioden 2017-2019. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

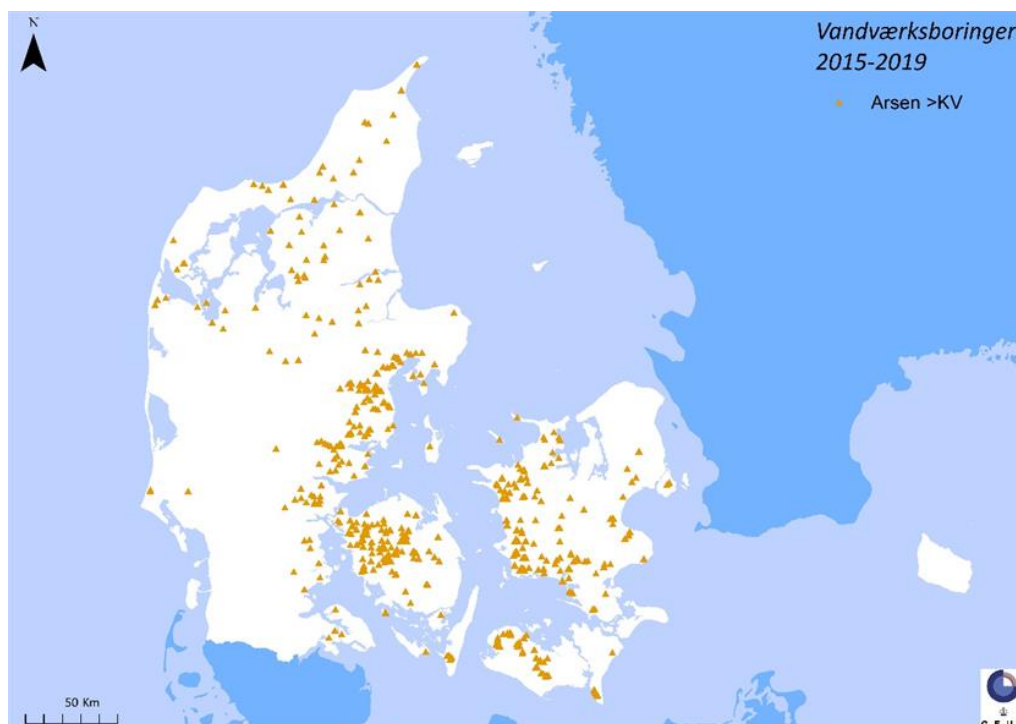
Figur 10 viser, at arsen i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019 optræder i koncentrationer under kravværdien (KV) for drikkevand (5 µg/l) jævnt fordelt over hele landet. Grundvand med naturligt højere koncentrationer af arsen findes rundt om på Sjælland, på Falster og Lolland, i den vestlige del af Fyn og fra Horsens til Århus, samt spredt i resten af Jylland.

Vandværksboringer

For 2019 er der indberettet analyser for uorganiske sporstoffer fra 1.594 vandværksboringer. Hovedparten af boringerne er analyseret for de obligatoriske stoffer: arsen, barium, bor, kobolt og nikkel (drikkevandsbekendtgørelsen). Ud af de 1.594 vandværksboringer er der fundet overskridelse af kravværdien (KV) for ét eller flere stoffer i 253 boringer, svarende til 16 %. En samtidig overskridelse på to stoffer (nikkel med arsen eller kobolt) og tre stoffer (bor, kobolt og nikkel) forekommer i henholdsvis 3,5 % og 0,3 % af boringerne. I de 243 boringer med en enkelt overskridelse, skyldtes dette oftest arsen (80 %), nikkel (10 %) og aluminium, bor og kobolt (samlet 10 %).

For perioden 2015-2019 er der indberettet analyser for uorganiske sporstoffer for 6.181 vandværksboringer. Hovedparten af boringerne er analyseret for de obligatoriske stoffer: arsen, barium, bor, kobolt og nikkel (drikkevandsbekendtgørelsen). Desuden er et større antal boringer analyseret for strontium (indvinding fra skrivekridt) og aluminium (hvis pH <6). Ud af de 5.966 vandværksboringer er der fundet overskridelse af kravværdien for ét eller flere stoffer i 890 boringer, svarende til 14 %. Der er overskridelser af kravværdien for arsen (12 %), nikkel (1,7 %), kobolt (0,7 %), bor (0,4 %) og aluminium (0,5 %).

Figur 11 viser den geografiske fordeling af vandværksboringer 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 ned til Kolding. Desuden findes en del boringer med høje indhold af arsen i Himmerland og Vendsyssel.



Figur 11. Vandværksboringer. Arsenkoncentrationer over kravværdien (KV) for drikkevand (5 µg/l) i 760 vandværksboringer i 2015-2019. I de fleste tilfælde vil optimeret indvinding og behandling af grundvandet på vandværket nedbringe indholdet af arsen væsentligt.

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.

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 vandværkernes boreringskontrol 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*

I 2019 er der gennemført kontrolovervågning, dvs. at alle GRUMO-indtag på nær indtagene i redoxboringerne er blevet prøvetaget. I alt er ca. 1.050 indtag prøvetaget i 2019.

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 med 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 afrapportere efter EU-direktiver.

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

Tabel 6 giver et overblik over de forskellige programperioder siden overvågningens start og giver referencerne til programbeskrivelserne gennem tiden. Programbeskrivelserne, aktuelt NOVANA 2017-21, indeholder oplysninger om de fastlagte strategier for Grundvandsovervågningen i de respektive perioder, herunder om GRUMO-stationsnettet (se appendiks 2) og hvordan overvågningsdata fra de enkelte typer af stationer anvendes.

Tabel 6. 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 |
| (2007-2009) | | (3) | Midtvejsrevision | DMU, 2007a,b |
| 2010 | NOVANA | 1 | Forlængelse 1 år | DMU 2010a,b |
| 2011-2015 | NOVANA 2011-2015 | 5 | | Naturstyrelsen, DMU & GEUS, 2011 |
| 2016 | NOVANA | 1 | Forlængelse 1 år | Naturstyrelsen & DCE, 2016 |
| 2017-2021 | NOVANA 2017-2021 | 5 | | Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017 |

2.1 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 vandforekomster, beskyttede områder som fx. badevandsområder, omfattet af § 16 i lov om vand-planlægning, og for internationale naturbeskyttelsesområder. Bekendtgørelsen indeholder også bestemmelser om klassificering af vandforekomster og om vurdering af forekomsternes tilstand. Bekendtgørelsen er grundlaget for NOVANA 2017-21, herunder delprogrammerne GRUMO og LOOP.

Overvågningsbekendtgørelsen gennemfører bl.a. bestemmelser i 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. 1070 af 28. oktober 2019 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (drikkevandsbekendtgørelsen) fastsætter reglerne for de kravværdier, som drikkevand skal opfylde, og hvordan det kontrolleres, at kravværdierne overholdes. Denne kontrol omfatter både kontrol af det drikkevand, der leveres ved forbruges taphane og kontrollen af det råvand, der indvindes fra vandværksboringerne (boringskontrollen). Drikkevandsbekendtgørelsens bilag indeholder de stoffer, som de almene vandforsyninger som minimum skal sørge for at analysere drikkevandet og råvandet for.

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.

Bemærk, at ved gennemførelse af 2019-overvågningen, der afrapporteres her, gjaldt også en tidligere udgave af drikkevandsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 524 af 1. maj 2019 og bekendtgørelse nr. 1068 af 23. august 2018. Det betyder at overvågning er gennemført efter den bekendtgørelse og de tilknyttede bilag, som var gældende på daværende tidspunkt. Det er angivet, hvor dette har betydning, dvs. at overvågningen er gennemført efter andre regler end de nugældende.

Analysekvalitetsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1071 af 28. oktober 2019 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 (analysekvalitetsdirektivet).

Bemærk, at ved gennemførelse af 2019-overvågningen, der afrapporteres her, også gjaldt en tidligere udgave af analysekvalitetsbekendtgørelsen, bekendtgørelse 974 af 27. juni 2018.

2.2 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 vandforsynings 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 6), 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 nitratindhold 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 hvordan dette er håndteret, 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 bekæmpelsesmidlernes aktivstoffer og aktivstofferne 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 såkaldte bekæmpelsesmiddelforordninger:

- 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
- 3c) 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, og bekendtgørelse nr. 2281 af 29. december 2020 om bekæmpelsesmidler, § 2, nr. 14.

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

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, og bekæmpelsesmiddelbekendtgørelsen, § 2, nr. 14.

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 bekæmpelsesmiddel-forordningernes definitioner af henholdsvis "plantebeskyttelsesmiddel" og "biocidholdigt produkt".

Aktivstoffer og nedbrydningsprodukter

Grundvandsovervågningen er ikke rettet mod forekomsten af bekæmpelsesmidlerne, men mod forekomsten af de aktive stoffer i bekæmpelsesmidlerne og disse aktive stoffers 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, 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 pesticid-stoffer for aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og aktivstofferne nedbrydningsprodukter.

En række kemiske stoffer har været anvendt og/eller anvendes som aktivstof i begge grupper af bekæmpelsesmidler, altså både i 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 bekæmpelsesmidler 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.

Kravværdier

For bekæmpelsesmidlers aktivstoffer og aktivstoffers relevante nedbrydningsprodukter er kravværdierne "drikkevandskvalitetskrav" og "grundvandskvalitetskrav" fastsat. I Danmark anses alle aktivstoffer-ers nedbrydningsprodukter med enkelte undtagelser som relevante, dette er ikke tilfældet i andre EU-lande.

Drikkevandskvalitetskrav for bekæmpelsesmidlers aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter er fastsat i drikkevandsbekendtgørelsens § 4, jf. bilag 1c. 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 de 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 bekæmpelsesmidler, der anvendes mod uønskede planter (ukrudt), insekter, svamp, (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 bekæmpelsesmidler og for aktivstofferne nedbrydningsprodukter.

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 bekæmpelsesmidlers 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 forurenset grundvandet i ikke ubetydeligt omfang. Det vurderes 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 bilag 3.4. er der redegjort for hvilke aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og hvilke aktivstoffers nedbrydningsprodukter, der er analyseret for i GRUMO og i boringskontrollen i perioden 1989-2019. Det fremgår heraf, at i årene 1989 – 2016 er det især plantebeskyttelsesmidlernes aktivstoffer og disse stoffers nedbrydningsprodukter, der er analyseret for.

Afrapportering til EU efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet

Data fra vandværkernes 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 6. år udarbejde vand-områdeplaner. 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 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 målsætninger 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

2016 og dækker perioden 2012-2015. (Miljøstyrelsen, 2016). Næste rapportering (2016-2019) ventes offentliggjort februar 2021.

Nitratudirektivet 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.

DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.

DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.

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, 2003: Udkast til teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen, version 3 af 2. dec. 2003. https://www.geus.dk/media/6778/midlertidig_anvisning_2003.pdf (21-1-2021)

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

Hansen, B., Rasmussen, B.B., Sivertsen, J., Sørensen, E., Kristoffersen, V. & Christensen, K.S., 2010: Faglig vurdering af grundvandsboringer og pejleboringer i Landovervågningen (LOOP). Særudgivelse fra GEUS.

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, 2013a: Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice in Denmark. Report to the European Commission for the period 2008-2011. (83 pp)

Miljøstyrelsen, 2016: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2012-2015 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). September 2016.

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> (21.01.2021)

Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (21.01.2021)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (21.01.2021)

Andre henvisninger

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 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352

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.

Qevauviller, P., 2005: Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. J. environmental monitoring, 2005, vol. 7 pp 89-102.

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 (21.01.2021)

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (21-1-2021)

Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018. www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf (11.01.2019)

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 (21.01.2021)

Thorling, L. & Sørensen, B.L., 2014: Grundvandets kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metode-valg. GEUS-rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/7935/lthorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (21.01.2021)

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

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, 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-momslag.pdf> (21.01.2021)

Trolborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS-rapport 2020/1

Relevante hjemmesider og links

EEA hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (21.01.2021)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (21.01.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncentre for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (21.01.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (21.01.2021)

NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF (21.01.2021)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (21.01.2021)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (21.01.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (21.01.2021)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (21.01.2021)

3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram

Mængden af det grundvand, 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.

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 skal kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejle-tidsserier 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.

3.1 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 vandforsyningsanlæg (jf. indberetningerne af indvundne vandmængder). Derudover indvindes der på en række vandforsyninger til institutioner og små vandforsyninger (ikke almene vandforsyninger), som hver forsyner mindre end 10 ejendomme. Der er i Danmark registreret ca. 50.000 ikke almene vandforsyningsanlæg i Jupiter. Ca. 1.800 af disse anlæg har indberettet mængderne af deres vandindvinding mindst én gang siden 1989. For 2019 er der indberettet vandindvinding på omkring 665 af disse med en samlet indvinding på mindre end 4 mio m³.

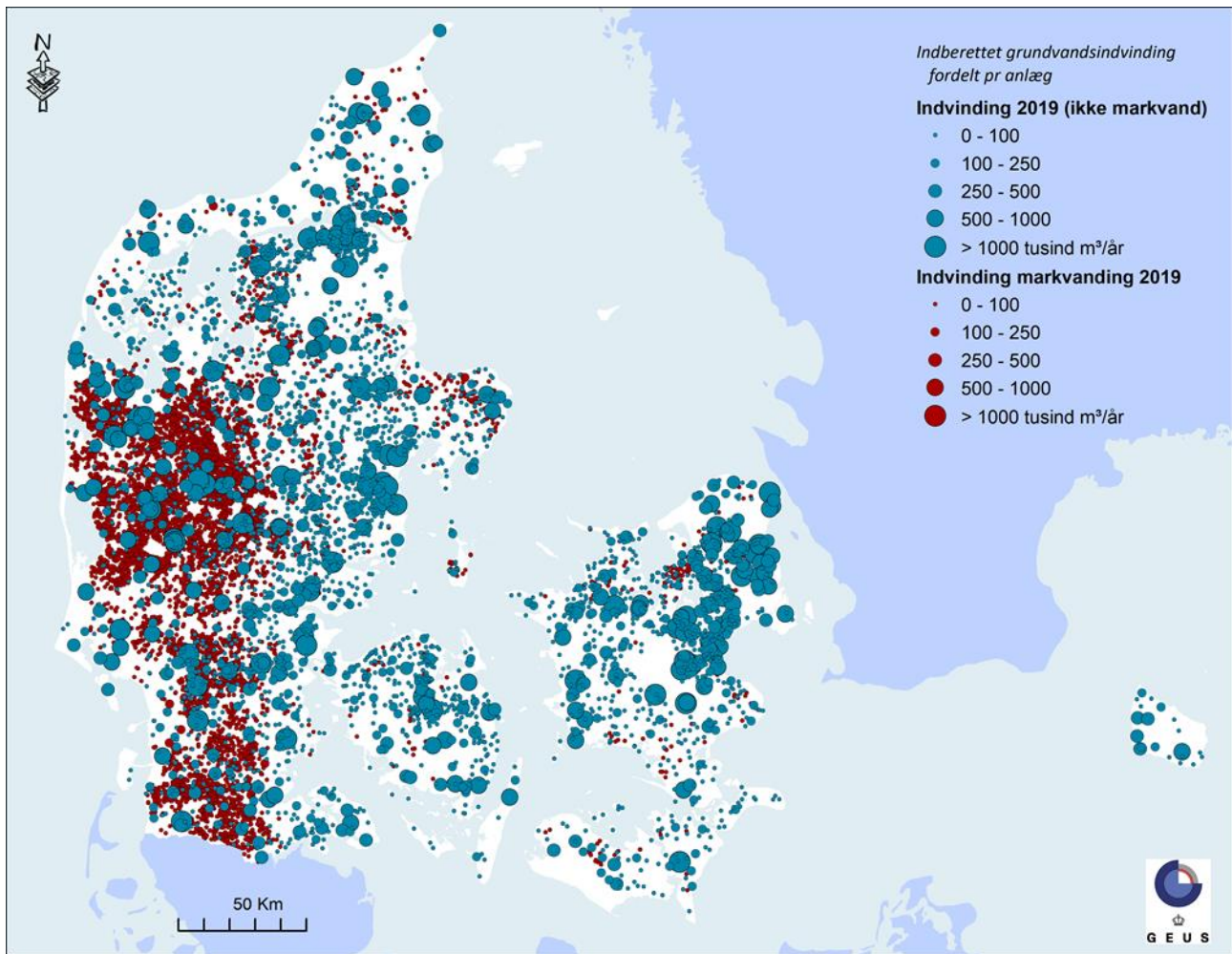
I Danmark anvendes den største andel af de indvundne vandmængder til drikkevandsforsyning, men der bruges også betragtelige mængder til andre formål, hvoraf markvanding udgør den største andel. Markvandingen er primært koncentreret vest for Hovedopholdslinjen i det vestlige og sydlige Jylland. Herudover anvendes grundvand til en lang række forskellige formål indenfor industri, institutioner, gartneri og dambrug. Samlet set blev der i 2019 indberettet vandindvinding fra 10.713 anlæg.

Figur 12 viser den geografiske fordeling af indberettede vandmængder for 2019 på anlægsniveau, opdelt i markvandingsanlæg og øvrige 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 forsynings sikkerheden, 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 nedbørsmængden 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.



Figur 12. Grundvandsindvinding i Danmark i 2019 fordelt på anlæg større end 1000 m³/år, med en signatur der angiver størrelsen af indvindingen. Rød signatur angiver markvandingsanlæg, mens blå signatur angiver de øvrige anlæg.

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 ændringerne i indvundne grundvands- og overfladevandmængde på såvel lokal som regional og national skala. Den miljømæssige påvirkning af den samlede indvinding i hvert hovedvandopland 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, 2020). Data i Jupiter er dynamiske, således forstået at fejlbehæftede indberetninger løbende bliver tilrettet. Typisk er der tale om at korrektion af indberettede vandmængder og/eller korrektion af formåls angivelser. Dette betyder, at data i Tabel 7 ikke vil være helt identiske med de tidligere rapporterede data, fx (Thorling mfl., 2019).

Tretten kommuner havde ikke indberettet indvindingsdata for 2019 inden tidsfristen 1. april 2020. 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

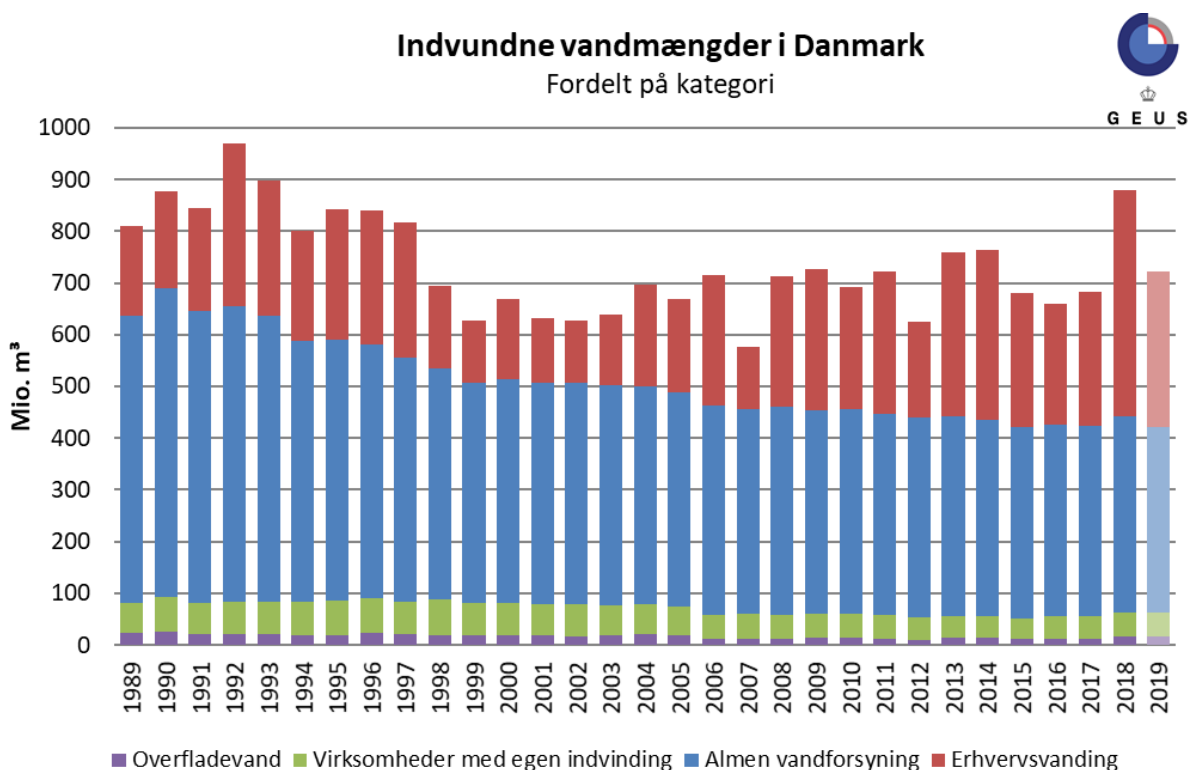
indberetninger de forudgående tre år. Samlet set vurderes der på denne baggrund at mangle indberetninger (data udtrukket 6. august 2020) af omkring 23 mio. m³ for 2019, svarende til ca. 7 % af de samlede indvindinger på vandværkerne, hvilket er på niveau med de seneste år.

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

Status og udvikling for vandindvinding

Figur 13 viser vandindvindingen for hele landet samlet og fordelt på fire hovedkategorier i perioden 1989-2019. Kategorierne er:

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



Figur 13. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2019 opdelt på almene vandværker, erhvervs vandning, industri og overfladevand. Data fra 2019 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

Indvindingen af overfladevand på 16 mio. m³ i 2019 er vanskelig at erkende i figuren og er ikke meget forskellig fra de forudgående år. Indberetningerne fra dambrug (opgjort i kategorien erhvervs vandning) vurderes at være behæftet med stor usikkerhed, og varierer betydeligt fra år til 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 7 viser de data, der ligger til grund for Figur 13. 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 360 mio. m³ i 2019.

Table 7. 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., 2019).

| Årstal | Almen vandforsyning | Erhvervsvanding | Virksomheder med egen indvinding | Overfladevand |
|--------|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|-------------------------|
| | Mio. m ³ /år | Mio. m ³ /år | Mio. m ³ /år | Mio. m ³ /år |
| 1989 | 554 | 175 | 59 | 23 |
| 1990 | 598 | 187 | 67 | 25 |
| 1991 | 564 | 200 | 60 | 21 |
| 1992 | 570 | 315 | 62 | 22 |
| 1993 | 552 | 263 | 63 | 21 |
| 1994 | 506 | 211 | 65 | 18 |
| 1995 | 506 | 251 | 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 | 404 | 252 | 47 | 12 |
| 2007 | 394 | 122 | 49 | 12 |
| 2008 | 402 | 253 | 47 | 11 |
| 2009 | 394 | 273 | 46 | 14 |
| 2010 | 395 | 238 | 47 | 13 |
| 2011 | 388 | 275 | 48 | 11 |
| 2012 | 386 | 187 | 43 | 10 |
| 2013 | 385 | 319 | 42 | 14 |
| 2014 | 380 | 328 | 40 | 15 |
| 2015 | 369 | 260 | 41 | 11 |
| 2016 | 370 | 235 | 43 | 12 |
| 2017 | 367 | 260 | 44 | 12 |
| 2018 | 379 | 437 | 47 | 16 |
| 2019 | 359 | 300 | 46 | 16 |

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien Erhvervsvanding) er for 2019 opgjort til 300 mio. m³, hvilket er lidt over medianen på 235 mio. m³ for hele perioden (1989-2019). Vandforbruget for virksomheder med egen indvinding udviser en svagt faldende tendens fra slutningen af 1990'erne og frem.

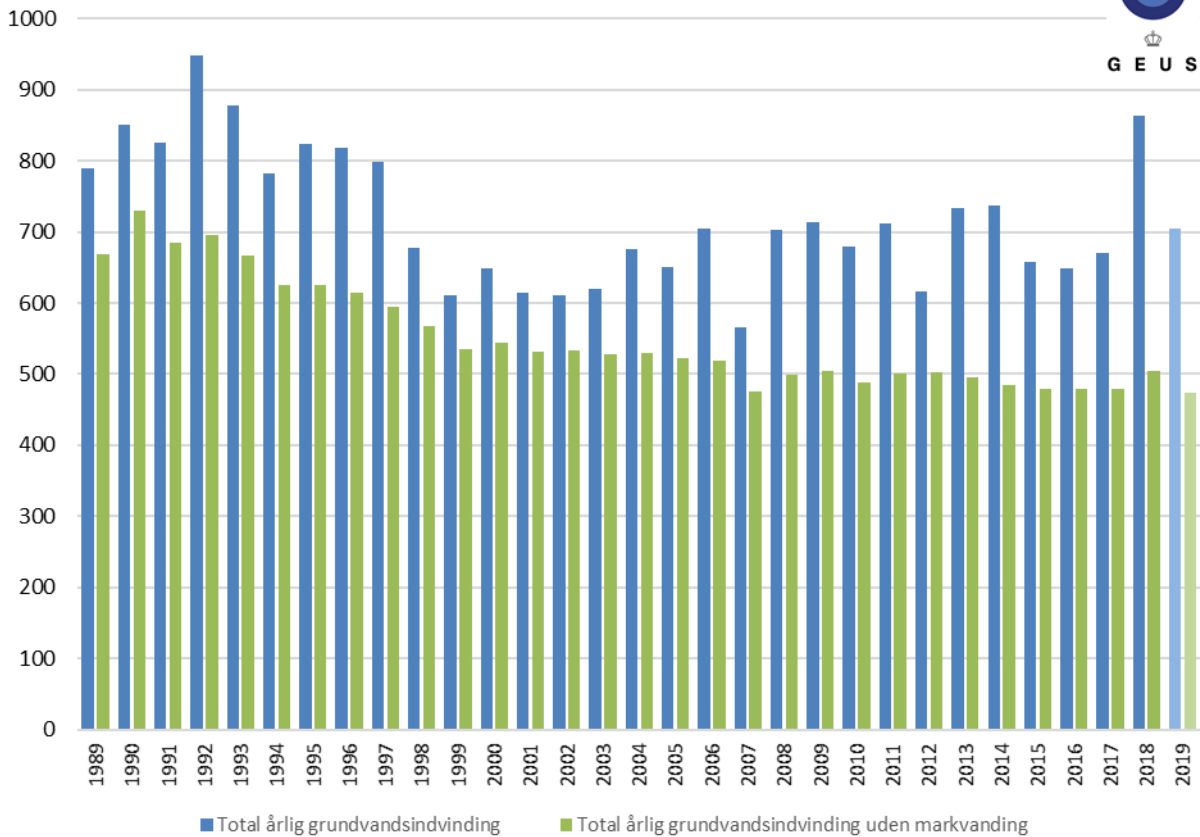
Status og udvikling for indvinding af grundvand

Figur 14 viser de totale indvundet mængder grundvand i perioden 1989-2019 med blå søjler, mens de grønne søjler viser samlet mængde indvundet grundvand uden markvanding. Indvinding til markvanding udviser store variationer fra år til år, da behovet 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 2019 opgjort til 473 mio. m³/år, mens den for 1990 er opgjort til ca. 700 mio. m³/år.

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

Grundvandsindvinding 1999 - 2019



Figur 14. Den totale årlige grundvandsindvinding med og uden markvanding (1989-2019) baseret på indberettede data. Data fra 2019 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

I alt er der i 2019 indberettet grundvandsindvindinger på 705 mio. m³, når markvandingen medregnes, hvilket er på niveau med medianen for de seneste 10 år (693 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 14. En gennemgang af de årlige opgørelser i grundvandsovervågningen viser, at da også at tallene de seneste 5-10 år, specielt for kategorien almene vandværker, 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 viser, at der er betydelige variationer i kvaliteten af data-indberetningen 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 markvandingsformål. 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 meget betragtelige andele af indvindingen på såvel lokal som national skala.

3.2 Det nationale pejleprogram

Indledning og målsætning

Det nationale pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden i grundvandsforekomsterne. Programmet skal således afspejle repræsentative variationer i grundvandsstanden og skal kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejleserier og enkeltmålinger af vandstanden.

Det nationale pejlestationsnet bliver i perioden 2010-2020 revideret for at give en bedre dækning af grundvandsforekomsterne og dermed dække kravene til den kvantitative overvågning i Vandrammedirektivet. Denne revision er dermed ikke endeligt afsluttet.

Pejledata er en indikator for udviklingen i grundvandsressourcens størrelse. Ændringer i ressourcens størrelse har betydning for den mængde grundvand, der kan indvindes til drikkevandsforsyning, markvanding, erhverv og andre formål, samt for den økologiske tilstand i enge, moser, vandløb og søer mv. Derudover anvendes pejledata i forbindelse med risikovurderinger og planlægning for fx oversvømmelsesrisiko i bebyggede områder m.m.

Datagrundlag

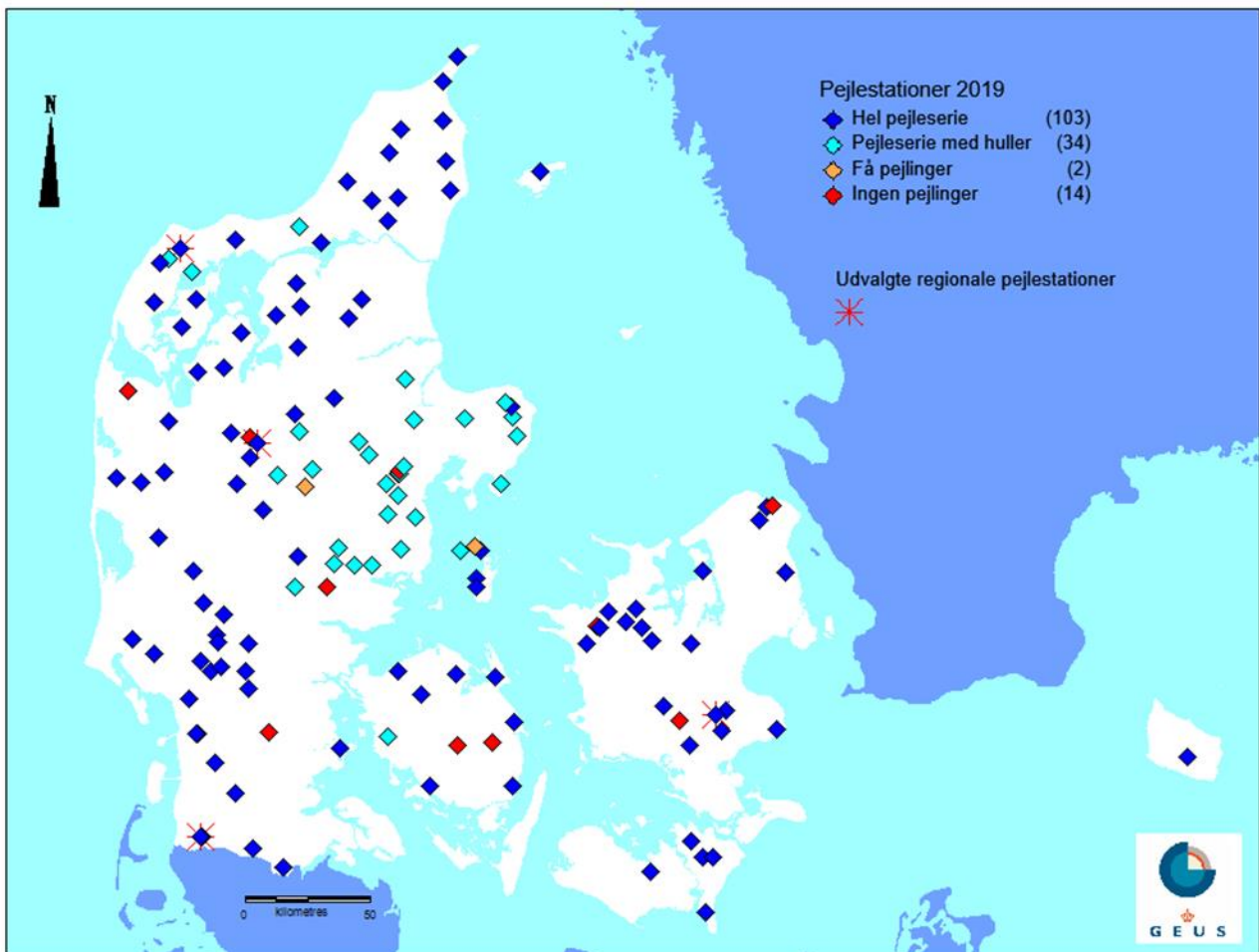
Grundvandsstanden registreres dagligt med dataloggere i de fuldt udbyggede pejlestationer tilknyttet overvågningsindtagene i det nationale pejlestationsnet. Tidligere, før dataloggernes tid, blev vandstanden registreret manuelt og med lavere hyppighed, hvilket i bedste fald var én gang månedligt.

Opmåling af referencepunkter og pejlinger af grundvandsstanden har fundet sted gennem mange årtier (i nogle tilfælde over 70 år), og kvaliteten af de indsamlede data er meget følsom over for ændringer i fx målepunkter, personale og målemetoder. Den meget lange tidshorisont udgør en udfordring mht. at fastholde en ensartet og sammenlignelig kvalitet i indsamlingen af data til pejletidsserier. Flere af tidsserierne i Det Nationale Pejleprogram har et forløb, der indikerer, at fejl i data er opstået ved fx ændringer i boringers referencepunkt eller udfald i en datalogger. For at udbedre dette foregår et løbende arbejde med at rette oplagte datafejl i dialog med Miljøstyrelsen.

For at fastholde en ensartet kvalitet, er der desuden udarbejdet tekniske anvisninger for indsamling af nye pejledata i felten og efterfølgende håndtering af data (Thorling, 2017 og Thorling, 2014), og der er fra 2014 etableret procedurer for supplerende kontrol af årets pejledata, der bl.a. omfatter en visuel kontrol af nye data og sammenligning med tidligere pejlinger.

Opgørelsen af udviklingen i vandstanden 2019 bygger på pejledata rapporteret af Miljøstyrelsen til Jupiter, og endelig kvalitetssikret 1.7.2020. I 2019 omfattede pejlestationsnettet i alt 153 indtag fordelt på 147 borer. Af disse blev 103 indtag logget automatisk gennem hele året, mens 34 indtag blev logget i hovedparten af året dog med kortere udfald, eller de mangler data for november og december 2019, der ikke var indberettet rettidigt. To indtag er pejlet i kortere perioder med logger eller manuelt nogle få gange i løbet af året, mens 14 ikke er pejlet i 2019.

Figur 15 viser et kort over pejlenettet i 2019. Det fremgår bl.a., at to pejlestationer på det centrale Fyn i 2019 ikke er blevet pejlet, hvilket iflg. Miljøstyrelsen skyldes tekniske problemer. I forhold til fordelingen af pejlestationer i det nuværende stationsnet skal det endvidere bemærkes, at der optræder større områder stort set uden pejlestationer, eksempelvis omkring og syd for København, i Trekantområdet, i det østlige Himmerland og omkring det sydfynske Øhav.



Figur 15. Beliggenhed af de 153 stationer, der indgik i Det nationale PejleNET 2019, inklusiv 4 regionalt udvalgte pejlestationer med lange tidsserier.

Udvikling af grundvandsstanden

Grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen fra nettonedbøren (nedbør minus fordampning, se appendiks 3) og mængderne af indvundet grundvand til forskellige formål, se kapitel 3.1. De seneste 100 år har årsnedbøren i Danmark været stigende (Mernild mfl. 2019), se appendiks 3, Figur 74.

I 2019 faldt der på landsplan 905 millimeter nedbør, hvilket er 113 millimeter eller 14 % over det seneste tiårs-gennemsnit (2006-2015; 792 mm). Således blev 2019 et vådt år. Især var september og oktober meget våde med en samlet nedbør på 260 mm mod gennemsnitligt 156 mm i perioden 2006-2015. Endvidere sås regionale forskelle med generelt mest nedbør i det vestlige Jylland, DMI (2020).

For at forstå udviklingen i grundvandetets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret indvinding og ændringer i nettonedbør og grundvandsdannelse. Da effekterne af variationer i grundvandsdannelsen (i klima og nedbør) forventes at kunne spores først i de overfladenære grundvandsmagasiner, er der i afrapporteringen særlig fokus på vandstandsudviklingen i disse magasiner og her især indtag som fremstår upåvirket af lokal indvinding.

På baggrund af en analyse af pejleseriernes kvalitet (Thorling mfl. 2016) blev der i 2016 udpeget fem terrænnære indtag (0-30 m u.t.) med lange tidsserier:

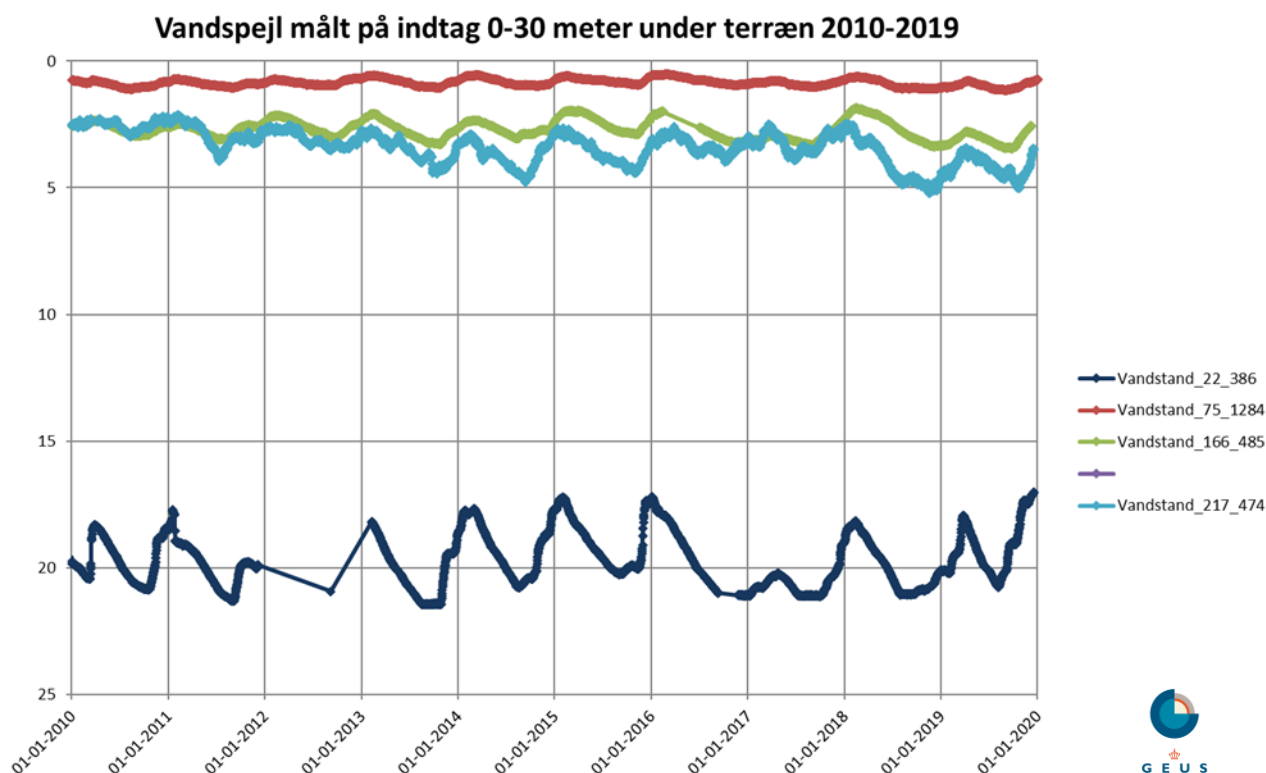
- Nordjylland DGU nr. 22.368 indtag 1 (Kalk/kridt, frit magasin).
- Midtjylland DGU nr. 75.1284 indtag 1 (Erstatning fra 2018, Sand, frit magasin)
- Sønderjylland DGU nr. 166.485 indtag 1 (Sand, frit magasin).
- Fyn DGU nr. 155.184 indtag 1 (Sand, spændt magasin) INGEN data i 2019
- Sjælland DGU nr. 217.474 indtag 1 (Erstatning 2019 Kalk/kridt, spændt magasin).

Imidlertid mangler der data fra 2019 for de udvalgte indtag på Fyn og på Sjælland. På Sjælland er der fundet et egnet indtag til erstatning, hvilket ikke umiddelbart har været muligt på Fyn, se Figur 15.

Vandstandsvariationerne i de udvalgte indtag i perioden 1960-2015 er beskrevet i Thorling mfl. (2016). Analysen af de lange pejletidsserier viser bl.a. effekten af 2 tidligere tørkeperioder i hhv. 1975-76 og 1996. Derudover er der eksempler på, at vandstanden er steget med op til 1-2 m siden 2000, formodentlig som følge af den øgede nedbør.

Figur 16 viser vandstandsvariationerne i perioden 2010-2019 for de 4 udvalgte regionale indtag.

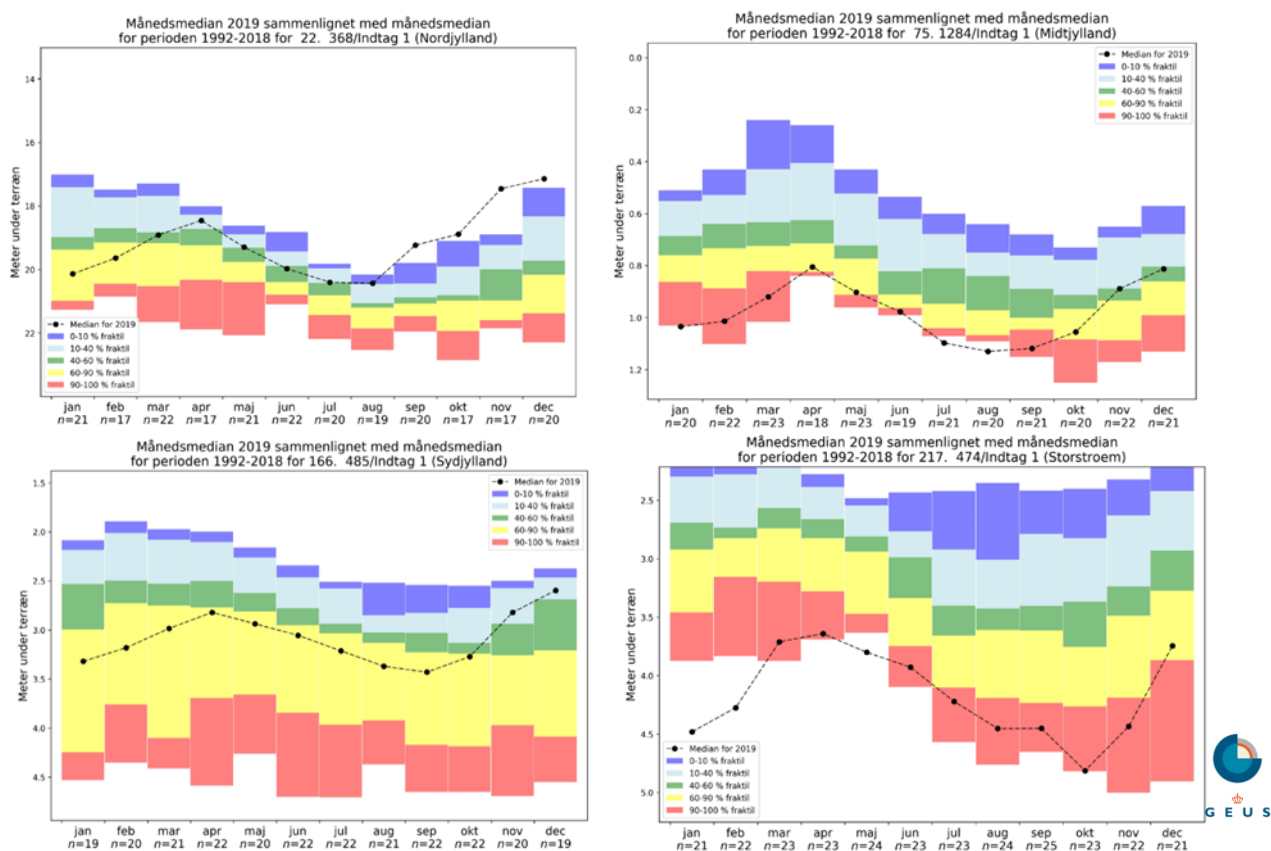
Heraf ses karakteristiske årstidsvariationer (Thorling mfl. 2018), hvor vandstanden de fleste år stiger i 4. kvartal for at toppe i begyndelsen af det efterfølgende år. Vandspejlstoppen i begyndelsen af 2019 synes umiddelbart at være lavere end de tilsvarende toppe i hovedparten af de foregående år.



Figur 16. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) i udvalgte regionale indtag, 2010-2019, Se Thorling mfl. 2016, for en samlet beskrivelse af udviklingen 1960-2015.

Variationer i de fire regionale indtag i 2019 er nærmere undersøgt statistisk, se Figur 17. De enkelte diagrammer viser for hver måned i 2019 en markering af medianværdien af alle pejlinger i det enkelte indtag. Denne månedsmedian sammenlignes med tidligere data fra samme indtag for hver måned i perioden (1992-2018). Fordelingen af vandstand fra årene 1992-2018 er månedsvist angivet som beregnede fraktiler, idet der beregnes hhv. 0-10, 10-40, 40-60, 60-90 og 90-100 % fraktiler, der er vist med hver sin farve. Den grønne farve repræsenterer niveauer omkring medianen (40-60 % fraktilen) for den forudgående 25 års periode. De røde og gule farver repræsenterer lave grundvandsstande, mens de blå farver viser værdier for en højere grundvandsstand i indtagene i forhold til den forudgående periode. Diagrammerne findes også i et større format i bilag 1.

Figur 17 bekræfter, at vandstanden i de analyserede indtag i begyndelsen af 2019 ligger under niveauet (dvs. dybere beliggende vandstand end 40-60 % fraktilen) for den forudgående årrække (1992-2018). Ved udgangen af 2019 ligger vandstanden i 3 af de regionale 4 indtag på eller over niveauet for den forudgående periode.



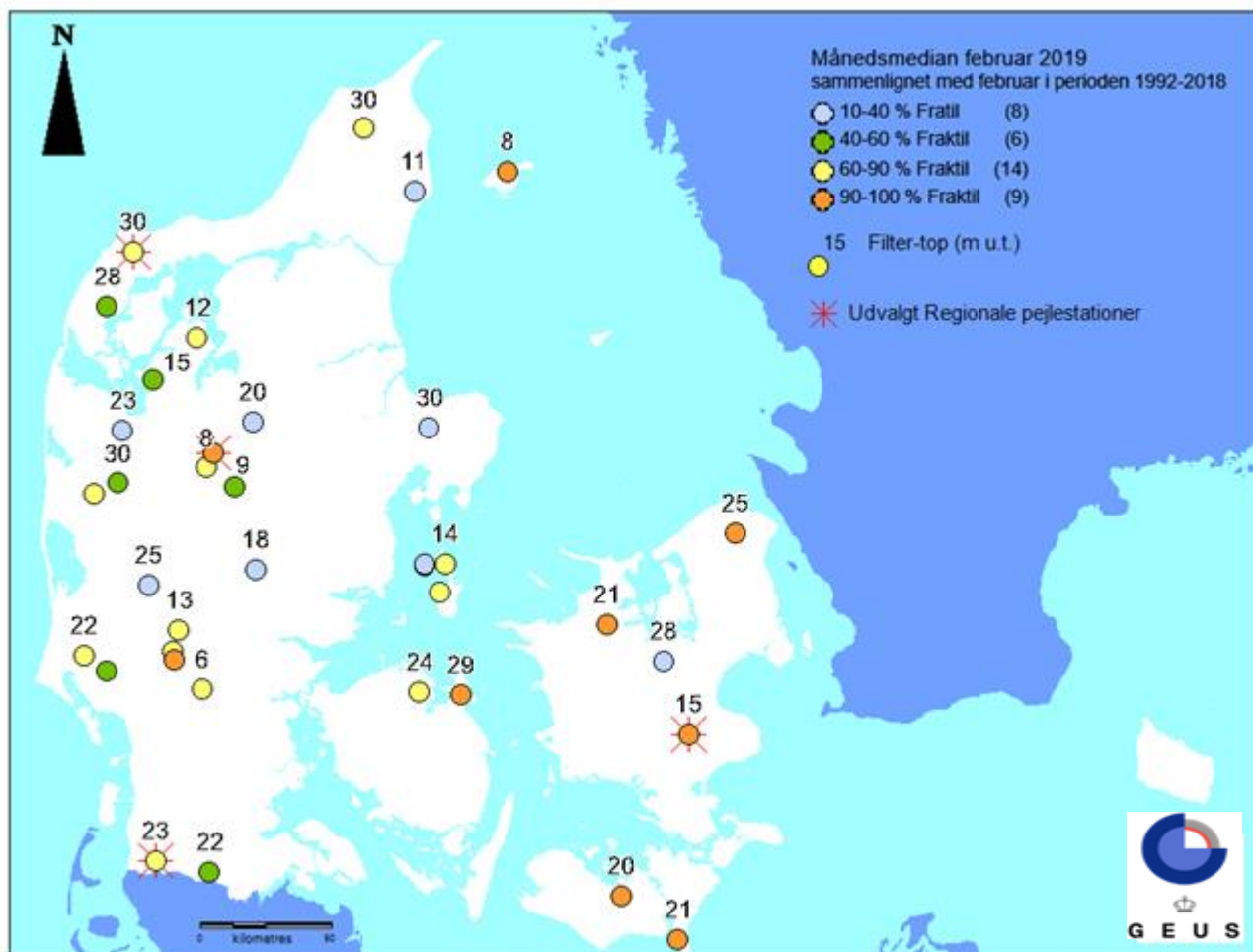
Figur 17. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) vist som månedsmedian i 2019 sammenlignet med fordelingen af måneds-værdier i perioden 1992-2018, DGU-nr. 22.368, Nordjylland, DGU-nr. 76.1284, Midtjylland, DGU-nr. 166.485, Sønderjylland og DGU-nr. 217.474, Sjælland. n angiver antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne. De enkelte diagrammer findes i et større format i bilag 1.

For at vurdere i hvilket omfang variationerne, der ses i de 4 udvalgte indtag, beskriver en udbredt tendens, er vandstanden i hhv. februar og november 2019 for samtlige overfladenære indtag (med top mindre end 30 m under terræn og med tilstrækkelige lange pejleserier) analyseret statistisk, på samme måde som vist for de 4 indtag på Figur 17. Data fra 37 overfladenære pejlestationer er medtaget. Den geografiske fordeling for grundvandspejlets placering i forhold til det hidtidige variations-mønster for hhv. februar 2019 og november 2019 er vist på Figur 18 og Figur 19, hvor % fraktilen for grundvandsstanden (i forhold til den foregående årrække 1992-2018) er vist. Figurerne læses således, at fraktilen angiver hvor stor en andel af pejlingerne i de forudgående år for den aktuelle måned, der lå højere end observeret i 2019. Jo højere fraktil, jo større andel af de forudgående år havde lavere vandstand end det aktuelle år.

Figur 18 viser, at vandstanden i februar 2019 er på et lavere niveau end den gennemsnitlige vandstand i februar i de forudgående år (dvs. over 40-60 % fraktilen) i 62 % (23) af de undersøgte indtag.

Figur 19 viser til sammenligning, at vandstanden i november 2019 er på et højere niveau end den gennemsnitlige vandstand i november i de forudgående år (dvs. under 40-60 % fraktilen) i 73 % (27) af de undersøgte indtag.

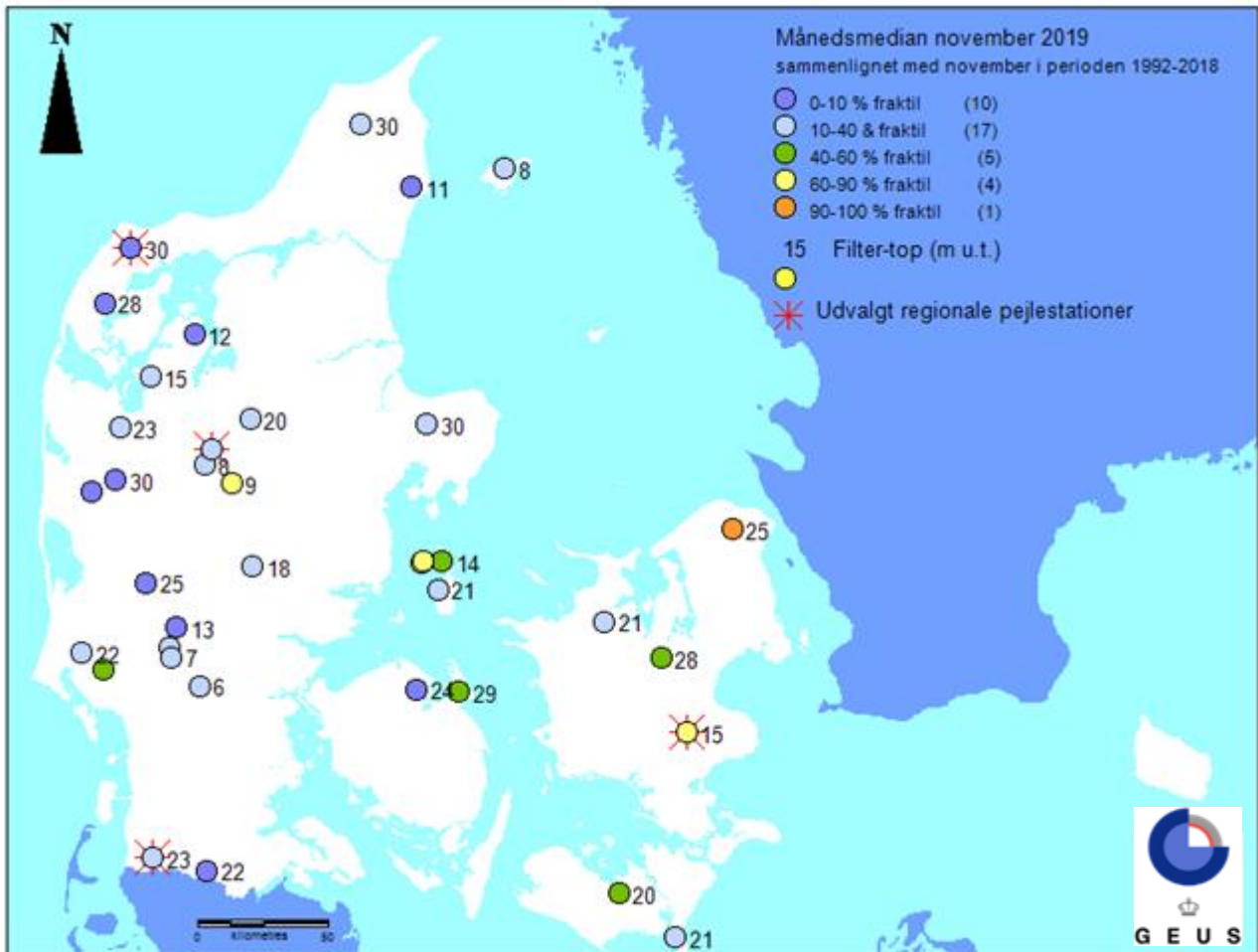
Af figurerne ses desuden en svag tendens til at vandstanden både i februar og i november 2019 er relativt højere i Vestdanmark end i Østdanmark, når der sammenlignes med den forudgående årrække. Der vurderes dog ikke at være datapunkter nok til at udlede noget sikkert herom. En mere jævn og tættere fordeling af pejlestationer vil formodentlig give bedre mulighed for at vurdere sådanne variationer.



Figur 18. Gennemsnitligt vandspejl februar 2019 sammenholdt med februar 1992-2018. Data fra 37 pejlestationer er medtaget.

Samlet viser den udførte analyse således, at vandstanden i begyndelsen af 2019 i hovedparten af de overfladenære indtag lå under vandstands niveauet ved årets begyndelse i den forudgående årrække (1992-2018) og, at vandstanden ved udgangen af 2019 i hovedparten af indtagene lå over vandstanden i den forudgående periode.

Den lavere vandstand i begyndelsen af året antages i lighed med lav vandstand rapporteret i slutningen af 2018 (Thorling mfl. 2019) at have relation til den meget tørre sommer i 2018. Det forhold, at vandstanden i de overfladenære magasiner i løbet af 2019 er steget til et niveau højere end for samme årstid i den forudgående årrække, antages primært at skyldes den meget store mængde nedbør, der faldt i september og oktober 2019.



Figur 19. Gennemsnitligt vandspejl november 2019 sammenholdt med november 1992-2018. Data fra 37 pejlestationer er medtaget.

Således synes effekten af et meget tørt 2018 på grundvandets kvantitative tilstand at være mere end ud-lignet i løbet af 2019, der generelt var et vådt år. En kortere periode med meget lidt nedbør synes så-ledes ikke på sigt at påvirke grundvands kvantitative tilstand i en tid med generelt stigende nedbørsmæng-der (Mernild mfl. 2019).

På vandværker, der indvinder fra grundvandsforekomster, hvor vandstanden er særlig følsom overfor ændringer i nettonedbøren, kan kortere perioder med meget lidt nedbør dog potentielt give problemer for indvindingen.

Referencer: Det Nationale Pejleprogram

Vejledninger mv.

By- og landskabsstyrelsen, nov. 2010: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata.

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (15.01.2021)

Andre referencer:

DMI (2020), Året 2019: https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag_2019.pdf (18-1-2021)

Henriksen, H., Rasmussen, J, Olsen, M, He, X, Jørgensen, LF & Troldborg, 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 (21.01.2021)

Henriksen, H., Stisen, S, Troldborg, L, He, X & Jørgensen, LF. 2015: https://www.geus.dk/media/7936/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf (21.01.2021)

Hvid, S. Kolind, 2011: Videntcenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (21.01.2021)

Mernild, S. H., Christensen J.H., Cappelen, J. (2019): Nedbørsekstremer og regnfattige somre. *Aktuel Naturvidenskab* Nr. 2 2019, 8-12.

Scharling, M. & Cappelen, J. (2016): Klimadata Danmark. Kommunale referenceværdier 2006-2015. DMI rapport 16-19 v. 2. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2016/DMIREP16-19_ver2.pdf (21.01.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, 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/q-o-2010.pdf> (21.01.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Møller, R.R. og Mielby, S., 2012: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2011. Teknisk rapport, GEUS 2012. <https://www.geus.dk/media/8079/q-o-2011.pdf> (21.01.2021)

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/q03_pejlinger.pdf (21.01.2021)

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 (21.01.2021)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/7921/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf> (21.01.2021)

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 (21.01.2021)

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2019a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2018. Teknisk rapport, GEUS 2019. <https://www.geus.dk/media/8321/grundvand1989-2018-rettet.pdf> (21.01.2021)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (21.01.2021)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (21.01.2021)

EEA's hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (21.01.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (21.01.2021)

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. Mægtigheden af de nitratholdige lag er størst, hvor beskyttelsen af grundvandsmagasinerne er ringe, 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*
- *Nedbørsoverskud (nedbør minus fordampning)*
- *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 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 iltede grundvand kan vurderes. 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 bl.a. har haft til formål at reducere 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 grundvandsdirektivet fastsat et grundvandskvalitetskrav på 50 mg/l svarende til kravværdien for indholdet af nitrat i drikkevand i drikkevandsdirektivet. I Danmark er grundvandskvalitetskravet fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, mens drikkevandsbekendtgørelsen fastlægger kravværdien for drikkevand.

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 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 DK's 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 vandværksboringer. 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 vandværksboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol. Dybdefordeling for vandværksboringer er diskuteret i appendiks 2.

Rapporteringen om nitrat i grundvandet er baseret på 1) det seneste prøvetagningsår (2019) og 2) en periodeopgørelse for den seneste 5-årsperiode (2015-19). Periodelængden på fem år er valgt, fordi boringskontrollen for vandværksboringer 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 prøver fra samme indtag.

Tabel 8 viser antallet af prøver analyseret for nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandværksboringer i de seneste fem år (2015-2019). Antallet af prøver i 2019 ligger på niveau med de fire forudgående år.

Prøvetagningsfrekvens

I 2019 er der udtaget 1.052 prøver fra 1041 GRUMO-indtag, hvor 11 indtag er prøvetaget to gange. I LOOP er der indsamlet i alt 391 prøver i 2019, som stammer fra 89 LOOP-indtag. Prøvetagningsfrekvensen har varieret mellem LOOP-indtagene siden 2016, idet indtag med nitratholdigt grundvand almindeligvis prøvetages seks gange, mens indtag med reduceret nitratfrit grundvand oftest prøve-tages én gang. I 2019 er der 1.844 prøver fra 1.681 vandværksboringer, hvoraf de fleste indtag er prøvetaget én gang.

I perioden fra 2015-2019 er der analyseret for nitrat i 16.413 prøver fra i alt 7.560 indtag, som er fordelt på 1.280 GRUMO-indtag (prøvetaget én til 7 gange), 95 LOOP-indtag (prøvetaget to til 31 gange) og 6.184 vandværksboringer (prøvetaget én til 14 gange).

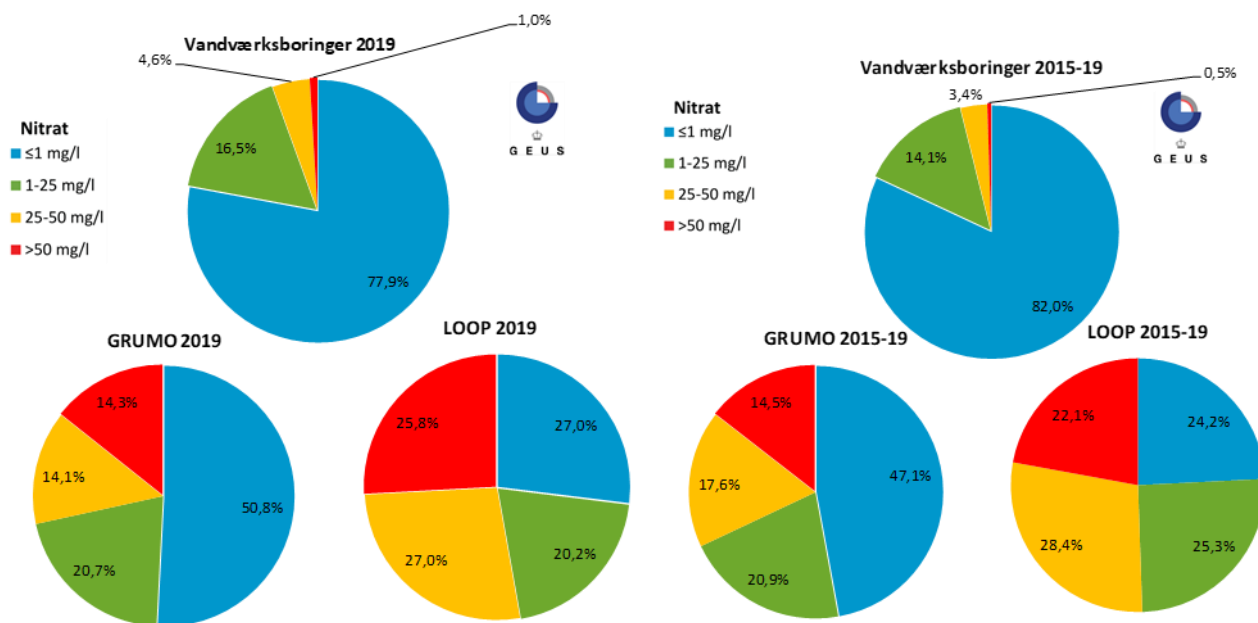
Tabel 8. GRUMO, LOOP & Vandværksboringer. Antal prøver analyseret for nitrat fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer for hvert år og den samlede periode 2015-2019. I parentes er vist antallet af indtag i løbet af hele perioden.

| Periode | GRUMO | LOOP | Vandværksboringer | I alt |
|-----------|------------------|---------------|-------------------|-------------------|
| Årstal | Antal prøver | Antal prøver | Antal prøver | Antal prøver |
| 2019 | 1.052 | 391 | 1.844 | 3.334 |
| 2018 | 1.109 | 328 | 1.929 | 3.504 |
| 2017 | 1.175 | 425 | 1.906 | 3.204 |
| 2016 | 775 | 413 | 2.010 | 3.061 |
| 2015 | 746 | 468 | 1.842 | 3.395 |
| 2015-2019 | 4.857 (1.280) | 2.025 (95) | 9.531 (6.184) | 16.413 (7.560) |

Fordeling af nitrat

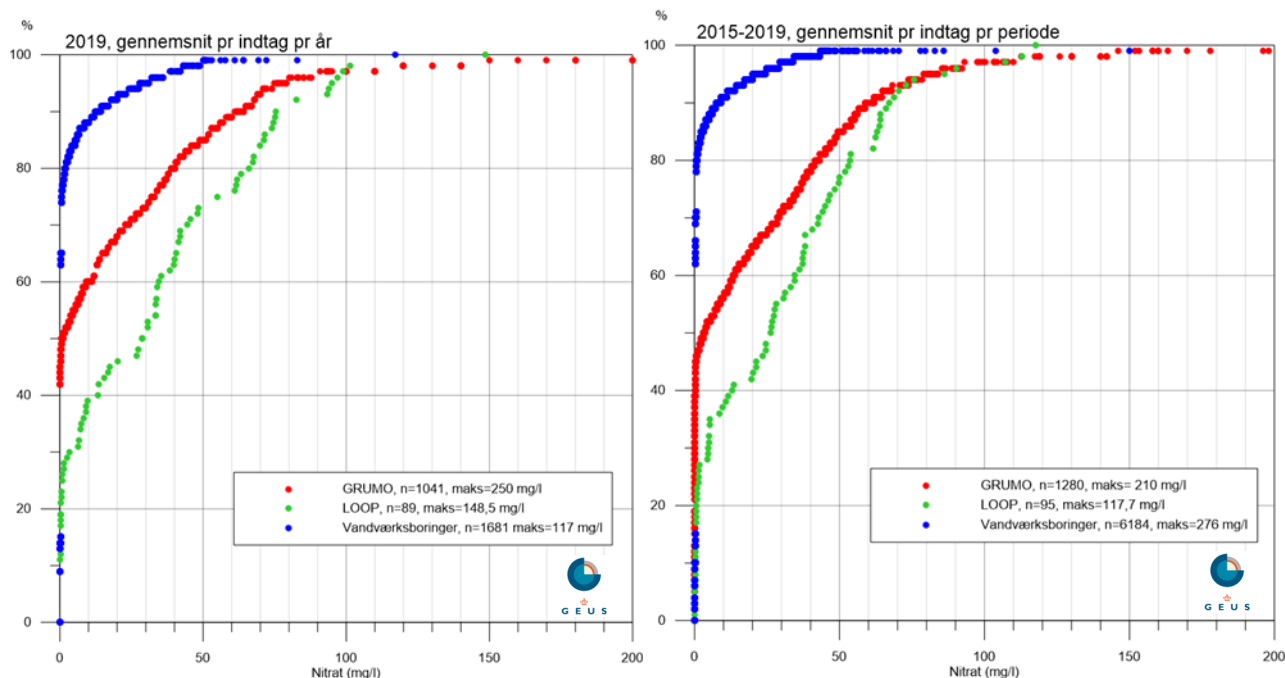
Figur 20 viser fordelingen af det gennemsnitlige nitratindehold for samtlige indtag analyseret i 2019 og i perioden 2015-2019. Nitratindeholdet er opdelt i koncentrationsintervaller for tre grupper af data: LOOP, GRUMO og i vandværksboringer.

I 2019 er der hhv. 25,8 % og 14,3 % af de prøvetagede LOOP- og GRUMO-indtag med et gennemsnitligt nitratindehold over 50 mg/l. For grundvand i vandværksboringer er den tilsvarende andel 1,0 %. I 2019 er der fundet nitratholdigt grundvand med >1 mg/l nitrat i hhv. 73,0 %, 49,2 % og 22,1 % af de prøvetagede indtag i hhv. LOOP- og GRUMO-indtag og vandværksboringer.



Figur 20. GRUMO, LOOP & Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold pr. indtag analyseret i 2019 for 1.041 GRUMO-indtag, 89 LOOP-indtag og 1.681 vandværksboringer og i perioden 2015-2019 for 1.280 GRUMO-indtag, 95 LOOP-indtag og 6.184 vandværksboringer.

Figur 21 viser et fraktildiagram for fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold på indtagniveau i grundvandet i 2019 og i perioden 2015-2019 i hhv. GRUMO- og LOOP-indtag og vandværksboringer.



Figur 21. GRUMO, LOOP & Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold i grundvandet i 2019 (venstre del af figuren) og i perioden 2015-2019 (højre del af figuren) i alle indtag fra GRUMO- og LOOP-indtag og vandværksboringer 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 karakteristisk andel indtag med høje nitratkoncentrationer (>50 mg/l). 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 2019 i 50,8 %, 27,0 % og 77,9 % af indtagene i hhv. GRUMO- og LOOP-indtag samt i vandværksboringer, se Figur 20.

Forskellene mellem de tre datasæt er hovedsageligt et resultat af forskelle i dybdefordelingen og længden af indtagene i de forskellige stationsnet (se Figur 22 og Figur 33, samt appendiks 2), og det forhold at GRUMO-indtag og vandværksboringerne monitorerer nitratudvaskningen fra et større geografisk område end LOOP-indtagene.

Fordelingen af nitrat i LOOP- og GRUMO-indtag og i vandværksboringer lå i 2019 på nogenlunde samme niveau som i den forudgående 5-årsperiode (se Figur 20). Dette viser, at koncentrationsfordelingen i 2019 er nogenlunde repræsentativ for perioden som helhed.

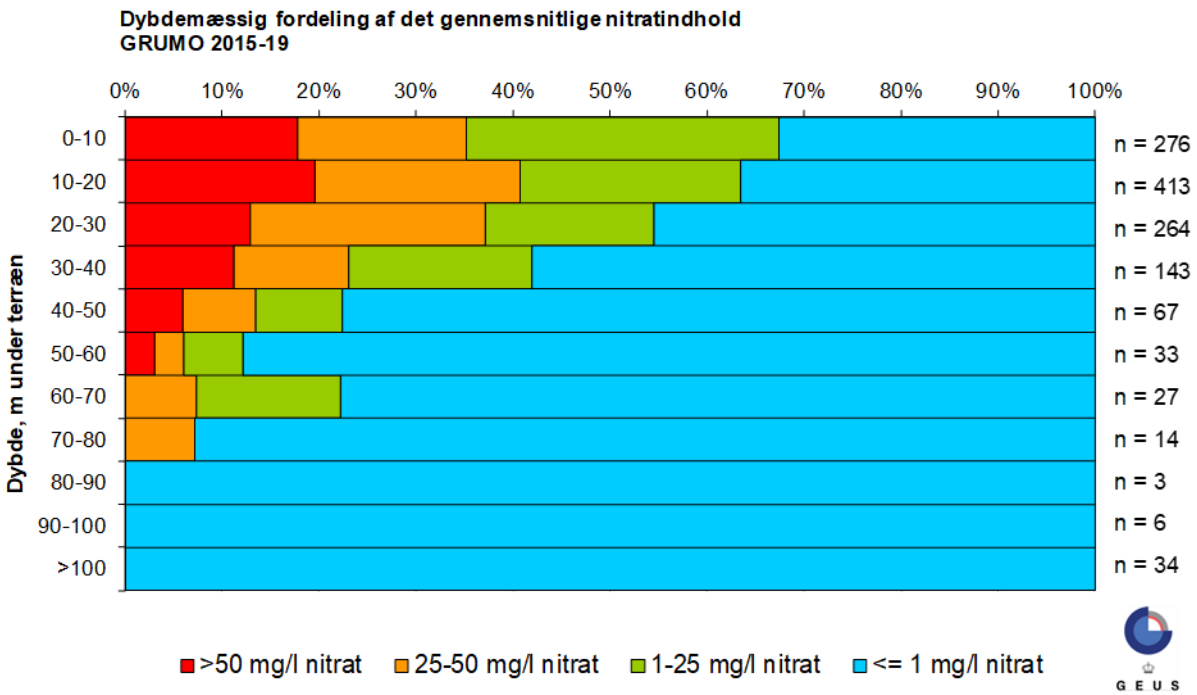
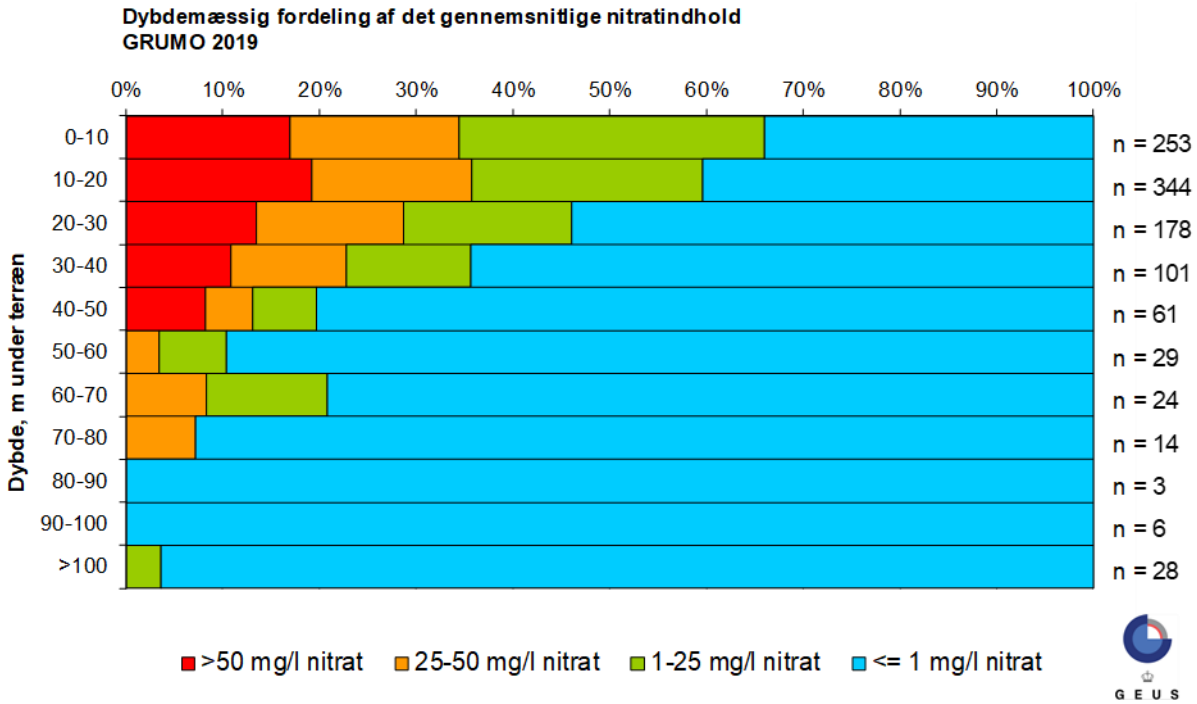
4.2 Grundvandsovervågningen

Status for Nitrat

Figur 22 viser fordelingen af nitrat i GRUMO-indtagene i 2019 og i perioden 2015-2019 opdelt på dybdeintervaller à 10 m og i fire koncentrationsklasser (<1, 1-25, 25-50 og >50 mg/l). Tættest på terræn, fra 0-10 m u.t., er nitrat påvist i ca. 65 - 67 % af indtagene i hhv. 2019 og i perioden 2015-2019. Koncentrationen af nitrat i grundvandet er over 50 mg/l i omkring 17 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 34 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. i 2019. Nogenlunde samme koncentrationsniveauer findes igen for perioden 2015-2019, hvor de tilsvarende værdier ligger på hhv. 18 og 35 %.

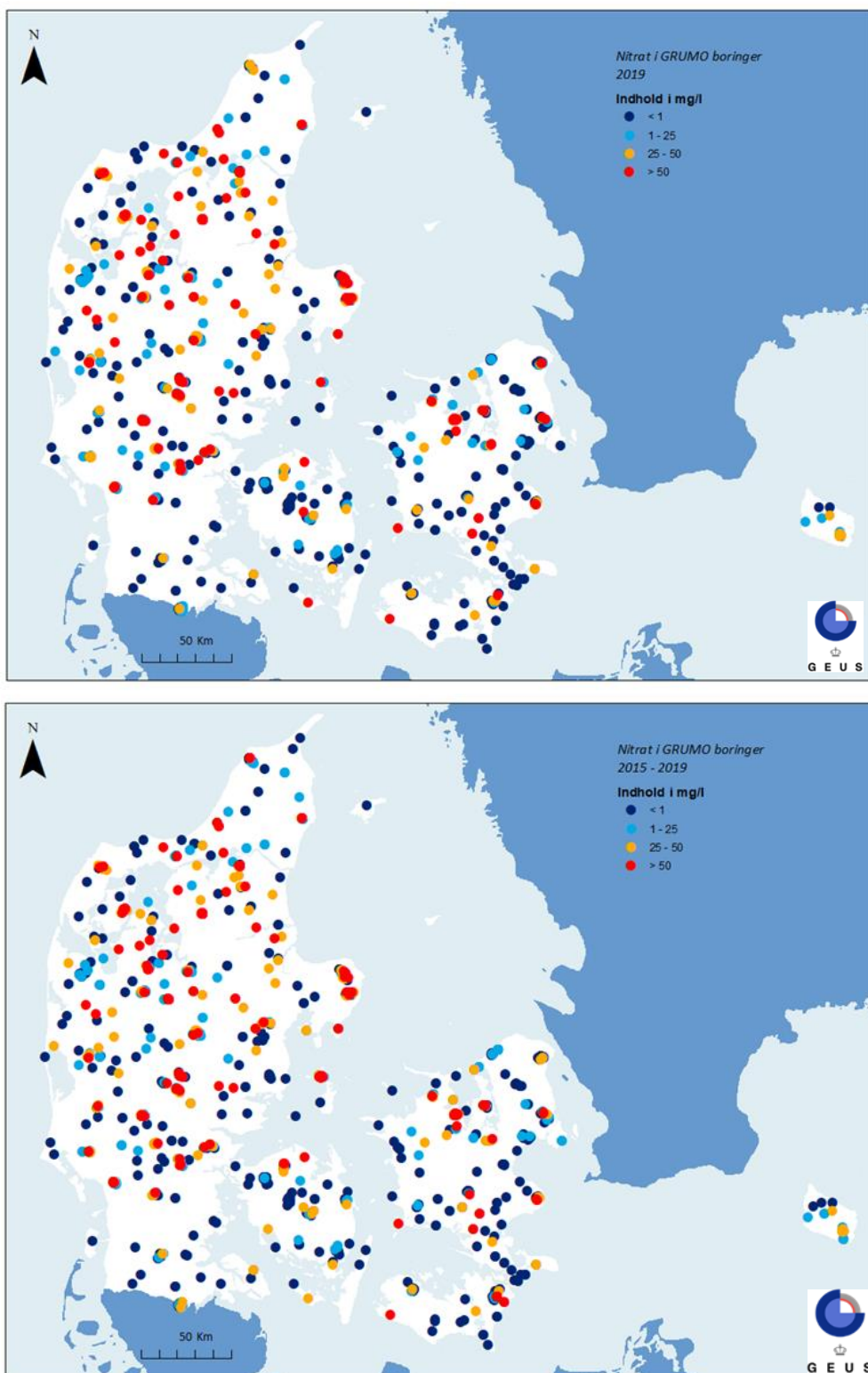
Der ses et gradvist fald i nitratindholdet med dybden med omtrent det samme mønster i 2019 som i perioden 2015-2019. Det gradvise fald, hvor den relative andel af indtag i reduceret grundvand stiger med dybden (andel med nitratkoncentration <1 mg/l), skyldes et samspil af flere faktorer, hvoraf den vigtigste er nitratreduktion, hvor sandsynligheden for reducerende forhold øges med dybden.

Derudover falder antallet af indtag med dybden og under 50 m's dybde er antallet af GRUMO-indtag meget begrænset. Fra 50 - 60 m u.t. er der ingen indtag med en gennemsnitlig nitratkoncentration over 50 mg/l i GRUMO-indtag i 2019 og i perioden 2015-2019. Fra omkring 80 m u.t. er nitratkoncentrationen generelt under 1 mg/l.



Figur 22. GRUMO. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i forhold til top af indtag i m u.t. i 1041 og 1280 GRUMO-indtag for hhv. 2019 og 2015-19, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren (n).

Figur 23 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i de undersøgte GRUMO-indtag i hhv. 2019 og 2015-2019. Det ses, at nitrat optræder i koncentrationer over kravværdien jævnt fordelt i hele landet.

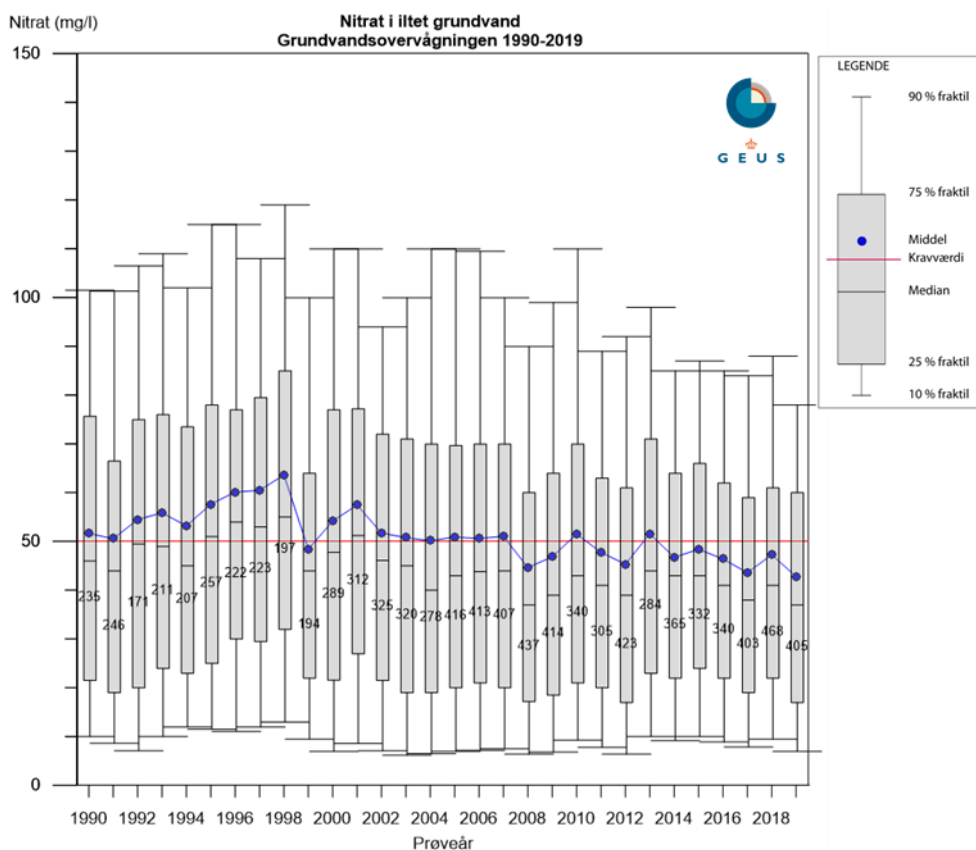


Figur 23. GRUMO. Gennemsnitligt nitratindhold i grundvandet i GRUMO-indtag 2019 (øverst) og 2015-2019 (nederst). Nitratindholdet i de hhv. 1.041 og 1.280 indtag er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 24 viser udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra prøvetagnings-årene 1990-2019. Indtag med iltholdigt grundvand er identificeret ved hjælp af algoritmen i bilag 2 (se også appendiks 3 om grundvandskemi). Figuren er baseret på det årlige gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag. Omkring 39 % (405 indtag) af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2019 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 49 % (512 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 % fraktile samt gennemsnitsværdi og kravværdi er vist.

Figuren udtrykker nitratindholdet i grundvandet på prøvetagningstidspunktet og afspejler ikke en egentlig tidslig 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 6 prøvetagningsår har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand ligget under kravværdien på 50 mg/l, og der er en tendens til, at færre indtag viser meget høje koncentrationer (faldende trend for nitratindholdet ved 90 % fraktile af indtagene). I 2019 ligger den målte gennemsnitsværdi af nitrat i det iltholdige grundvand på 43 mg/l og medianværdien på 37 mg/l.



Figur 24. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2019. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

Tidslig udvikling i iltet grundvand

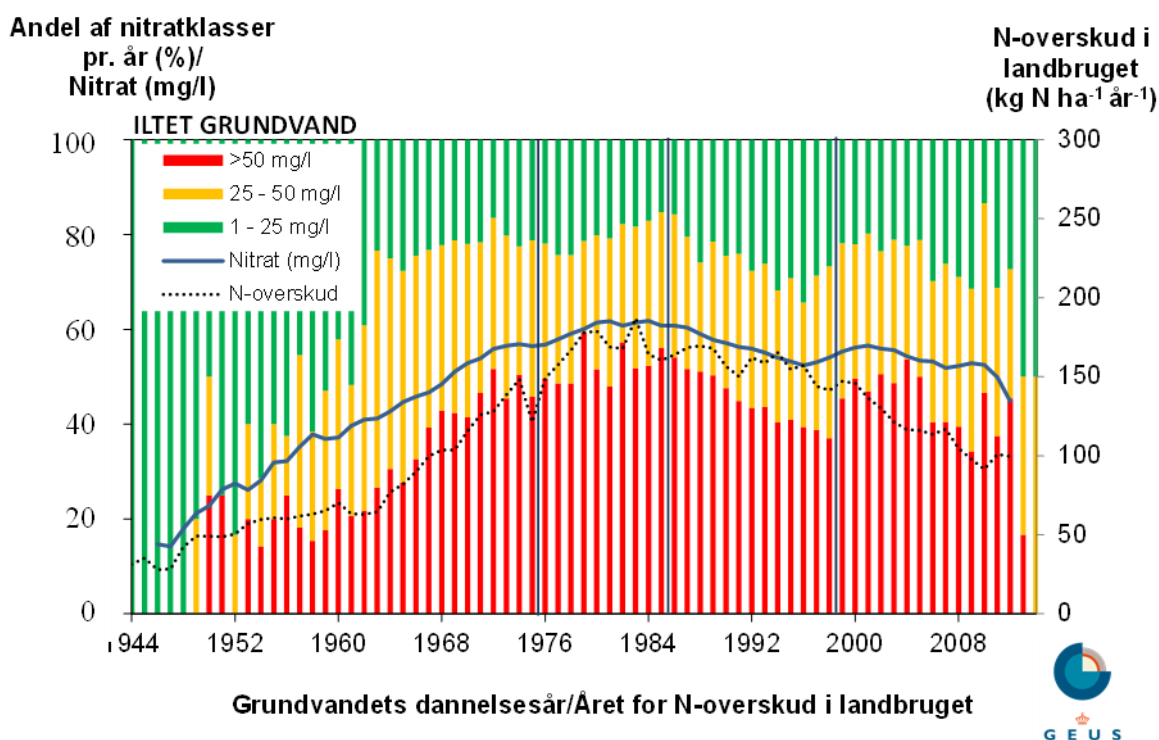
Udviklingen i nitratindholdet i grundvandet vurderes på baggrund af GRUMO-indtag med iltholdigt grundvand sammenholdt med grundvandet dannelsesår. Datering af det iltholdige grundvand bruges til at estimere grundvandet dannelsesår, og dermed nitratens transporttid fra rodzonen til indtaget i

grundvandet, hvor prøven udtages. Dermed kan det estimerede tidspunkt for udvaskning af kvælstof fra landbruget direkte sammenlignes med de målte nitratkoncentrationer i iltet grundvand, og herved kan effekten af indsatser i de danske miljøhandlingsplaner for nedbringelse af nitratudvaskningen evalueres.

I dette afsnit opsummeres tidligere rapporterede resultater på prøver udtaget frem til og med 2015 angående den tidlige udvikling i nitrat i iltet grundvand. Nye analyser af udviklingen i nitratindholdet i grundvandet vil blive gennemført ca. hvert 5. år, afhængig af, om der er foretaget nye dateringer og længden af monitoringsperioden for de enkelte indtag.

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 nitratindholdet i iltet grundvand baseret på nitratmålinger fra 194 indtag med iltet aldersdateret grundvand prøvetaget i perioden 1988-2009. I GRUMO-indtagene var der i 2013-2014 fokus på aldersdatering af et større antal indtag i iltet grundvand, sådan at grundlaget for nitratrendanalysen kunne gøres større og bedre. I rapporteringen af grundvand 1989-2014 (Thorling mfl., 2015b), 1989-2015 (Thorling mfl., 2016), Hansen & Larsen (2016) og Hansen mfl. (2017) er resultaterne af en ny og større trendanalyse af nitratindhold i iltet grundvand præsenteret, baseret på prøvetagninger fra 1988-2014 med iltet aldersdateret grundvand i 340 indtag.

Figur 25 viser 5-års glidende gennemsnit for nitratindholdet i iltet grundvand baseret på 5.506 prøver fra 340 GRUMO-indtag fra den seneste nitratrendanalyse. Det 5-års glidende gennemsnit af nitratkoncentrationerne i iltet grundvand inddeles i fire perioder: 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 nitratindholdet i iltet grundvand og tidspunktet for igangsættelse af en række af vandmiljøhandlingsplaner. I 1. periode er nitratindholdet kraftig stigende og i 2. periode nås et maksimum omkring det tidligere fundne knækpunkt i 1980 (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) og Grøn vækst (2009) er initialiseret i 4. periode.



Figur 25. GRUMO. Iltet grundvand i GRUMO-indtag: 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 5.506 prøver fra 340 iltede, daterede indtag udtaget i perioden 1988-2014. Lodrette mørke linjer markerer inddelingen i de fire perioder nævnt i teksten.

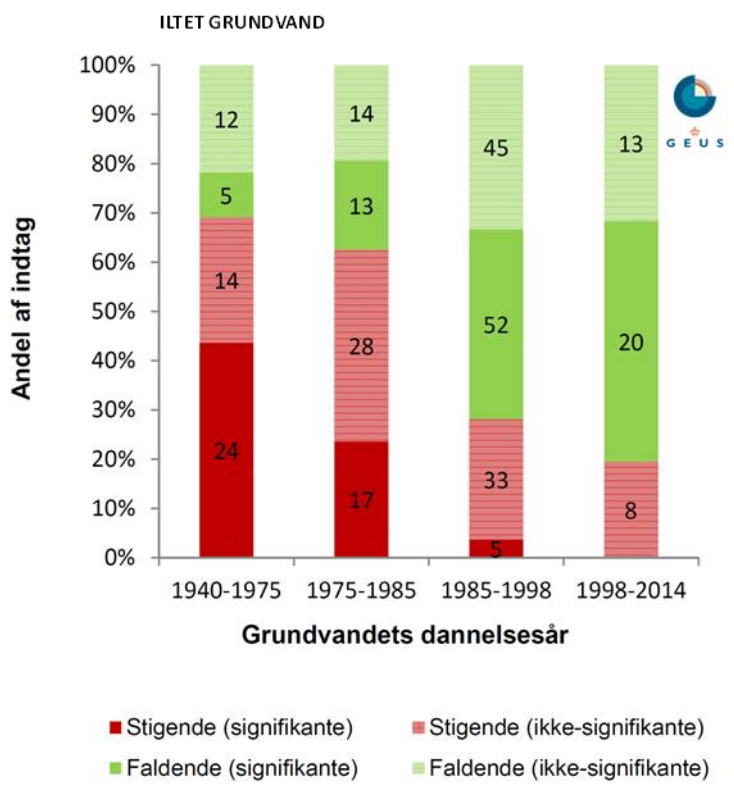
Figur 25 viser også N-overskuddet i dansk landbrug beregnet på baggrund af data fra Danmarks Statistik fra den primære danske landbrugssektor. N-overskuddet er den mængde kvælstof, der ikke udnyttes i landbrugsproduktionen, og som dermed potentielt kan tabes til miljøet fx i form af nitratudvaskning 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.

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 (Hansen og Larsen, 2016; 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 3.233 prøver fra 250 indtag, hvor tidsserierne dækker mindst otte år i de enkelte delperioder. I alt 303 tidsserier indgår i de fire delperioder i Figur 26 (1940-75, 1975-85, 1985-1998 og 1998-2014), hvilket betyder, at nogle af de 250 indtag går igen i flere delperioder.

En nitrat-trend tolkes som stigende, hvis hældningskoefficienten af regressionslinjen gennem målepunkterne er positiv, og faldende, hvis den er negativ. Figur 26 viser det akkumulerede resultat af de 303 beregnede nitrat-trends fordelt på de fire perioder med både signifikante og ikke-signifikante trends ved et 95 % konfidensniveau.

Figur 26 viser en tydelig udvikling mod et faldende nitratindhold i iltet grundvand, både når kun udviklingen i de signifikante trends betragtes, og når både signifikante og ikke-signifikante trends undersøges. Det ses, at antallet af prøver for sidste periode (1998-2014) giver et spinklere datagrundlag (41 indtag) end fx perioden 1975-1985 (135 indtag).



Figur 26. GRUMO. Iltet grundvand: nitrat-trends i 303 overvågningsindtag i iltet grundvand i 4 perioder baseret på grundvandets dannelsesår. Analysen inkluderer i alt 3.233 prøver fra 250 indtag, hvor tidsserierne dækker mindst 8 år. Tallene inden i søjlerne angiver antallet af indtag. Der er vist både signifikante og ikke-signifikante nitrat-trends på 95 % konfidensniveau. Figuren er baseret på data indsamlet fra 1988-2014.

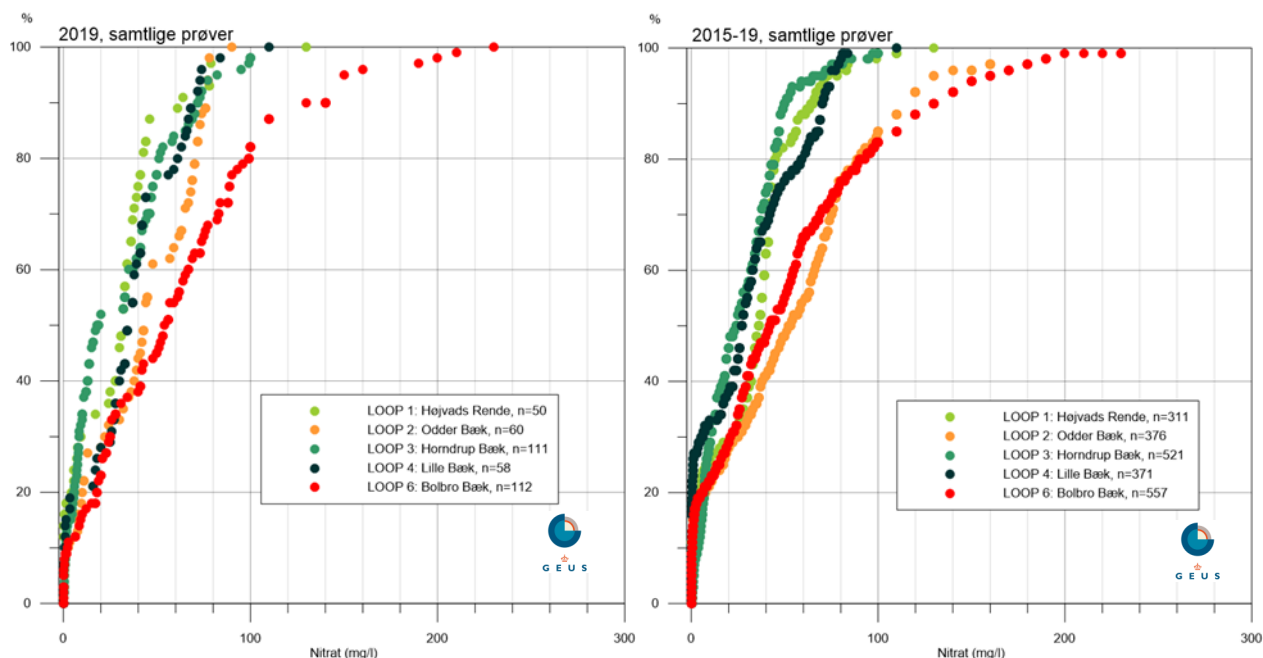
4.3 Landovervågningen

Status for Nitrat

Figur 27 viser fordelingen af nitratkoncentrationen i alle prøver i 2019 og i perioden 2015-2019 i de fem målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram, ligesom for de samlede fordelinger for alle indtag i LOOP-områderne vist i Figur 21.

Fordelingen af nitratkoncentrationer i 2019 og i perioden 2015-2019 i de 5 målte LOOP-områder har tilnærmelsesvis det samme overordnede forløb. Dette illustrerer, at et enkelt års målinger giver en repræsentativ fordeling sammenlignet med målinger over fem år. Der ses en tendens til lavere nitratkoncentrationer i LOOP 2 i 2019 sammenlignet med perioden 2015-2019.

Generelt ses en større andel af meget høje koncentrationer i sandjordsområderne (rødlige signaturer, LOOP 2 og 6) end i lerjordsområderne (grønne signaturer, LOOP 1, 3 og 4). De højeste koncentrationer af nitrat er målt i LOOP 6 med koncentrationer på op til 230 mg/l nitrat i perioden 2015-2019. Det 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), men også at flest indtag på lerjordene er placeret i anoxisk nitratreducerende eller reduceret grundvand, som derfor også har en lavere prøvetagningshyppighed.

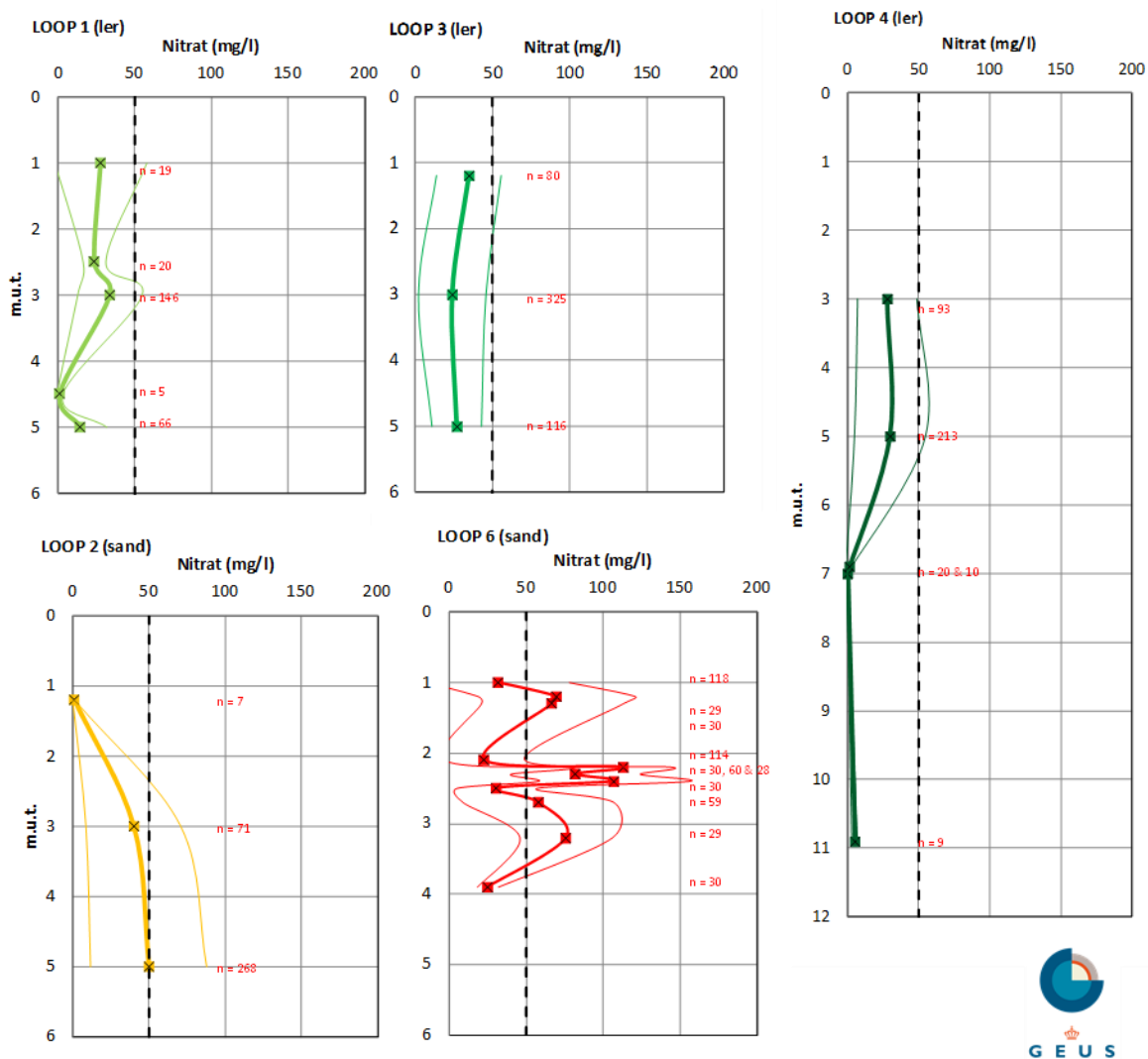


Figur 27. LOOP. Fordelingen af nitratkoncentrationen fra LOOP i samtlige prøver fra 2019 (til venstre) og i perioden 2015-19 (til højre) i de 5 målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram. Grønne signaturer viser lerjordsområder: LOOP 1, 3 og 4, mens rødlige signaturer viser sandjordsområder: LOOP 2 og 6.

Figur 28 viser den dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i LOOP-områderne fra 2015-2019. Antallet af prøver, som ligger til grund for de beregnede gennemsnitlige nitratkoncentrationer varierer meget: fra 7 prøver (LOOP 2: indtagstop 1,2 m u.t.) til 325 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 51 mg/l (LOOP 6: indtagstop 1,2 m u.t.).

Figur 28 viser, i overensstemmelse med Figur 27, at nitratkoncentrationerne i sandjordsområderne er væsentligt højere end i lerjordsområderne. I to af lerjordsområderne (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 11 m u.t. Her viser resultaterne, at nitratfronten ligger mellem 5 og 7 m u.t., da grundvandet er nitratfrit herunder.

I LOOP 2 og 6 (sandjord) og LOOP 1 (lerjord) er der stor variation i nitratindholdet med dybden. Dette er særlig udtalt på sandjordene og skyldes sandsynligvis lokale hydrogeologiske forhold og variationer i nitratreduktionskapaciteten med horisontal strømning af nitratholdigt grundvand fra tilstødende marker.

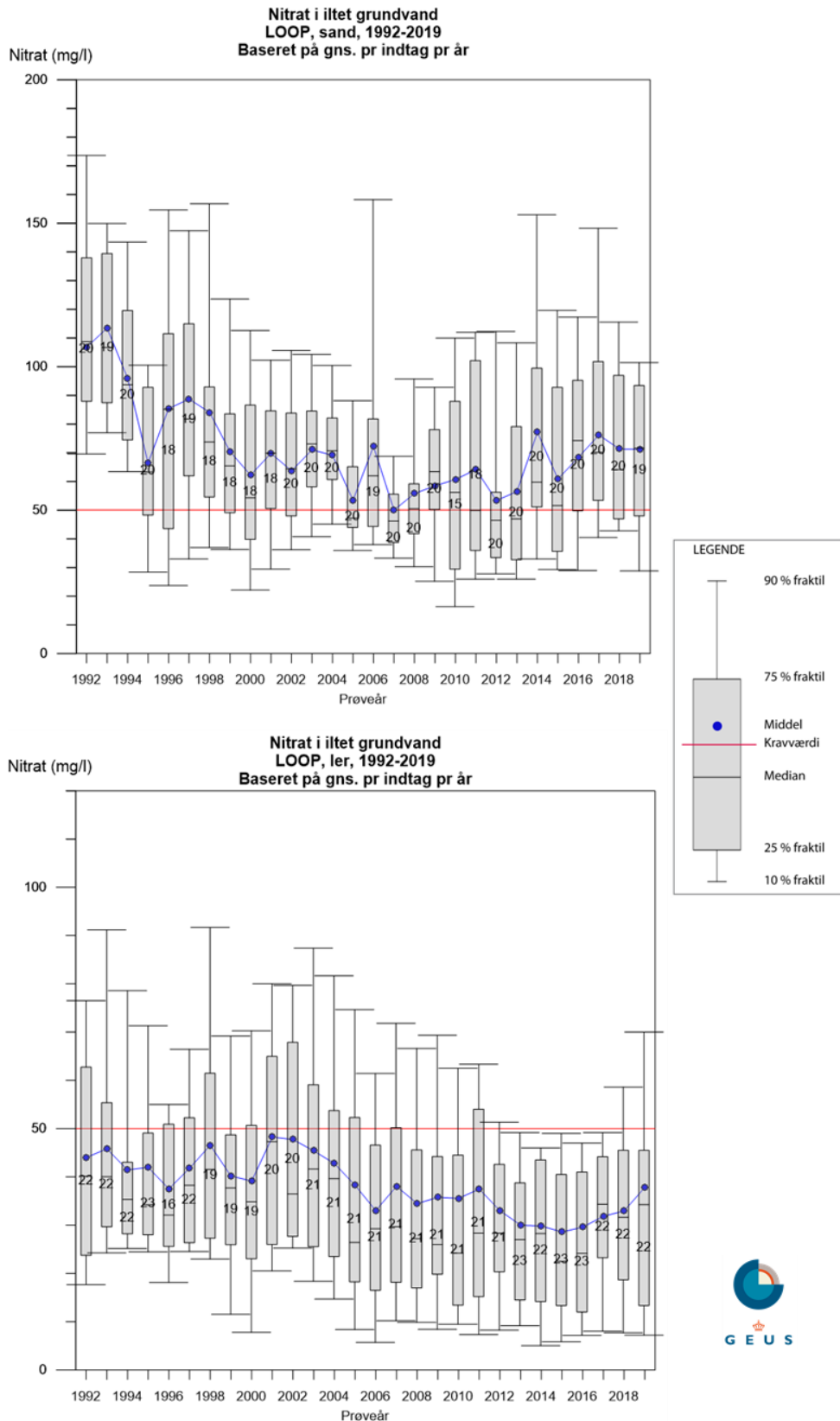


Figur 28. LOOP. Gennemsnitlig nitratkoncentration i grundvand i LOOP-indtag opgjort på filterdybder (indtagets top) i m u.t. for lerjords- og sandjordsoplandene i perioden 2015-2019. Gennemsnittet er baseret på alle målinger i det angivne dybdeniveau. Spredningen (standardafvigelsen) omkring gennemsnittet er angivet med tyndere streg. Antallet af målinger (n) er vist for hver dybde.

Figur 29 viser udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindhold i LOOP-indtag for oplandene 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., 2019). Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag.

I 2019 overvågedes i alt 19 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på sand (LOOP 2: 6 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), se bilag 2. Disse indtag prøvetages om muligt seks gange om året.

Figur 29 viser, at der er stor spredning i nitratindholdet mellem indtagene, når det illustreres som fordelingen af de årlige gennemsnit på indtagsniveau. Generelt er der et højere nitratindhold i grundvandet i sandjordsoplandene end i lerjordsoplandene, således som det også fremgår af Figur 27 og Figur 28.



Figur 29. LOOP. Udviklingen i det iltede 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 1992-2019, baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag. Antallet af indtag er angivet for hvert år.

I 2019 er der i det iltholdige øvre grundvand i LOOP på sand- og lerjordsoplandene hhv. ca. 74 % (14 ud af 19) og ca. 22 % (5 ud af 22) af indtagene, hvor nitratindholdet i gennemsnit ligger over 50 mg/l.

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 1992-2019 ligger den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat for alle iltede indtag på sandjordene over kravværdien, mens den årlige gennemsnitskoncentration på lerjordene ligger under kravværdien. I 2019 ligger det gennemsnitlige nitratindhold på 71 mg/l og 38 mg/l i hhv. sand- og lerjordsoplandene. Det vil sige, at nitratindholdet i det iltede grundvand i gennemsnit er omtrent dobbelt så højt i sandjordsoplandene som i lerjordsoplandene.

Tidslig udvikling i iltet grundvand i LOOP

Udviklingen i nitratindholdet i det iltholdige grundvand i LOOP-områderne er direkte sammenlignelig med nitratudvaskningen fra rodzonen. Ændringer i nitratindholdet kan dermed bruges til at evaluere indsatserne for at nedbringe kvælstoftabet fra landbruget.

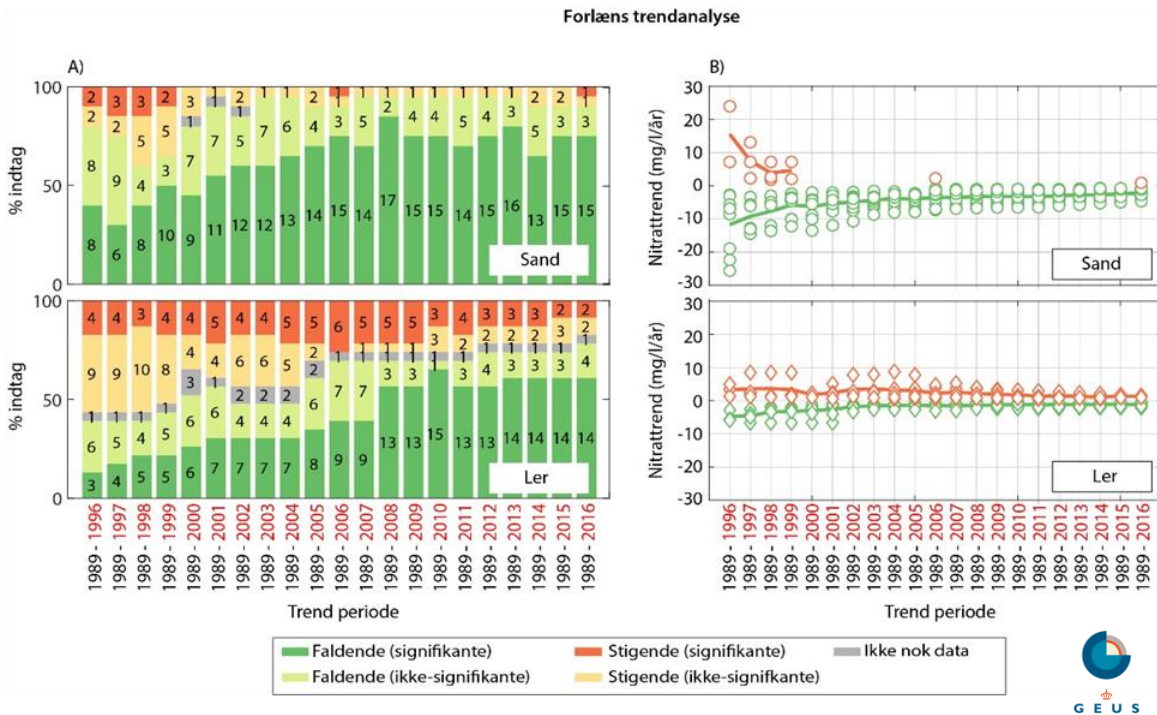
I det terrænnære grundvand i LOOP analyseres udviklingen i det iltholdige grundvand som funktion af prøvetagningsåret. Grundvandets dannelsesår anvendes ikke, hvilket skyldes, at datering af tekniske grunde ikke er muligt i grundvandsprøver fra LOOP-indtagene. I det terrænnære grundvand i LOOP antages det dog, at infiltrationstiden af grundvand til indtagene er relativ lav (< 5 år) i forhold infiltrationstiden til GRUMO-indtagene, hvor dateringen har vist ældre op til 50 år.

I dette års rapportering præsenteres en nitratrendanalyse, baseret på data fra iltet grundvand i LOOP indtagene, som er publiceret i 2019 i det videnskabelige tidsskrift "Journal of Environmental Management" (Hansen mfl., 2019). Dette afsnit var også med i sidste års rapport. I alt indgår 15-20 indtag fra sandjordsoplandene og 17-24 indtag fra lerjordsoplandene, afhængig af tidsperioden, hver med ca. 3000 nitratanalyser fra iltet grundvand for perioden 1989-2016.

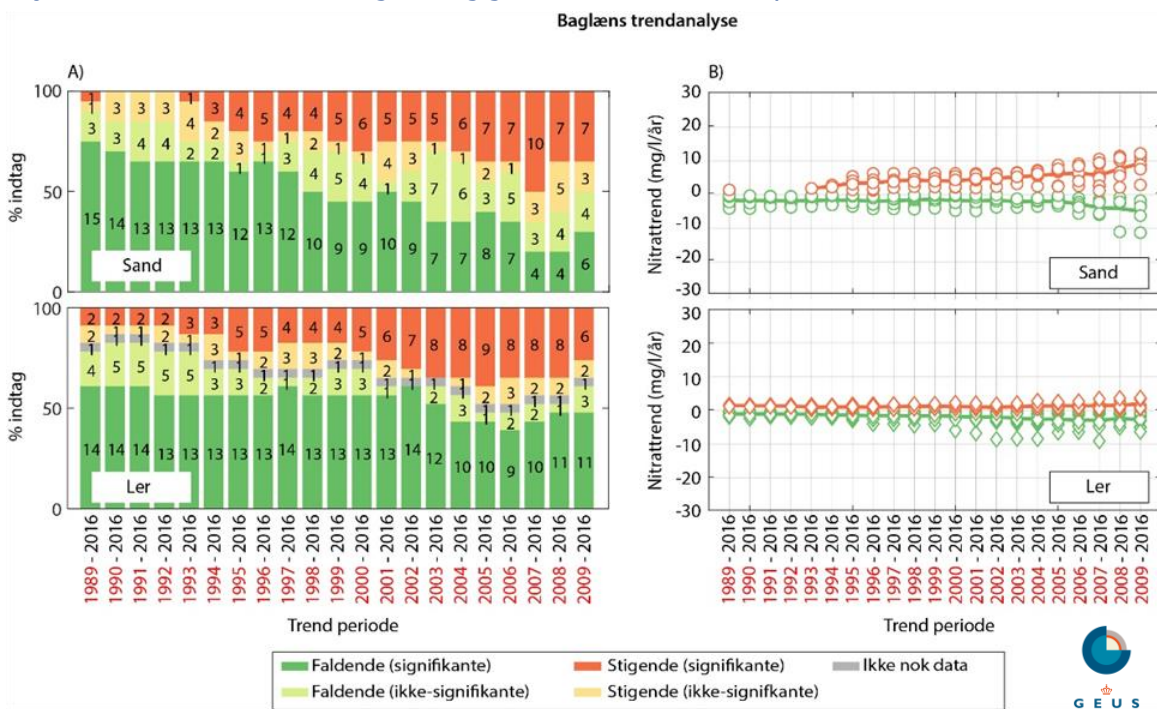
Figur 30 og Figur 31 viser trendanalyser baseret på en lineær regressionsanalyse for enkeltindtag, udført med et såkaldt glidende vindue. Det betyder, at der for hvert indtag er udført en række trendanalyser med trinvist øget periodelængde. Dels forlæns trendanalyse, Figur 30A startende fra 1989-1996 og baglæns trendanalyse, Figur 31A, startende fra 2009-2016. Den sidste søjle i forlæns trendanalysen er identisk med den første søjle i baglæns analysen, da begge søjler dækker hele perioden, dvs. fra 1989-2016 eller 2016 tilbage til 1989 – tidsperioden for analysen er "maksimalt udvidet". Tidsserierne dækker mindst otte år i de enkelte delperioder. Herved er det muligt både at analysere tendenser i starten og i slutningen af overvågningsperioden.

En nitratrend tolkes som stigende, hvis hældningskoefficienten af regressionslinjen gennem målepunkterne er positiv, og faldende, hvis den er negativ. Figur 30 og Figur 31 viser det akkumulerede resultat af de beregnede nitratrends for 21 perioder med andelen af indtag med både signifikante og ikke-signifikante trends ved et 95 % konfidensniveau.

Det ses tydeligt, at der i starten af overvågningsperioden frem til 2007 hvert år er en større del af indtag i iltet grundvand, der udviser signifikant faldende trends (Figur 30A & B). Desuden ses gradvist flere indtag med et signifikant stigende nitratindhold, samtidig med at trenden bliver større og større mod slutningen af overvågningsperioden (Figur 31B).



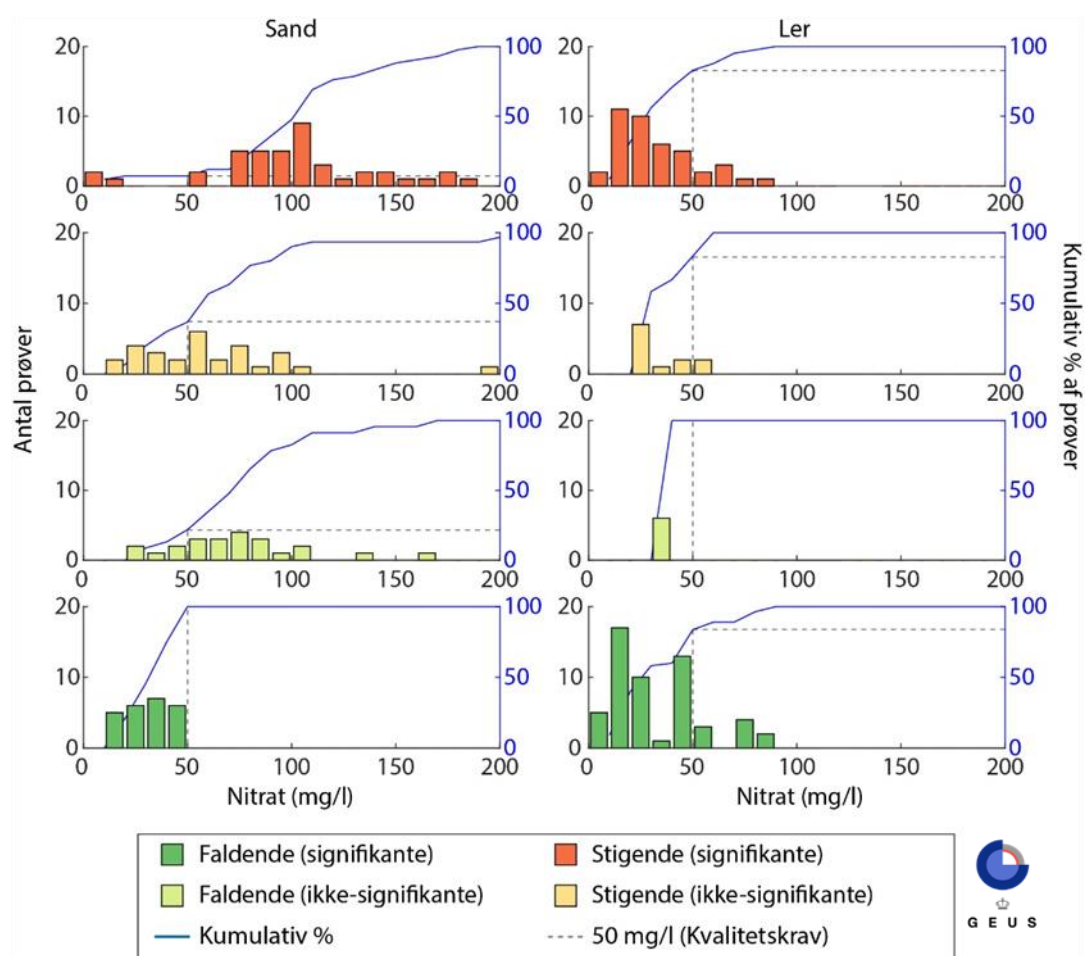
Figur 30. LOOP. Forlæns nitratrendanalyse for 21 gradvist længere tidsperioder fra 1989-1996 til 1989-2016. A: Andel i % af nitratrends for indtag opdelt på sand- og lerjorde i forhold til signifikans af trend. Tallet i kolonnerne viser antal indtag. B: Størrelsen (mg nitrat/l/år) af signifikante nitratrends for indtag på sand- og lerjorde, hvor rød farve er de stigende og grøn de faldende trends (Modificeret efter Hansen mfl., 2019).



Figur 31. LOOP. Baglæns nitratrendanalyse for 21 gradvist længere tidsperioder fra 2009-2016 til 1989-2016. A: Andel i % af nitratrends for indtag opdelt på sand- og lerjorde i forhold til signifikans af trend. Tallet i kolonnerne viser antal indtag. B: Størrelsen (mg nitrat/l/år) af signifikante nitratrends for indtag på sand- og lerjorde, hvor rød farve er de stigende og grøn de faldende trends (Modificeret efter Hansen mfl., 2019).

Figur 32 viser trendanalysen for den seneste periode (2009-2016) sammenlignet med koncentrationsniveauet i 2016. Indtag med signifikant stigende nitrattrends i iltet grundvand i sandjordsoplandene har typisk samtidig en overskridelse af kravværdien på 50 mg/l nitrat, idet 93 % af disse har mere end 50 mg/l nitrat. Det modsatte er tilfældet på lerjord, hvor de stigende trends primært er knyttet til koncentrationer under 50 mg/l. Der ses også en stor andel af analyser med mere end 50 mg/l nitrat i grupperne med ikke-signifikante trends i LOOP på sandjordene, hvor udviklingen er usikker.

Den præcise årsag til disse tendenser i udviklingen af nitrat i det iltede grundvand i LOOP kræver en nærmere analyse af sammenhæng mellem dyrkningspraksis, nitratudvaskning og nitratinhold i iltet grundvand for de enkelte marker som overvåges.



Figur 32. LOOP. Antal af nitratprøver i forskellige koncentrationsintervaller i 2016 grupperet i forhold til signifikans og retning af nitrattrend for 2009-2016 på sand- og lerjordsoplandene i LOOP. Andelen af prøver med koncentrationer under 50 mg/l nitrat er indikeret med de stiplede linjer på den kumulative kurve (modificeret efter Hansen mfl., 2019).

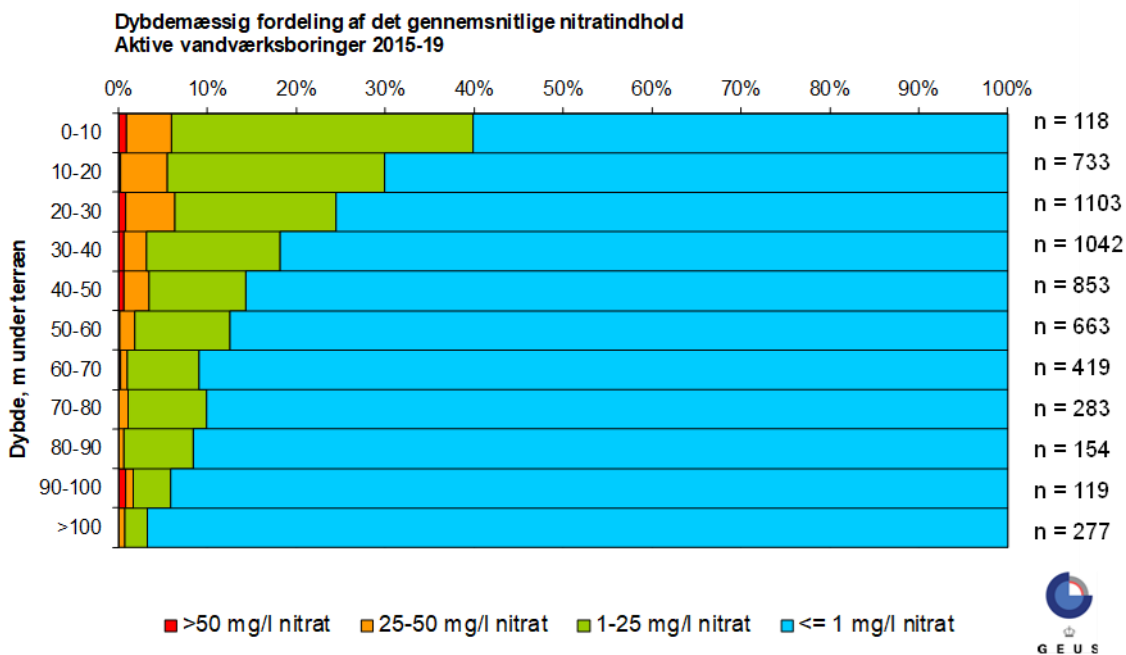
4.4 Vandværksboringer

Status for Nitrat

Figur 33 viser dybdefordelingen af det gennemsnitlige nitratindehold i vandværksboringer i perioden 2015-2019. Der kan optræde data fra boringer, som er sat ud af drift, men som stadig overvåges, og derfor optræder som vandværksboringer i datasættet. Generelt er der betydeligt lavere koncentrationer af nitrat i vandværksboringerne end i GRUMO og LOOP-indtagene. Dette kan forklares med, at vandværkerne prøver at undgå indvinding fra den del af grundvandet, der overskrider kravværdien på 50 mg/l (Schullehner & Hansen, 2014 og DANVA, 2018).

I intervallet 0-10 m u.t. er der påvist nitrat i omkring 40 % af indtagene. Her er koncentrationen af nitrat i grundvandet over 50 mg/l i omkring 1 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 6 % af indtagene. Der er i perioden 2015-2019 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 90-100 m u.t.

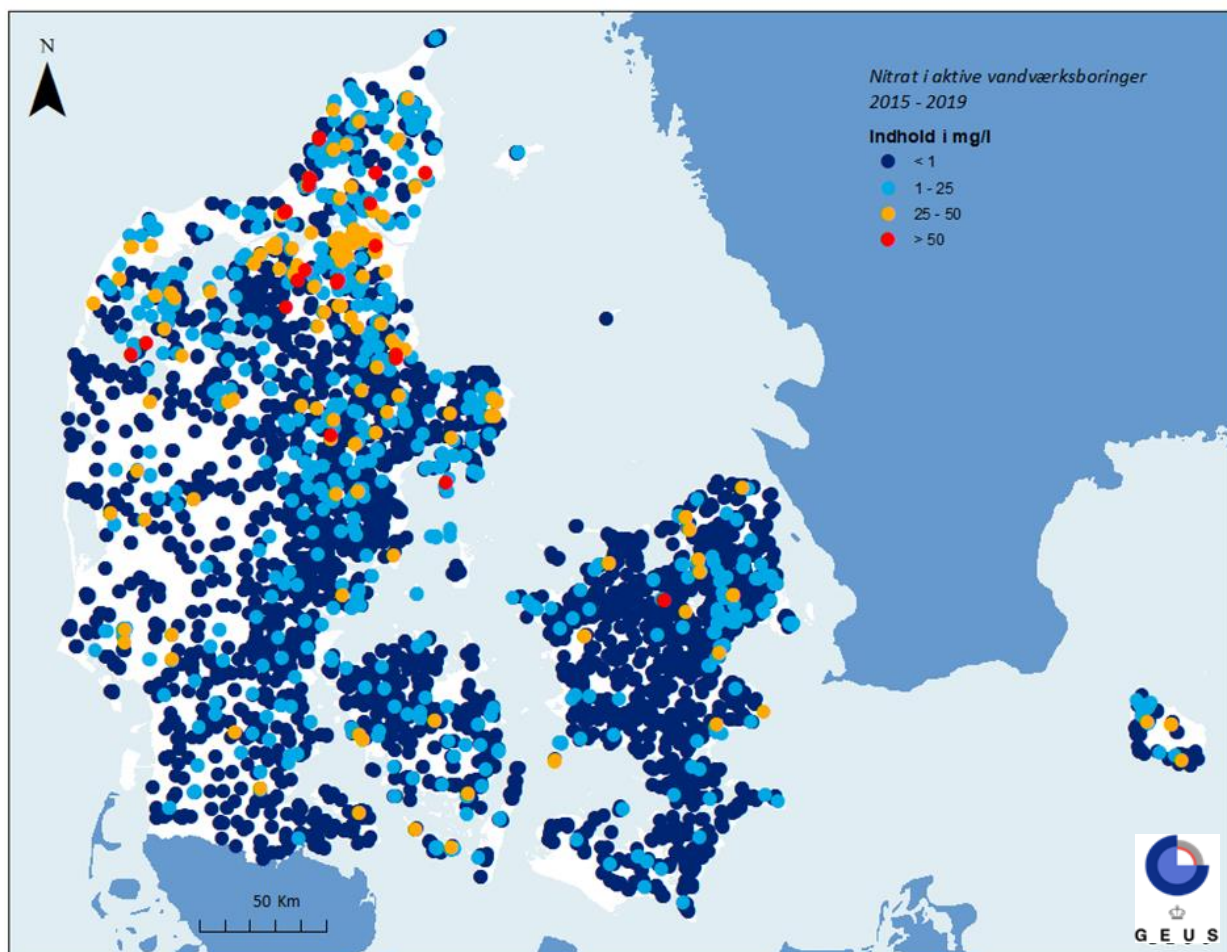
Der ses et gradvist fald med dybden i den nitratholdige andel af grundvandet. Nitrat er i få tilfælde fundet i koncentrationer over 25 mg/l i de dybeste vandværksboringer med top af indtag i en dybde af mere end 100 m u.t. Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandværksboringerne, 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 vandværksboringerne end for GRUMO-indtag, se Figur 68, Appendiks 2.



Figur 33. Vandværksboringer. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindehold i 2015-2019 i forhold til top af indtag i m u.t. i 5.764 indtag med kendt dybde fra vandværksboringer opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

Figur 34 viser den geografiske fordeling af nitratindeholdet i 6.184 vandværksboringer i 5-årsperioden 2015-2019. 30 boringer havde et gennemsnitligt nitratindehold over kravværdien for grundvand og drikkevand i denne periode.

Nitrat i grundvandet i vandværksboringer 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 en relativ dybtliggende nitratfront. Mulighederne for at finde nitratfrit grundvand til vandindvinding er derfor ringere i disse områder end i resten af landet.



Figur 34. Vandværksboringer. Nitratindholdet i grundvandet i 6.184 vandværksboringer fordelt på fire koncentrations-klasser. Kortet er baseret på gennemsnit pr. indtag i perioden 2015-2019. 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

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>. (21.01.2021)

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.geus.dk/2018_2/ (21.01.2021)

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>.

Koch J, Stisen S, Refsgaard J.C., Ernsten V, Jakobsen P.R., Højberg A.L., 2019: Modelling depth of the redox interface at high resolution at national scale using Random Forest and residual Gaussian simulation, Water Resour. Res., <https://doi.org/10.1029/2018WR023939>

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 (21.01.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, 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> (11.01.2021)

Thorling, L., Ernsten, 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> (11.01.2021)

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> (21.01.2021)

Links:

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

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 vandværkers lovpligtige overvågning af vandværksboringer (boringskontrollen). I tredje hovedafsnit sammenlignes resultaterne fra de to programmer og de stofgrupper, der hyppigst findes i grundvandet diskuteres.

I grundvand kan pesticider og deres nedbrydningsprodukter stamme fra erhvervsmæssig brug af pesticider i skovbrug og jordbrug, fra virksomheders og privates anvendelse i haver og anlæg, samt fra anvendelse på befæstede arealer og i byggematerialer. Dertil kommer udvaskning fra spild og punkt-kilder, fx vaskepladser. Pesticidbegrebet er i dette års rapport udvidet til også at gælde stoffer med biocidanvendelse, jf. Grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006), se også kapitel 2 og Appendiks 1.

I praksis er det for nogle stoffer vanskeligt at afgøre, om stoffet bør opfattes som et biocid i grundvandsanalyser. Miljøstyrelsen har ikke retningslinjer for, hvilke af stofferne der skal opfattes som biocider i grundvandsprøver. I pesticidkapitlet har vi derfor medtaget udvalgte biocidstoffer, som har tydeligt miljøfremmede egenskaber. Det drejer sig fx om organiske tinforbindelser (antibegroningsmidler), isothiazolioner (konserveringsmidler), biocidstoffer der kemisk er tæt beslægtede med pesticider (fx triaziner), og phenoler i bred forstand. Phenolerne dækker phenol, chlorphenoler, methylphenoler (cresoler), chlor-methylphenoler (chlorcresoler) og dimethylphenoler (xylenoler).

Disse grupper af 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 herbicider", "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 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 (Kapitel 6). Safeners er stoffer, som beskytter en afgrøde mod et sprøjtemiddel. Ifølge Miljøstyrelsen er safeners ikke at betragte som pesticider, og de forbliver også i stofgruppen organiske mikroforureninger. Uorganiske pesticider, fx kobbersulfat, er heller ikke medtaget. I stofgruppen pesticider indgår desuden kendte urenheder (fx 2,6-DCPP) og vækstregulerende midler.

Tabel 9 viser de pesticider og nedbrydningsprodukter, der indgik i grundvandsovervågningens og boringskontrollens obligatoriske lister i 2019. Stoffer, der er tilføjet i løbet af 2019, er mærket med nyt, og er derfor ikke analyseret i alle prøvetagede indtag. I GRUMO og boringskontrollens faste analyse-program indgår ETU og 4-nitrophenol, som kan have industrielle kilder, der ikke er pesticid/biocid-anvendelser. 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 biociderne phenol og pentachlorphenol, som for nuværende rapporteres som biocider/bekæmpelsesmidler, samt chloroform, der rapporteres som organisk mikroforurening pga. chloroforms naturlige dannelse i skovområder. Afgrænsningen af organiske mikroforureninger versus biocid-/pesticidstoffer vil blive opdateret i Jupiter og GRUMO-rapporten efterhånden som vidensgrundlaget og det administrative grundlag bliver bedre.

Ifølge drikkevandsdirektivet og grundvandsdirektivet er kravværdien for pesticidindholdet i drikkevand og grundvand 0,1 µg/l for enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter, mens den for summen af enkeltstoffer i en prøve er 0,5 µg/l. Dette er i Danmark implementeret i drikkevandsbekendtgørelsen og bekendtgørelsen om fastlæggelse af miljømål. Kravværdien på 0,1 µg/l gælder både for anvendelse som pesticid og som biocid. Insekticiderne aldrin, dieldrin, heptachlor og heptachlorepoxyd har skærpede drikkevandskvalitetskrav på 0,03 µg/l (Drikkevandsbekendtgørelsen). Nogle biocid-stoffer har desuden selvstændige kravværdier udover den generelle kravværdi for biocider på 0,1 µg/l fx phenoler (phenol,

methylphenoler og dimethylphenoler; 0,5 µg/l, grundvandskvalitetskrav, Miljøstyrelsen, 2018a) og pentachlorphenol (0,01 µg/l, Drikkevandsbekendtgørelsen).

Som udgangspunkt indgår alle godkendte prøver fra grundvandsovervågningen og vandværksboringer, der ligger i Jupiter, i de samlede opgørelser af pesticid-belastningen, herunder også data for pesticider, der ikke har indgået i de obligatoriske analyseprogrammer. Den eneste undtagelse er, hvis der tilfældigvis opdages analyseresultater, som er indlysende fejlindberettede, 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 været den samme for de egentlige pesticider i de sidste 30 år. Nogle stoffer har dog haft forhøjede detektionsgrænser (oftest 0,02 µg/l) de første år, stofferne har været analyseret. Detektionsgrænser over 0,01 µg/l forekommer hyppigst i vandværksboringers datasæt samt i massescreeningens datasæt. Indberettede biocidanalyser kan have andre detektionsgrænser end for de egentlige pesticider, hvorfor den generelle detektionsgrænse på 0,01 µg/l ofte ikke gælder for disse stoffer.

I år rapporteres også andelen af prøvetagede indtag med overskridelse af kravværdien for summen af pesticidstoffer i prøverne. Summerne 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 9. GRUMO & Vandværksboringer. Pesticidstoffer, der indgik i GRUMO-analyseprogrammet eller vandværkernes obligatoriske boringskontrol i 2019 sorteret stofgruppe. Baggrundsfarven viser hvilke stoffer, der er fra samme stofgruppe eller er nedbrydningsprodukter fra samme stofgruppe. Stoffer markeret med * er nedbrydningsprodukter eller synteseurenheder. Stoffer tilføjet GRUMO eller boringskontrollen i 2019, er mærket med nyt. Biociderne phenol, pentachlorphenol og chloroform indgår i grundvandsovervågningens analyseprogram for organiske mikroforureninger.

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|---|-------------------|--------------|-----------------------------|--|
| Glyphosat | Organofosfonat | X | X | Herbicid. |
| AMPA (aminomethylphosphorsyre)* | Organofosfonat | X | X | Nedbrydningsprodukt fra glyphosat. |
| Bentazon | Thiadiazin | X | X | Herbicid. |
| ETU (ethylthiourea)* | Dithiocarbamat | X | X | Nedbrydningsprodukt og synteseurenhed i dithiocarbamat fungicider fx maneb, zineb, metiram og mancozeb. Nogle af moderstofferne anvendes også som biocider (zineb, mancozeb, maneb og nabam). ETU bruges også i industrielle processer fx vulkanisering. |
| Dichlorprop/dichlorprop-P | Phenoxy-syre | X | X | Herbicid. |
| Mechlorprop/mechlorprop-P | Phenoxy-syre | X | X | Herbicid. |
| 2,4-D | Phenoxy-syre | X | | Herbicid. |
| MCPA | Phenoxy-syre | X | X | Herbicid. |
| 4-CPP* | Phenoxy-syre | X | X | Urenhed i phenoxy-syrerne dichlorprop og mechlorprop, muligvis også nedbrydningsprodukt fra dichlorprop. |
| 2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre)* | Phenoxy-syre | X | X | Urenhed i phenoxy-syren dichlorprop. |
| 2,4-dichlorphenol* | Chlorphenol | X | X | Nedbrydningsprodukt og urenhed fra herbiciderne 2,4-D og dichlorprop. Urenhed og |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|---|-------------------|--------------|-----------------------------|---|
| | | | | 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. |
| Atrazin | Chlortriazin | X | X | Herbicid. |
| Hydroxyatrazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin. |
| Desethylatrazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin. |
| Desisopropylatrazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin og forment- lig andre chlortriaziner. |
| DEIA (desethyl-desisopro- pylatrazin)* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin, cyanazin og formentlig andre chlortriaziner. |
| Desethylhydroxyatrazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin og formentlig andre triaziner. |
| Desisopropylhydroxyatrazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin og forment- lig andre triaziner. |
| Didesalkylhydroxyatrazin (hydroxy-DEIA)* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin, cyanazin og formentlig andre triaziner såsom alkylthiotriaziner (biocider). |
| Simazin | Chlortriazin | X | X | Herbicid. Også anvendt som biocid. |
| Hydroxysimazin* | Triazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra simazin og simetryn. |
| Desethylterbuthylazin* | Chlortriazin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet terbuthylazin. |
| Hexazinon | Triazinon | X | X | Herbicid. |
| Metribuzin | Triazinon | X | X | Herbicid. |
| Metribuzin, desamino-* | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metri- buzin. |
| Metribuzin, diketo-* | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metri- buzin. |
| Metribuzin, desaminodiketo- * | Triazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra metri- buzin. |
| 4-Nitrophenol* | Nitrophenol | X | X | Vækstregulerende middel (som p- nitrophenolate) og nedbrydnings- produkt fra insecticidet methylpa- rathion. Kan også stamme fra in- dustrielle synteseprocesser. |
| Metalaxyl/metalaxyl-M | Acylalanin | X | X | Fungicid og bejdsemiddel. |
| CGA-62826 (N-(2,6- dimethylphenyl)-N- (methoxyacetyl)alanine)* | Acylalanin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra me- talaxyl/metalaxyl-M. |
| CGA-108906 (N-(2-carboxy- 6-methylphenyl)-N- (methoxyacetyl)alanine)* | Acylalanin | X | X | Nedbrydningsprodukt fra me- talaxyl/metalaxyl-M. |
| Diuron | Phenylurea | X | X | Herbicid. |
| Dichlobenil | Benzonitril | X | X | Herbicid. |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid)* | | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbici- derne dichlobenil og chlorthiamid og bejdsemidlet fluopicolid. |
| 2,6-Dichlorbenzoesyre* | | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbici- derne dichlobenil og chlorthiamid og bejdsemidlet fluopicolid. |

| Pesticid/ nedbrydningsprodukt* | Stofgruppe | GRUMO | Borings- kontrol | Beskrivelse |
|--------------------------------------|------------------|------------------|---------------------|--|
| 1,2,4-triazol* | Triazol | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet amitrol og triazolfungicider fx tebuconazol, metconazol, difenoconazol, epoxiconazol og propiconazol. Andre anvendelser er som bejdsemidler (fx tebuconazol og prothioconazol), som vækstregulerende midler (fx metconazol), som biocid og konserveringsmidler i maling og træbeskyttelse (fx propiconazol og tebuconazol) og som lægemidler (fx fluconazol). |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid)* | Sulfamid | X ^{nyt} | X | Nedbrydningsprodukt fra fungiciderne diclofluanid og tolylfluanid. Også anvendt som biocider og konserveringsmidler i fx træbeskyttelse og maling. |
| DPC (desphenylchloridazon)* | Pyridazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon. |
| MDPC (methyl-desphenylchloridazon)* | Pyridazinon | X | X | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon. |
| Alachlor ESA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet alachlor. |
| Dimethachlor ESA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor. |
| Dimethachlor OA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor. |
| Metazachlor ESA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor. |
| Metazachlor OA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor. |
| Propachlor ESA* | Chloroacetanilid | | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra herbicidet propachlor. |
| CTAS (chlorothalonilamidsulfonsyre)* | Chloronitrile | X ^{nyt} | X ^{nyt} | Nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil der har været anvendt som herbicid, til bejdsning og som biocid eller konserveringsmiddel i maling. |

5.1 Grundvandsovervågningen

Datagrundlag

Der anvendes i dette afsnit pesticidanalyser fra grundvandsovervågningens GRUMO-indtag fra perioden 1990-2019. De samlede opgørelser for hele perioden 1990-2019 indeholder indberettede og godkendte prøver for alle undersøgte pesticidstoffer. Grundvandsovervågningens stationsnet har gennemgået en række ændringer i denne periode dels af tekniske årsager, og 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, når programperioderne revideres eller når der sker ændringer i drikkevandsbekendtgørelsens obligatoriske liste. 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 3.4. 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

tolyfluanid, og i 2019 gennemførte Miljøstyrelsen en massescreening for mere end 400 stoffer. Endelig blev der i flere amter udført supplerende analyser ud over de programlagte stoffer i årene op til 2007. Screeningsresultaterne og resultater fra ikke-programlagte stoffer indgår alle i de generelle opgørelser.

Prøvetagningsfrekvenser har været meget varierende 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. Stationsnettet dækker hovedsagelig pesticidbelastningen i det åbne land for at beskrive påvirkningen fra de egentlige pesticider; plantebeskyttelsesmidlerne. Det betyder samtidig, at belastningen fra biocidanvendelser i bebyggede områder, fx DMS fra træbeskyttelsesmidlet tolyfluanid, er underrepræsenteret.

Prøvetagningen veksler nu mellem kontrolovervågning, hvor alle indtag prøvetages til pesticidanalyse (hvis de indgår i pesticidovervågningen), og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med tidligere pesticidfund. 2019 var et kontrolovervågningsår. Datasættene for 2017 (kontrolovervågning af 1.046 indtag), 2018 (operationel overvågning af 512 indtag + 37 ekstra indtag screenet for DMS og tolyfluanid) og 2019 (kontrolovervågning af 1.034 indtag) afviger derfor markant fra de tidligere år og kan ikke sammenlignes direkte med tidligere år, der ikke var opdelt på 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 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 kravværdien, eller hvor summen af påviste pesticider har overskredet kravværdien. Det helt centrale i opgørelsen er, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over andelen af indtag i 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 kravværdien. Hvis der i perioden er udtaget flere vandprøver fra samme indtag, og der ikke er fund i alle prøver, men der dog er mindst ét fund, bliver indtaget talt med i kategorien med fund. Denne metode betegnes 'periodeopgørelsen', idet formålet med opgørelsen er at karakterisere pesticidbelastningen indenfor en given periode.

Status, pesticider i Grundvandsovervågningen

Tabel 10 viser, at der i 2019 blev fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 58,0 % af de prøvetagede indtag. Kravværdien for enkeltstoffer ($0,1 \mu\text{g/l}$) var overskredet mindst én gang i 22,6 % af de prøvetagede indtag og kravværdien for summen af målte stoffer var overskredet i 9,2 %. Desphenylchloridazon (DPC), metyldesphenylchloridazon (MDPC) og 1,2,4-triazol blev tilføjet analyseprogrammet i løbet af 2018, og DMS og chlorothalonilamidsulfonsyre (CTAS) blev tilføjet i 2019. Stort set alle aktive indtag er dermed analyseret for DPC, DMS og 1,2,4-triazol, hvilket har givet en kraftig forøgelse af fund og overskridelser af kravværdien sammenlignet med 2017. 2018 afviger ved at være et år med operationel overvågning, hvor kun udvalgte indtag blev overvåget.

Opgørelser for de enkelte stoffer i 2019 og for hele monitoringsperioden 1990-2019 fremgår af Tabel 13 og Tabel 14 (de 25 hyppigste stoffer) samt bilag 5 og 6 (alle stoffer). Tabel 10 viser også en periodeopgørelse for 2017-2019, hvor stort set alle aktive indtag er prøvetaget mindst én gang. Enkeltstoffer blev i perioden påvist i 60,2 % af indtagene, og kravværdien for enkeltstoffer på $0,1 \mu\text{g/l}$ var overskredet mindst én gang i 26,4 % af indtagene. Summen af målte stoffer overskred kravværdien mindst én gang i 10,7 % af de prøvetagede indtag i perioden. I årene 2017-2019 havde alle prøver med overskridelse af kravværdien for sum også overskridelse af kravværdien for enkeltstof. I hele GRUMO-datasættet (1990-2019) overskrider kun én prøve sumkriteriet, uden der er en overskridelse af kravværdien for et

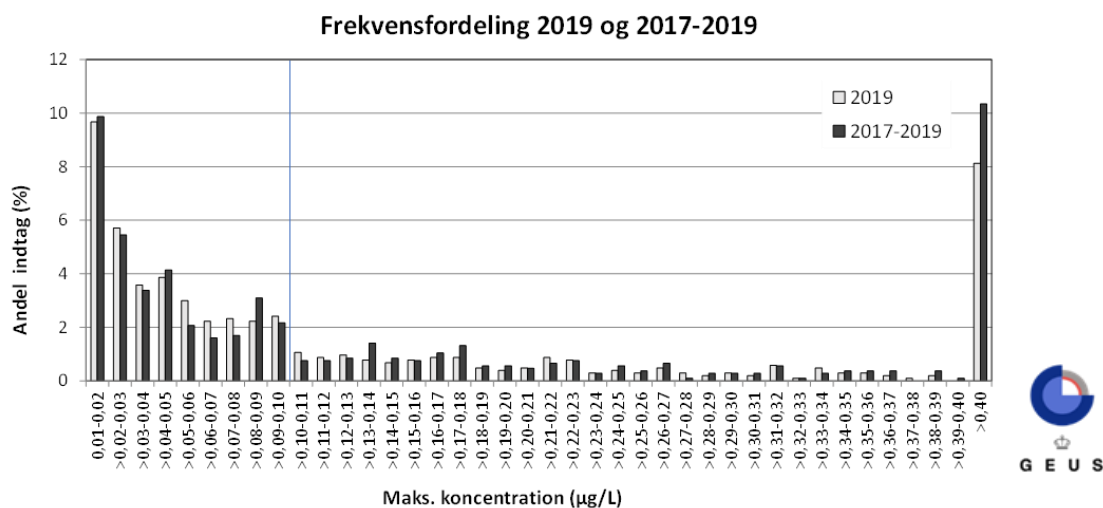
enkeltstof. I denne prøve var summen af pesticider 0,54 µg/l og maksimum-værdien for et enkeltstof præcis 0,10 µg/l.

Tabel 10. 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 kravværdien (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og >0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2017-2019, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

| Grundvandsovervågningen | 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 |
| 2019 | 1.034 | 600 | 234 | 95 | 58,0 | 22,6 | 9,2 |
| 2018 | 549 | 345 | 145 | 53 | 62,8 | 26,4 | 9,7 |
| 2017 | 1.046 | 340 | 110 | 44 | 32,5 | 10,5 | 4,2 |
| 2017-2019 | 1.064 | 640 | 281 | 114 | 60,2 | 26,4 | 10,7 |

Koncentrationsfordeling

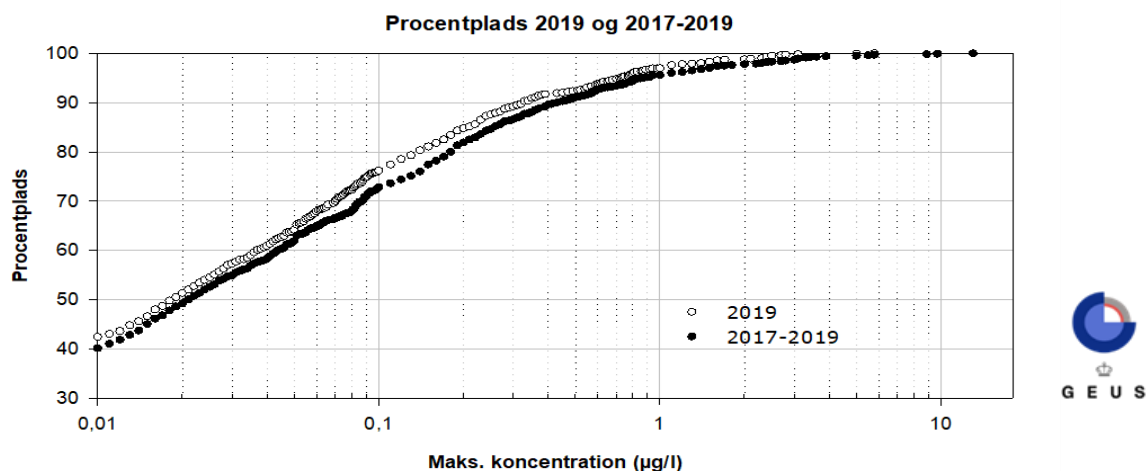
Figur 35 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2019 og i perioden 2017-2019. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2019 eller i perioden 2017-2019. Fundandelen angiver, hvor mange procent af indtagene, der indeholdt pesticider for hvert koncentrationsinterval. Fundandelen aftager hurtigt med stigende koncentration, men der er samtidig en lang 'hale' af fund over kravværdien. Der er desuden en fortsat kraftig forøgelse af indtag med høje koncentrationer >0,4 µg/l (2019: 8,1 %; 2017-2019: 10,3 %), som i 2018 lå på 9,5 % og i perioden 2016-2018 på 7,1 %, i 2017 og perioden 2015-2017 begge på ca. 4 %, og i 2016 og perioden 2014-2016 begge på <0,5 %. Det mest betydende enkeltstof bag denne stigning er DPC, som nu er analyseret i næsten alle aktive indtag.



Figur 35. GRUMO. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2019 og i perioden 2017-2019. Kravværdien på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2019 blev der ikke påvist pesticider i 42 % af de undersøgte indtag, i perioden 2017-2019 ikke i 40 %, se Figur 36.

Indtag med høje koncentrationer ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procent-pladsfordelinger med en logaritmisk skala som i Figur 36. Procentpladsen angiver placeringen i data-sættet, fx giver koncentrationen 0,2 µg/l i 2019 resultatet 0,85, hvilket viser, at den højeste pesticid-koncentration i 85 % af de undersøgte indtag i 2019 lå under 0,2 µg/l. Når flere indtag har samme koncentration, er de

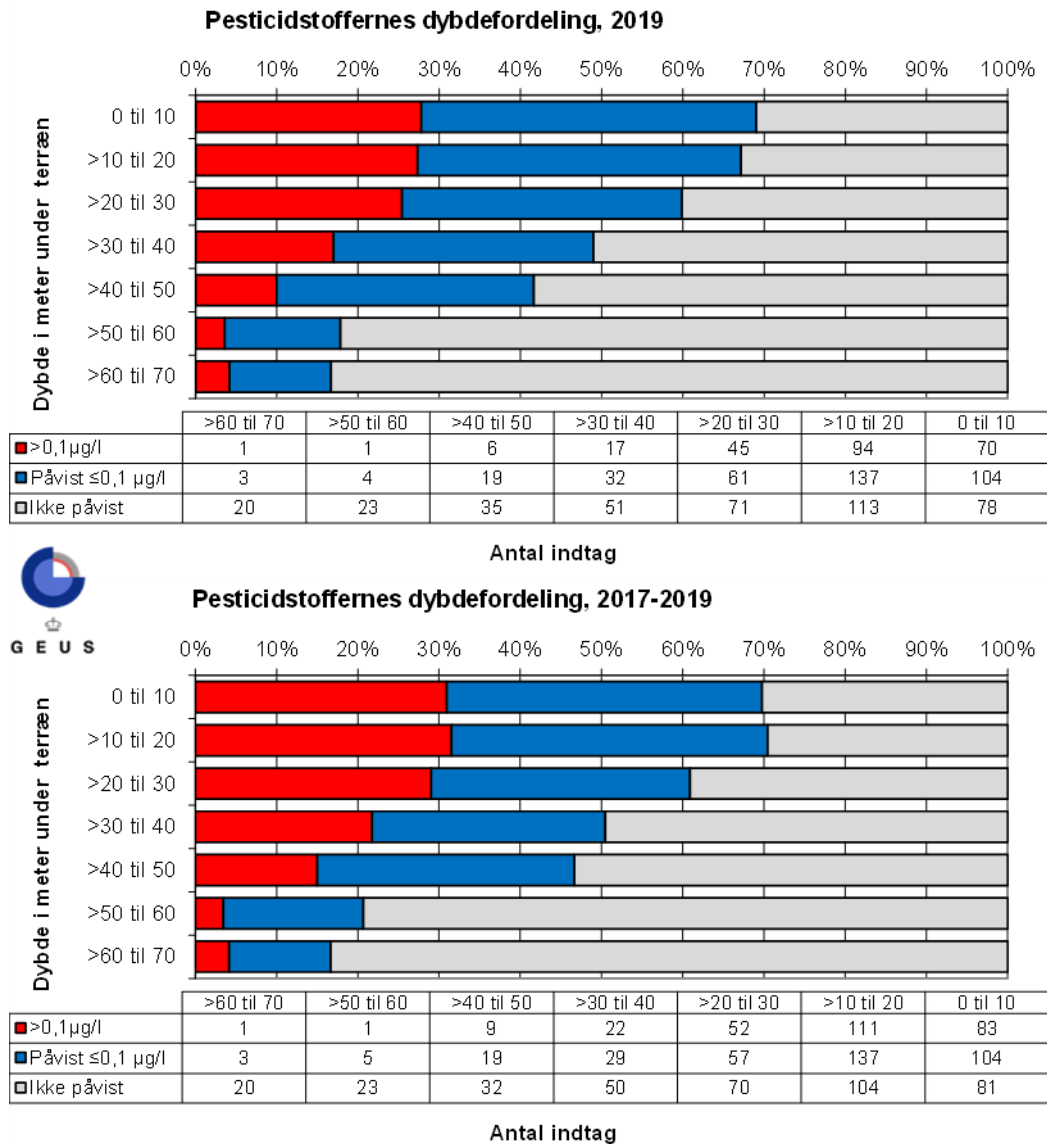
repræsenteret af ét punkt. I modsætning til de foregående år er procentplads-fordelingerne for 2019 og perioden 2017-2019 næsten identiske, hvilket skyldes, dels at alle aktive indtag blev prøvetaget i 2019, dels at alle aktive indtag nu er testet for DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol.



Figur 36. GRUMO. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2019 og i perioden 2017-2019. Det fremgår, at i 2019 blev der ikke påvist pesticider i 42 % af de undersøgte indtag, og i perioden 2017-2019 i 40 % af de undersøgte indtag.

Dybdefordeling

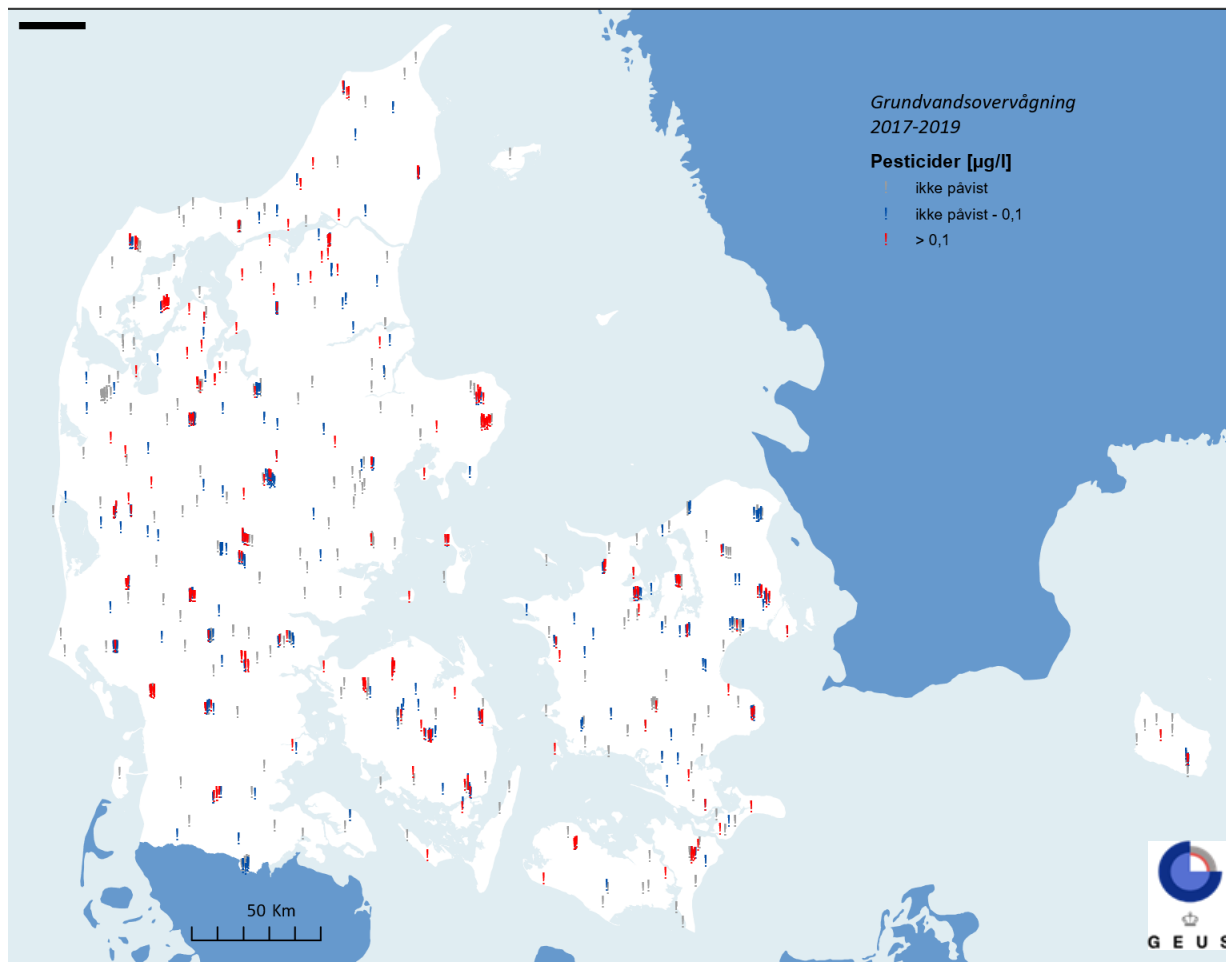
Figur 37 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder. I figurene er der for få indtag dybere end 70 meter under terræn til at give en meningsfuld fordeling på de tre koncentrationsklasser. Stort set alle indtag er nu analyseret for DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol og dybdefordelingerne giver nu, modsat tidligere, et retvisende billede af disse stoffers påvirkning med dybden. Fundandelene falder generelt med dybden i begge datasæt, hvor der tidligere har været en top i 20-30 m u.t. Sammenlignet med tidligere er der en betydeligt højere andel med påviste pesticider i det øvre grundvand og også en betydeligt højere andel med overskridelser af kravværdien. I 2019 blev pesticider påvist i fire indtag der havde top af indtag i mere end 100 m u.t., dog uden overskridelser af kravværdien. Det dybeste pesticidfund var i 158 m u.t. 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 37. GRUMO. Pesticidstoffers dybdefordeling for GRUMO-indtag prøvetaget i 2019 og for perioden 2017-2019. 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 overkanten af indtaget.

Geografisk fordeling af pesticider i Grundvandsovervågningen

Figur 38 viser den geografiske fordeling af pesticidindholdet i grundvandet i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019, hvor de fleste programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang. I perioden er der påvist pesticider over og under kravværdien i hele landet.



Figur 38. GRUMO. Pesticidstoffers geografiske fordeling for GRUMO-indtag i perioden 2017-2019. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kravværdien ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kravværdien (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.

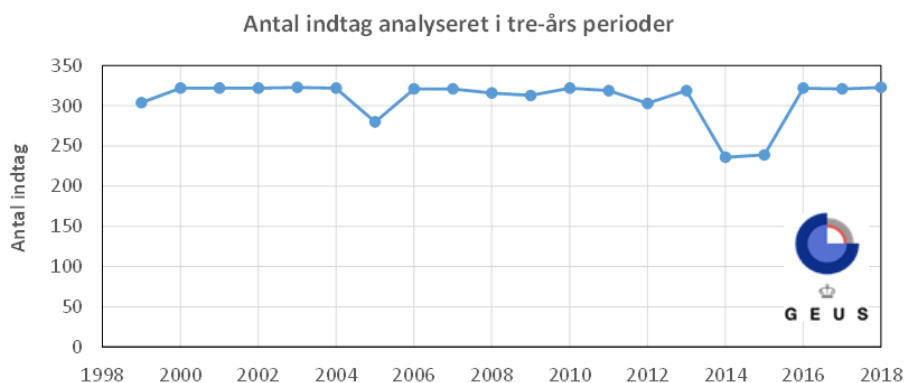
Tidslig udvikling i 'den faste kerne af indtag'

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 tidslige udvikling kompliceres af, at der over årene har indgået forskellige indtag i måleprogrammet. Stationsnettet har haft forskellig fokus i de forskellige programperioder fx med hensyn til dybde og pesticidbelastning. Vi har derfor udvalgt en fast kerne på 323 indtag, som er prøvetaget til pesticidanalyse nogenlunde regelmæssigt. Den faste kerne er identificeret ud fra prøver analyseret for atrazin, simazin og dichlorprop, idet disse stoffer har indgået i analyseprogrammet i alle år. 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, da antallet af indtag ellers ville blive for lavt. Datahullerne på fire år er desværre ikke spredt jævnt over årene, de ligger oftest i perioden 2013-2016. I 2018 indgik 329 indtag i den faste kerne. Seks indtag er ikke længere aktive og indgår derfor ikke længere i den faste kerne, hvorfor fundandele for alle år er genberegnet uden disse indtag. 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 oprindelige GRUMO-områder repræsenterede oplandet til et vandværk, se Appendiks 2.

Den tidlige udvikling i den faste kerne bygger på periodeopgørelser for tre-årsperioder. Figur 39 viser, at perioderne 2004-2006, 2013-2015 og 2014-2016 (vist på årene 2005, 2014 og 2015 i Figur 39) har færre prøvetagede indtag end resten af perioderne. Fundandelene afviger også for disse tre periodeopgørelser, hvorfor de udgår af datasættet.

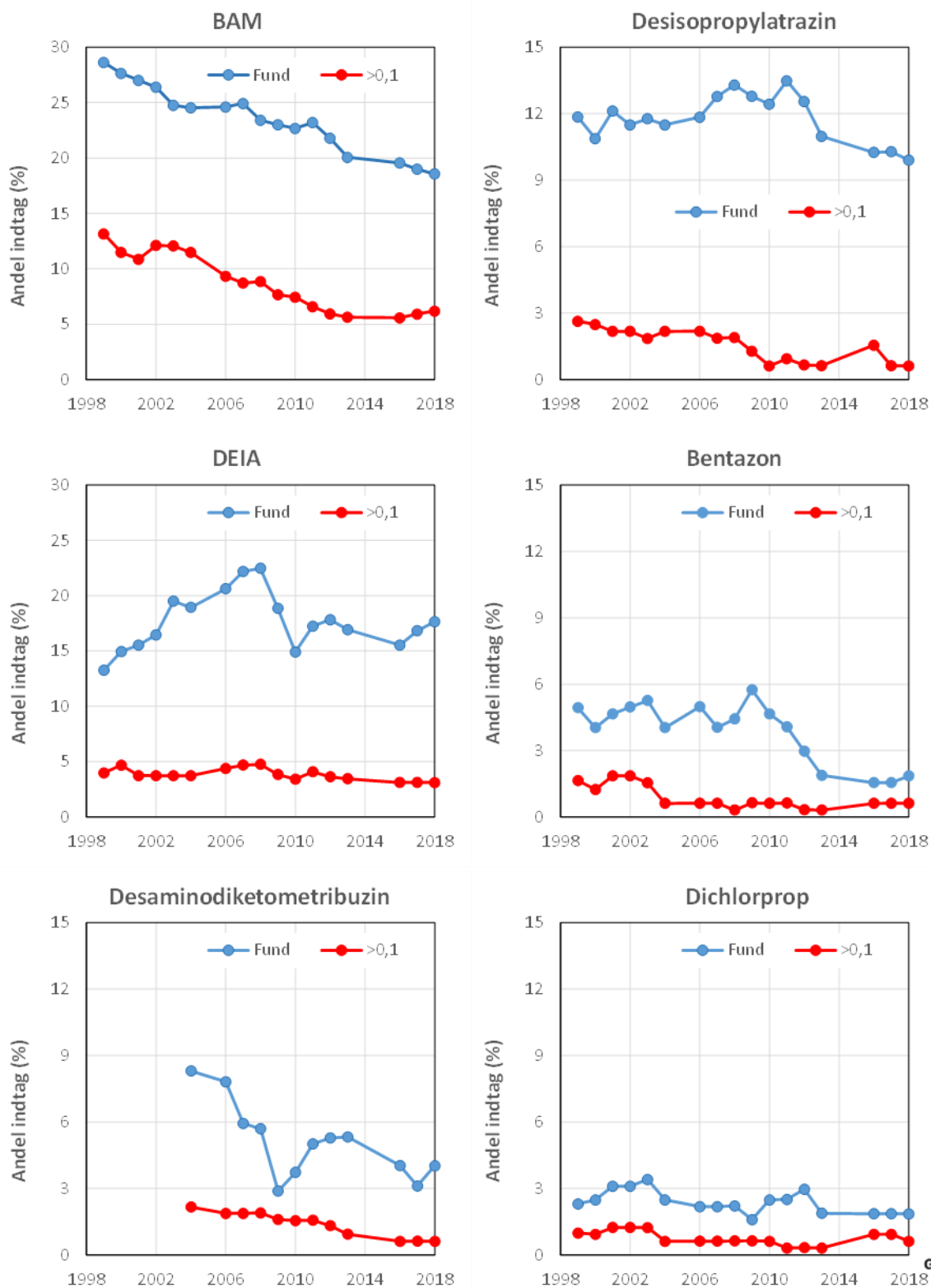


Figur 39. GRUMO. Tidlig udvikling i prøvetagning af de 323 GRUMO-indtag i den 'faste kerne' af indtag til belysning af pesticidtidsserier. Hvert år repræsenterer opgørelser af antal indtag, som er analyseret mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

Udviklingen i den generelle pesticidbelastning kan kun beregnes for de stoffer, der indgik i analyseprogrammerne i de enkelte perioder. DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har meget høje fundandele sammenlignet med andre stoffer i analyseprogrammerne (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 derfor kun muligt at beregne den tidlige udvikling for enkeltstoffer i GRUMO-indtagene.

Figur 40 viser udviklingen i fundandele for udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. Stofferne er valgt ud fra, at de skal repræsentere forskellige stofgrupper, have lange tidsserier, samt have haft høje fundandele i stationsnettet som helhed. 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 er langt det hyppigste af de udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. BAMs fundandele har været jævnt faldende for både fund i alt og overskridelser af kravværdien. Salget af BAMS ene moderstof dichlobenil stoppede i 1996, salget af det andet moderstof chlorthiamid stoppede i 1980 (Miljøstyrelsen, 2017a). Det tredje moderstof fluopicolid kan muligvis stadigvæk forekomme i importeret såsæd.

De næsthøjest hyppigste af de udvalgte stoffer er DEIA og desisopropylatrazin, som er nedbrydningsprodukter fra en række chlortriazinere, se Tabel 9, hvor alle moderstofferne nu er forbudte som sprøjtemidler. Udviklingen i de samlede fund af DEIA er lidt usikker pga. varierende fundandele efter 2008, men DEIA's udbredelse synes at have toppet omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kravværdien har været stort set konstant. Desisopropylatrazin viser mindre udvikling i den samlede fundandel end DEIA, mens andelen af overskridelser af kravværdien har været jævnt faldende. Desaminodiketometribuzin udviser en faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kravværdien. Moderstoffet metri-buzin blev forbudt i 2004.



Figur 40. 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 pesticidet er påvist mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

For bentazon gælder, at den samlede fundandel var stort set konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. Faldet i overskridelser af kravværdien synes at have indtruffet allerede omkring 2004, men dette er usikkert pga. det lille antal indtag med fund over kravværdien. Bentazons anvendelse blev reguleret i 1995 af hensyn til grundvandet. Dichlorprop, mechlorprop og hexazinon har alle lave fundandele, hvorfor man ikke kan sige meget om deres udvikling. Tidsserier for mechlorprop og hexazinon fremgår af bilag 4.

Screening for nye stoffer i 2019 (massescreening)

I 2019 blev udvalgte indtag analyseret for over 400 stoffer, som ikke tidligere har indgået i analyseprogrammet. Screeningen omfattede 248 indtag fra grundvandsovervågningen og 15 vandforsynings-indtag fra grundvandskortlægningen. Tabel 11 viser screeningsstoffer, som blev påvist i mere end 1 % af de undersøgte indtag og/eller med overskridelse af kravværdien i mere end 0,2 % af de undersøgte indtag (Miljøstyrelsen, 2020), dvs. stoffer som overskrider Miljøstyrelsens kriterier for udvælgelse af pesticider til boringskontrollens pesticidliste. Opgørelsen er uden screeningsstofferne dichlorprop-P og mechlorprop/mechlorprop-P, da de er blandt de bedst undersøgte stoffer i grundvandsovervågningen og ved en fejl kom med i screeningen, samt cholinchlorid, der er et hjælpestof og derfor ikke et aktivstof eller nedbrydningsprodukt fra et aktivstof.

Tabel 11. GRUMO. "Nye" stoffer i 2019-screeningen som overskred Miljøstyrelsens kriterier for udvælgelse af pesticider til boringskontrollens pesticidliste, dvs. fundet i mere end 1% af de 263 indtag og/eller med overskridelse af krav-værdien i mere end 0,2 % af indtagene. For nedbrydningsprodukter er moderstoffer angivet i parentes. GUS: grundvandsudvaskningsindeks (Gustafson, 1989, se teksten for tolkning af indekset).

| | Fund i alt | Fund >0,1 | Sorption ^A K _{oc} | DT50 ^A | GUS indeks |
|--|------------|-----------|--|-------------------|------------|
| | Antal | Antal | | Dage | |
| TFMP (fluazifop, fluazifop-P, fluazifop-P-butyl) | 6 | 0 | 36 | 43,4 | 4,0 |
| Monuron | 5 | 0 | 150 | 170 | 4,1 |
| Alachlor ESA (alachlor) | 5 | 1 | - | - | - |
| Metazachlor ESA (metazachlor) | 4 | 2 | 8,8 | 123 | 6,4 |
| <i>t</i> -Sulfinylacetic acid (acetochlor) | 4 | 1 | 21,8 | 112 | 5,5 |
| (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre (dimethachlor) | 4 | 1 | - | - | - |
| Pentachlorbenzen (quintozen) | 4 | 0 | 7552 | 275 | 0,3 |
| Hexachlorbenzen | 4 | 0 | 50.000 | 2000 | -2,3 |
| Dimethachlor ESA (dimethachlor) | 3 | 1 | 3,7 | 15 | 4,0 |
| Imazalil | 3 | 0 | 4753 ^B | 76,3 | 0,6 |
| Metazachlor OA (metazachlor) | 2 | 2 | 18,9 | 90 | 5,3 |
| Metaldehyd | 1 | 1 | 240 | 5,1 | 1,1 |

A) Data fra Pesticides Properties Database (PPDB). B) K_{foc}

Screeningens oprindelige hensigt var at teste for stoffer med stor risiko for udvaskning til grundvandet (Miljøstyrelsen, 2019b). Efterfølgende har Miljøstyrelsen omprioriteret, så grundvandsrisikoen blev mindre fremtrædende og sundhedsrisiko blev opprioriteret (Miljøstyrelsen, 2019c). Screeningen blev derudover suppleret med pesticidstoffer, som kunne analyseres uden yderligere udgifter, og som ikke havde indikation på grundvandsrisiko.

Pesticiders risiko for at udvaske vurderes ud fra modelberegninger, der bygger på binding til jordens organiske fraktion (sorption, Koc), nedbrydning i overjord (halveringstid ved 20 °C, DT50), dosis, klima m.m. For mange af de ældre pesticider, og specielt for deres nedbrydningsprodukter, findes der ikke mældedata, hvorfor de eneste tilgængelige parametre typisk vil være sorption og nedbrydning. De forventede effekter af sorption og nedbrydning kan samles i et simpelt grundvandsudvaskningsindeks (GUS-indeks, Gustafson 1989), hvor risikoen forventes at være højere med stigende indeks. Stoffer med et GUS-indeks >2,8 forventes at have stor risiko for udvaskning, og stoffer med et GUS-indeks <1,8 forventes at have lav risiko for udvaskning.

GUS-indekset er et upræcist værktøj, men screeningsresultaterne i Tabel 11 viser dog, at mange fundne stoffer har meget høje GUS-værdier (≥ 4). I mangel af bedre indikatorer bør man derfor være opmærksom på udvaskningsrisikoen, hvis et stof har meget høj GUS-værdi. Dette understøttes af GUS-værdierne for nogle af de hyppigst påviste pesticidstoffer i grundvandsovervågningen (DMS: >14; DPC: 5,5; BAM: 5,1). Tabel 11 viser også, at stoffer med lave GUS-værdier i nogle tilfælde kan udvaske, hvorfor GUS ikke kan bruges til at frikende et stof.

På den helt lange bane synes nedbrydningen (persistensen) at være en afgørende parameter. Hexachlorbenzen burde ikke udvaske med et GUS indeks på -2,3 og en kraftig binding til jordens organiske fraktion ($K_{oc}=50.000$), men hexachlorbenzen er alligevel blandt de hyppigt fundne stoffer i screeningen (se Tabel 11). Udvasningen skyldes sandsynligvis den langsomme nedbrydning med en typisk halveringstid (DT50) på 2000 dage i overjord ved 20 °C og betydeligt langsommere i grundvandet. Der findes ikke danske salgstal, men ifølge Wikipedia blev hexachlorbenzen markedsført fra 1945 og blev derfor sandsynligvis brugt i 50'erne og 60'erne og muligvis helt op i 80'erne. Hovedanvendelserne var som bejdsemiddel i korn og som træbeskyttelsesmiddel, hvorfor hexachlorbenzen muligvis kan forekomme i grundvandet under både landbrugsarealer og bebyggede områder. Hexachlorbenzen var desuden en synteseurenhed i sprøjtemidler med quintozone som aktivstof (Bech og Hansen, 1974) og sandsynligvis også i andre aktivstoffer. Fundene af hexachlorbenzen peger på, at for meget persistente stoffer kan sorption, og dermed også GUS indeks, have mindre betydning, idet stofferne udvaskes, hvis der går tilstrækkelig lang tid, og hvis de er brugt i tilstrækkelig stor mængde. Det samme gælder i mindre grad pentachlorbenzen og imazalil.

Nogle stoffer med høj persistens er ikke påvist i screeningen på trods af stort forbrug over en lang periode. Det er fx diquat (DT50: 2345 dage, samlet salg af diquatdibromid 1962-2017: 1770 tons). Diquat adskiller sig fra hexachlorbenzen ved at binde til lerpartikler (Weber og Weed, 1989), så hvor hexachlorbenzen har svag binding i dybere jordlag, binder diquat til jordens mineralske fraktion i hele jordsøjlen.

5.2 Vandværksboringer

Datagrundlag

I dette afsnit rapporteres pesticidanalyser fra de almene vandværkers indtag i perioden 1992-2019. Data om grundvandet fra vandværksboringerne illustrerer forholdene i den del af grundvandet, der anvendes til drikkevand af de almene vandværker. Da vandværkerne løbende 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 vandværkernes 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, som kun indgår i udtrækket i begrænset omfang, selvom resultatet af ikke-indberettede prøver kan være offentliggjort på vandværkernes hjemmesider eller i medierne.

Fra 2019 er pesticiddata behandlet for de enkelte vandværksindtag i stedet for (som tidligere) på boringsniveau, databehandlingen bliver dermed identisk med GRUMO. I praksis har det lille betydning, idet de fleste vandværksboringer kun har ét indtag. I hvert års rapportering indgår kun data fra aktive vandværksindtag, se bilag 10. Det betyder, at omfanget og antallet af indtag, og dermed datasættet, varierer fra år til år, fordi data fra ikke-aktive vandværksindtag 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 vandværksindtag skal som minimum analyseres for de pesticidstoffer, der fremgår af drikkevandsbekendtgørelsen (boringskontrollen). Analyseprogrammet blev pr. 1. januar 2012 udbygget med 18 stoffer og otte andre udgik. Pr. 1. april 2014 blev programmet udbygget med yderligere tre stoffer: metalaxyl-M og dets to nedbrydningsprodukter CGA 62826 og CGA 108906. 2,4-D udgik derefter fra programmet pr. 28/11-2015. Pr. 27. oktober 2017 blev listen udbygget med stofferne desphenylchloridazon (DPC) og methyldesphenylchloridazon (MDPC). Per 1. juli 2018 blev listen yderligere udbygget med 1,2,4-triazol og DMS, per 10. maj 2019 med CTAS, og per 1. november 2019 medalachlor ESA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, metazachlor ESA, metazachlor OA og propachlor ESA. Drikkevandsbekendtgørelsens obligatoriske analyseprogram har dermed undergået betydelige forandringer de senere år.

Tabel 9 viser de pesticidstoffer, der var obligatoriske i hele 2019 i boringskontrollen, samt stoffer, der blev obligatoriske i løbet af 2019 (nye stoffer). Vandværkerne har over årene analyseret for flere stoffer end angivet i drikkevandsbekendtgørelsens obligatoriske liste, 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 det obligatoriske analyseprogram, medtages i de generelle opgørelser af pesticidbelastningen. Bilag 7 og 8 viser en samlet oversigt over stoffer, som indgår i beregningerne, samt deres forekomst i vandværksboringer. Analysefrekvensen afhænger bl.a. af den producerede eller distribuerede vandmængde, men dog mindst én prøve til pesticidanalyse hvert femte år fra indvindingsboringer, hvorfor der anvendes en fem-årsperiode i mange opgørelser i denne rapport.

Status for pesticider i vandværksindtag

Tabel 12 viser den seneste udvikling i fund af pesticider og deres nedbrydningsprodukter i grundvand fra vandværksindtag. Der blev i 2019 fundet mindst ét pesticid i 29,0 % af de undersøgte vandværksindtag, hvor 8,1 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kravværdien. Kravværdien for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 1,4 % af de undersøgte indtag. Der var ingen overskridelse af kravværdien for sum, uden at der også var mindst én overskridelse af kravværdien for et enkeltstof.

Pesticidernes sum har overskredet kravværdien i en kraftigt forøget andel af boringerne fra 2017 og fremefter, dvs. efter at DPC og DMS kom på boringskontrollens obligatoriske liste, da disse stoffer optræder i højere koncentrationer, end der typisk blev fundet i det hidtidige analyseprogram.

For 2019 er fundandelene for vandværksboringer tilsyneladende lavere end for 2018, men det skyldes, at et stort antal indtag i 2019 blev analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilbenzoesyre

(nedbrydningsprodukter af chlorothalonil). Mange af disse borer blev kun analyseret for disse stoffer og oftest uden fund, hvilket betød, at opgørelsen for 2019 "er fortyndet" i forhold til den sædvanlige undersøgelse, hvorved den samlede fundprocent opgjort for alle pesticider blev lavere. Når indtag, der kun er analyseret for CTAS og chlorothalonilbenzoesyre, tages ud af beregningerne, bliver årsopgørelsen for fundandelene og overskridelse af kravværdien højere end de forudgående år pga. DPC og DMS (se Tabel 12). Indtag, der kun er testet for chlorothalonils nedbrydningsprodukter, indgår derfor ikke i beregningerne, der ligger til grund for 2019-figurene i dette afsnit, hvorved figurene bliver direkte sammenlignelige med sidste års figurer.

Tabel 12. Vandværksboringer. Pesticidfund i vandværksboringeres 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 kravværdien (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2015-2019. 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.

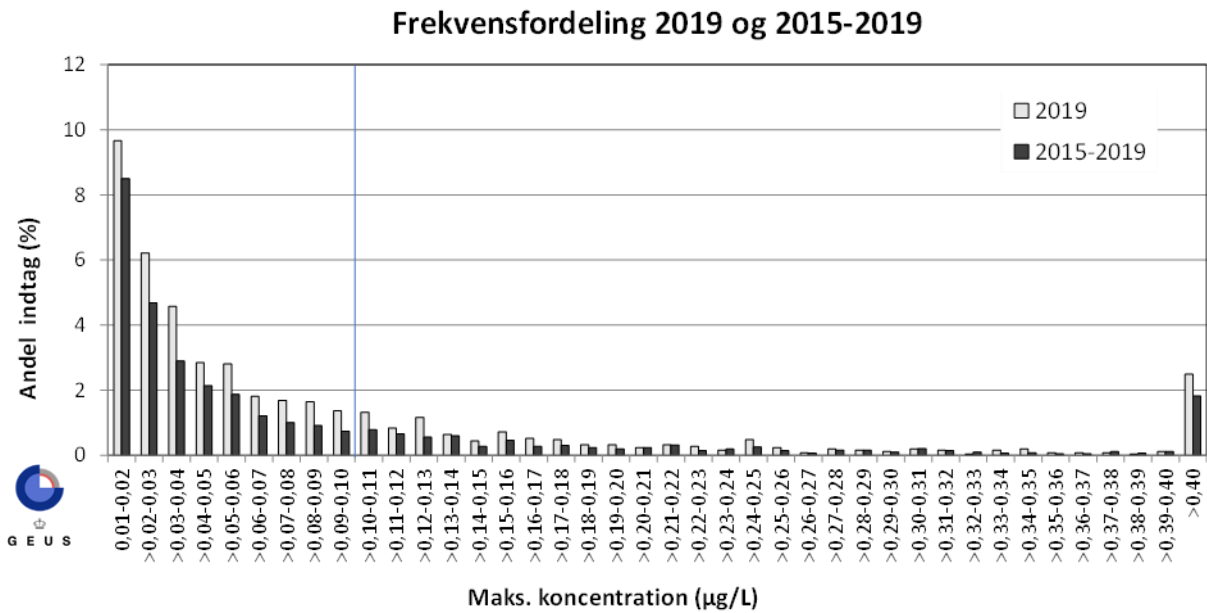
| Vandværksindtag | Indtag antal | | | | Indtag andel (%) | | |
|-----------------|------------------|------------------|----------------------|---------------|------------------|----------------------|---------------|
| | I alt | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l | Med fund | Enkeltstof >0,1 µg/l | Sum >0,5 µg/l |
| 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* |
| 2016 | 1.842* | 465* | 53* | 5* | 25,2* | 2,9* | 0,3* |
| 2015 | 1.370* | 372* | 50* | 3* | 27,2* | 3,6* | 0,2* |
| 2015-2019 | 6.444 | 2.092 | 563 | 103 | 32,5 | 8,7 | 1,6 |

*Opgjort for borer i stedet for indtag.

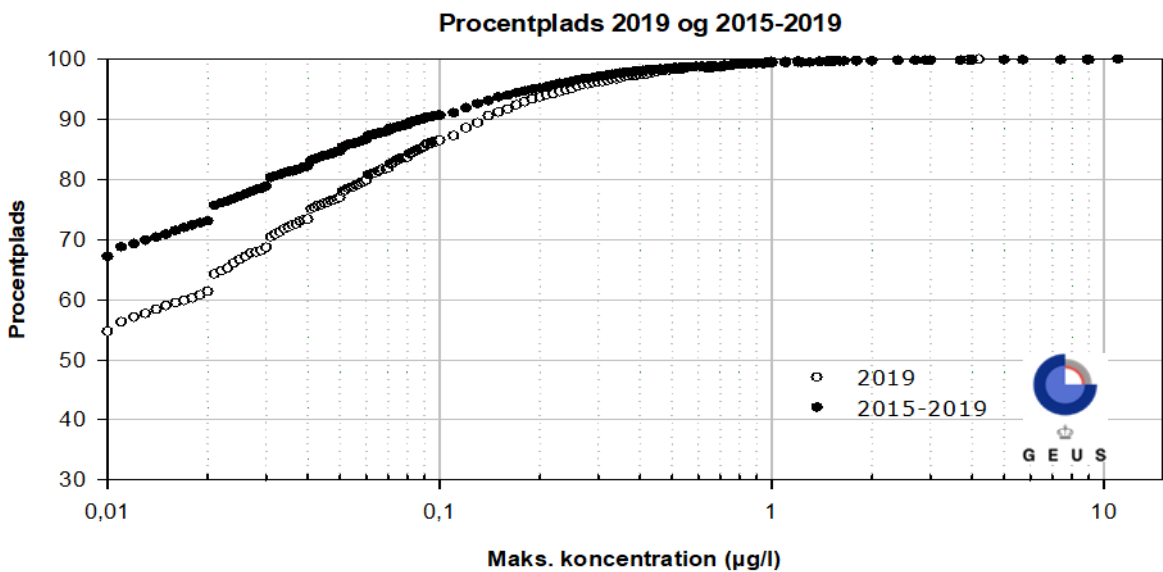
Tabel 12 viser også, at der i perioden 2015-2019 blev pesticider fundet mindst én gang i 32,5 % af de undersøgte indtag, hvor 8,7 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kravværdien. Kravværdien for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 1,6 % af de undersøgte indtag. I det samlede datasæt for vandværksboringerne er der ingen overskridelse af kravværdien for sum, uden at der også er mindst én overskridelse af kravværdien for et enkeltstof. Opgørelsen for perioden 2015-2019 viser mindre fundandele end 2019 (uden indtag som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilbenzoesyre), fordi kun 64 % af indtagene i perioden 2015-2019 er testet for DPC og kun halvdelen testet for DMS. Dette skyldes, at DPC først blev obligatorisk pr. 27. oktober 2017 og DMS først fra 1. juli 2018, og at der kan gå op til 5 år mellem at indtagene testes for pesticider.

Koncentrationsfordeling i vandværksboringer

Figur 41 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2019 og i perioden 2015-2019. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2019 eller 2015-2019. Når man sammenligner frekvensfordelingerne i GRUMO-indtagene, se Figur 35, med vandværksindtagene udgør indtag med høje pesticidkoncentrationer en mindre andel af vandværksindtagene. Dette afspejler, at vandværkerne gennemsnitligt indvinder fra større dybde end GRUMO-indtagene er placeret. Samtidig afspejler det vandværkernes evne til at etablere nye borer, når pesticidkoncentrationen overskrider kravværdien, se også Appendiks 2. Enkelte borer har meget høje pesticidkoncentrationer, hvilket ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procentpladsfordelinger, se Figur 42.



Figur 41. Vandværksboringer. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for indtag prøvetaget i 2019 og for perioden 2015-2019. 2019-opgørelsen er uden indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoyre. Kravværdien på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2019 blev der ikke påvist pesticider i 54,7 % af de undersøgte indtag, i perioden 2015-2019 blev der ikke påvist pesticider i 67,5 % af de undersøgte boringer, se Figur 42.

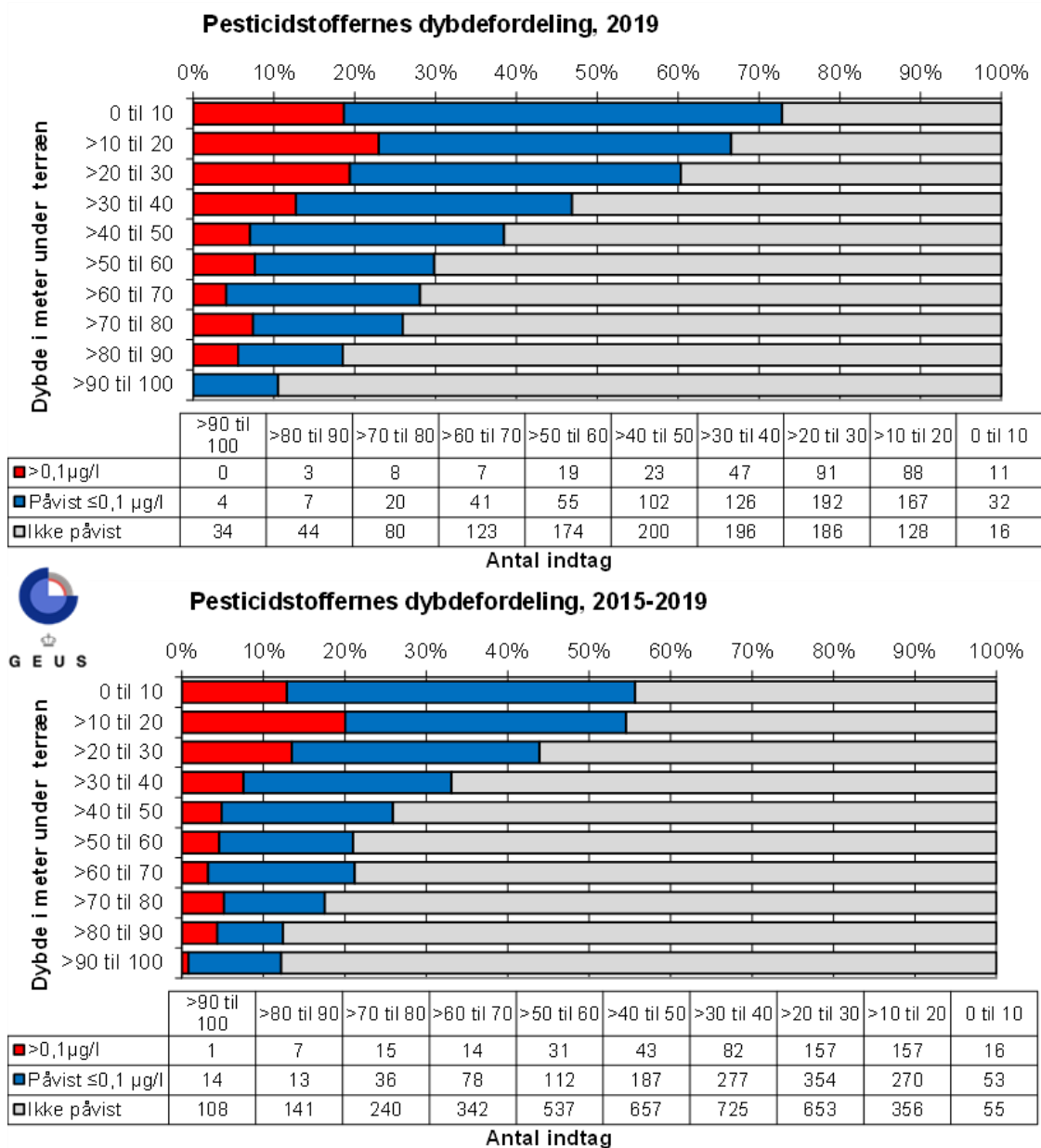


Figur 42. Vandværksboringer. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for indtag prøvetaget i 2019 og for perioden 2015-2019. Det fremgår, at der i 2019 ikke blev påvist pesticider i 54,7 % af de undersøgte indtag, og i perioden 2015-2019 i 67,5 % af de undersøgte indtag. 2019-opgørelsen er uden indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoyre.

Vandværkernes indvindingsdybde og fund af pesticider

Figur 43 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2019 og perioden 2015-2019 i vandværkernes indtag. Fundandele og overskridelser af kravværdien er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden. Der er enkelte fund og overskridelser af kravværdien i boringer, som har filtertop dybere end 100 m u.t. Dybdefordelingene er ikke direkte sammenlignelige med de tilsvarende figurer for GRUMO-indtag, idet

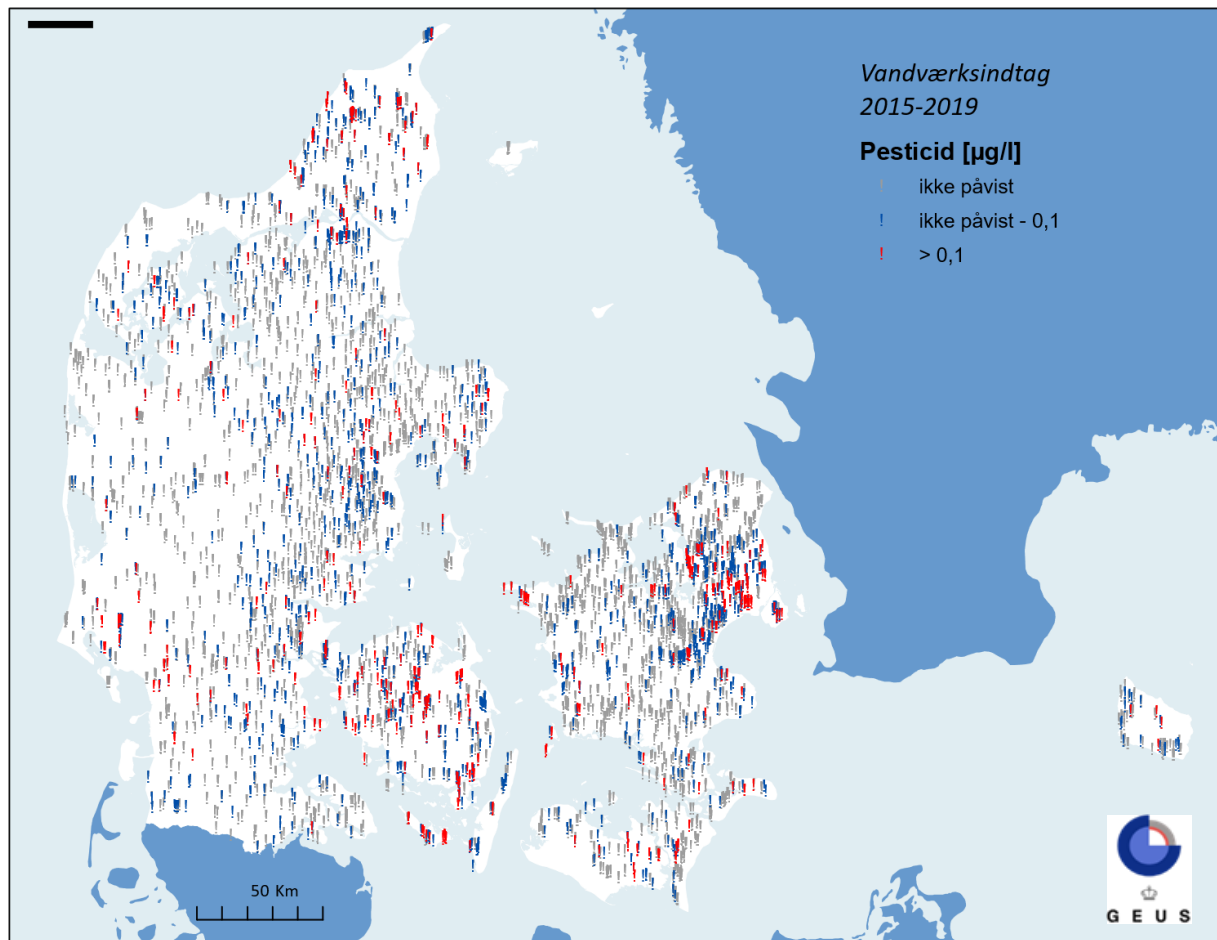
indtagene i overvågningen oftest kun er 0,5-2 m lange, hvorimod de i vandforsyningsboringerne oftest er betydeligt længere. I vandværkernes indtag stammer vandet derfor fra et større dybdeinterval end i grundvandsovervågnings indtag, for indtag hvor afstanden fra terræn til toppen af indtagene er den samme.



Figur 43. Vandværksboringer. Pesticidstoffers dybdefordeling for indtag prøvetaget i 2019 og for perioden 2015-2019. 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 overkanten af filteret. 2019-opgørelsen er uden indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre.

Geografisk fordeling af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter

Figur 44 viser den geografiske fordeling af grundvandets pesticidindhold i vandværksboringer i perioden 2015-2019. Der er en øget forekomst af overskridelser af kravværdien i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydvestlige Danmark, samt i hovedstadsområdet.



Figur 44. Vandværksboringer. Pesticidstoffers geografiske fordeling for vandværkernes indtag opgjort for fem-årsperioden 2015-2019. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kravværdien ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kravværdien (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 vandværksindtag.

Tabel 13 viser for året 2019 de 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningens indtag og vandværksindtag. Tabel 14 viser til sammenligning, hvilke 25 stoffer, der hyppigst er fundet over de sidste 30 år. Stofferne er listet med faldende relativ hyppighed indenfor hvert program. I Tabel 13 præsenteres kun stoffer, som er analyseret i mindst 100 indtag. Bilag 7 og 8 viser alle stoffer indrapporteret for vandværksboringer i 2019, herunder stoffer analyseret i prøver fra mindre end 100 indtag. Bilag 5 og 6 viser tilsvarende opgørelser for alle stoffer i Grundvandsovervågningen.

Tabel 13. GRUMO & vandværksboringer. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2019 i grundvandsovervågningens indtag og vandværksindtag, der var aktive i 2019. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 5 og 6, der viser alle analyserede stoffer.

| GRUMO-indtag 2019 | | | Vandværksindtag 2019 | | |
|--|---------------|----------------|-------------------------------------|---------------|----------------|
| Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % | Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % |
| DPC (desphenylchloridazon) | 25,7 | 12,4 | DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 28,6 | 7,4 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 23,8 | 3,2 | DPC (desphenylchloridazon) | 22,5 | 6,7 |
| 1,2,4-triazol | 16,1 | 2,9 | BAM (2,6-Dichlorbenzamid) | 15,8 | 1,5 |
| MDPC (methyldesphenylchloridazon) | 15,1 | 4,4 | Dimethachlor ESA ^b | 9,0 | 2,1 |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 11,1 | 2,8 | MDPC (methyldesphenylchloridazon) | 5,0 | 0,8 |
| DEIA | 10,5 | 1,1 | Metazachlor ESA ^b | 2,8 | 1,4 |
| CTAS (chlorthalonilamidsulfonsyre) | 5,5 | 0,8 | Alachlor ESA ^b | 2,7 | 0,9 |
| Atrazin, desisopropyl- | 4,1 | 0,2 | Bentazon | 2,6 | 0,2 |
| CGA 108906 | 3,1 | 0,2 | Alachlor OA ^b | 1,7 | 0,0 |
| Atrazin, desethyl- | 3,0 | 0,2 | DEIA | 1,6 | 0,1 |
| TFMP ^a | 2,4 | 0,0 | 4-CPP | 1,6 | 0,1 |
| Bentazon | 2,4 | 0,9 | Metribuzin-desamino-diketo | 1,5 | 0,1 |
| CGA 62826 | 2,3 | 0,4 | CGA 108906 | 1,4 | 0,2 |
| Metribuzin-desamino-diketo | 2,1 | 0,5 | Propachlor ESA ^b | 1,4 | 0,0 |
| Monuron ^a | 2,0 | 0,0 | 1,2,4-triazol | 1,3 | 0,0 |
| Alachlor ESA ^a | 2,0 | 0,4 | Dimethachlor OA ^b | 1,3 | 0,4 |
| Atrazin | 1,7 | 0,2 | Hexazinon | 1,2 | 0,1 |
| Metribuzin-diketo | 1,7 | 0,2 | 4-Nitrophenol | 1,0 | 0,0 |
| t-Sulfinylacetic acid ^a | 1,6 | 0,4 | Metazachlor OA ^b | 1,0 | 0,5 |
| Metazachlor ESA ^a | 1,6 | 0,8 | Terbutylazin, hydroxy- ^b | 0,9 | 0,0 |
| (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre ^a | 1,6 | 0,4 | Phenol ^b | 0,9 | 0,9 |
| Dichlorprop- ^P ^a | 1,2 | 0,0 | CGA 62826 | 0,9 | 0,0 |
| Dimethachlor ESA ^a | 1,2 | 0,4 | CTAS (chlorthalonilamidsulfonsyre) | 0,9 | 0,1 |
| Mechlorprop | 1,1 | 0,4 | Mechlorprop | 0,8 | 0,1 |
| Dichlorprop | 1,0 | 0,2 | Dichlorprop | 0,8 | 0,1 |

a) Screeningsstof, kun analyseret i 248 indtag. b) Kun analyseret i 110 til 263 indtag.

Tabel 14. GRUMO & vandværksboringer. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningens indtag (1990-2019) og vandværksindtag (1992-2019), der var aktive i 2019. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 5 og 6, der viser alle analyserede stoffer.

| GRUMO-indtag 1990-2019 | | | Vandværksindtag 1992-2019 | | |
|---|---------------|----------------|-------------------------------------|---------------|----------------|
| Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % | Stofnavn | Med fund % | >0,1 µg/l % |
| DPC (desphenylchloridazon) | 27,0 | 14,2 | N,N-dimethylsulfamid | 25,9 | 6,9 |
| DMS (N,N-dimethylsulfamid) | 24,0 | 3,4 | DPC (desphenylchloridazon) | 19,6 | 6,2 |
| 1,2,4-Triazol | 20,6 | 3,4 | BAM (2,6-Dichlorbenzamid) | 19,5 | 3,7 |
| BAM (2,6-dichlorbenzamid) | 20,2 | 7,7 | Dimethachlor ESA ^a | 9,0 | 2,1 |
| MDPC (methyl-desphenylchloridazon) | 15,5 | 5,0 | Phenol | 7,1 | 3,7 |
| DEIA | 14,8 | 3,5 | MDPC (methyl-desphenylchloridazon) | 4,7 | 0,7 |
| Atrazin, desisopropyl- | 10,8 | 1,7 | Bentazon | 3,5 | 0,4 |
| 4-Nitrophenol | 7,6 | 0,5 | Alachlor ESA ^a | 2,4 | 0,6 |
| Didealkylhydroxyatrazin | 7,0 | 1,1 | Mechlorprop | 2,4 | 0,2 |
| Atrazin, desethyl- | 7,0 | 1,4 | Metazachlor ESA ^a | 2,2 | 1,0 |
| Bentazon | 6,8 | 2,1 | Dichlorprop | 2,0 | 0,2 |
| Glyphosat | 6,1 | 1,3 | Atrazin | 1,8 | 0,2 |
| CTAS (chlorthalonilamidulfonsyre R417888) | 5,5 | 0,8 | Hexazinon | 1,6 | 0,2 |
| Metribuzin-desamino-diketo | 5,0 | 1,6 | DEIA | 1,6 | 0,1 |
| Atrazin | 5,0 | 1,0 | Atrazin, desethyl- | 1,5 | 0,1 |
| Trichloreddikesyre | 4,6 | 1,1 | 4-Chlor-3-methylphenol ^b | 1,5 | 0,0 |
| AMPA | 4,2 | 1,1 | 4-Nitrophenol | 1,5 | 0,0 |
| Dichlorprop | 4,1 | 1,2 | 4-CPP | 1,5 | 0,2 |
| Mechlorprop | 3,6 | 0,9 | Atrazin, desisopropyl- | 1,4 | 0,0 |
| Metribuzin-diketo | 3,4 | 1,1 | 4-methylphenol | 1,3 | 0,4 |
| CGA 108906 | 2,9 | 0,2 | 2C6MPP ^b | 1,2 | 0,0 |
| CGA 62826 | 2,9 | 0,6 | 1,2,4-Triazol | 1,2 | 0,0 |
| Deisopropylhydroxyatrazin | 2,9 | 0,2 | CGA 108906 | 1,1 | 0,1 |
| 2,6-dichlorbenzoesyre | 2,6 | 0,3 | Azoxystrobin ^b | 1,1 | 0,0 |
| Simazin | 2,5 | 0,5 | 2,6-dichlorbenzoesyre | 1,0 | 0,0 |

a) Kun analyseret i 317-338 indtag. b) Kun analyseret i 188-204 indtag.

Desphenylchloridazon (DPC) og methyldesphenylchloridazon (MDPC) er nedbrydningsprodukter fra det nu forbudte herbicid chloridazon, som blev solgt i Danmark fra 1964 til 1996 (Miljøstyrelsen, 2017a) overvejende til brug i bederoer (sukkerroer og fodersukkerroer). 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 obligatoriske liste (drikkevandsbekendtgørelsen) udvidet med DPC og MDPC, og i 2018 kom stofferne på GRUMO's faste analyseprogram.

DPC var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO i 2019, idet stoffet blev påvist i 25,7 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kravværdien i 12,4 % af de undersøgte indtag. MDPC blev i 2019 påvist i 15,1 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kravværdien i 4,4 % af de undersøgte indtag. I vandværkernes indtag blev DPC påvist i 22,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kravværdien i 6,7 % af de undersøgte indtag. MDPC's fundandele var betydeligt lavere med fund i 5,0 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 0,8 %.

N,N-dimethylsulfamid (DMS) er et nedbrydningsprodukt fra fungiciderne tolylfluanid og dichlofluanid. Tolylfluanid var godkendt til bekæmpelse af svampesygdomme i frugt- og bærproduktion i perioden 1973-2007 (Miljøstyrelsen, 2018b) med 2-5 sprøjtninger per vækstsæson (Bayer A/S). Desuden var der en mindre anvendelse i tomater og pryplanter med 6-10 sprøjtninger per år (Bayer A/S). Tolylfluanid var tidligere godkendt til bejdsning af frø til eksport. Tolylfluanid har været forbudt som aktivstof (sprøjtning og bejdsning) i EU siden 31. maj 2011. Det er således ikke tilladt at importere såsæd bejdsset med tolylfluanid. Tolylfluanid har desuden haft en række biocidanvendelser såsom træbeskyttelse (p.t. godkendt i EU som aktivstof i træbeskyttelse og konservering af overfladefilm, fx udendørsmaling, men der er i dag ingen godkendte produkter med tolylfluanid hverken i EU eller Danmark. Anvendelse er kun tilladt, hvis malingen er produceret udenfor EU og importeret. Dichlofluanid var godkendt til frugt- og bærproduktion i perioden 1966-1974 med stort set samme anvendelsesområde som tolylfluanid, men blev hovedsagelig anvendt i en kortere periode på 3 år (Miljøstyrelsen, 2018b). Dichlofluanid har været forbudt som aktivstof (sprøjtning og bejdsning) i EU siden 31. december 2003, import af såsæd bejdsset med dichlofluanid er således ikke tilladt. Dichlofluanid har også haft en række biocidanvendelser såsom træbeskyttelse (forbudt fra 28. februar, 2019) og konservering af overfladefilm (fx udendørsmaling), disse anvendelser er også forbudt, også i varer importerede fra 3. lande siden 29. oktober 2018.

Nedbrydningsproduktet DMS er yderst mobilt, idet sorptionen i jord er så lav, at den ikke kan bestemmes (ECHA, 2016). DMS er desuden meget svært-nedbrydeligt med en halveringstid på 1.325 dage i jord (ECHA, 2016). Kombinationen af hyppig pesticidanvendelse over en lang periode, anvendelse som bejdsmiddel, udbredt biocidanvendelse i bebyggede områder, ingen tilbageholdelse i jord, samt høj persistens i jord giver samlet set en meget høj risiko for udvaskning af DMS til grundvandet. Per 1. juli 2018 kom DMS på boringskontrollens obligatoriske liste (Drikkevandsbekendtgørelsen). DMS var i 2019 det hyppigst påviste pesticid i vandværkernes indtag med fund i 28,6 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 7,4 % af de undersøgte indtag. I 2018 blev der screenet for DMS i GRUMO og i 2019 kom DMS på GRUMO's faste analyseprogram, hvor DMS blev påvist i 23,8 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kravværdien i 3,2 % af de undersøgte indtag. De lavere fundandele i grundvandsovervågningen sammenlignet med vandværksboringer skyldes sandsynligvis, at grundvandsovervågningens indtag fortrinsvis ligger i det åbne land, hvor de ikke 'fanger' DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

1,2,4-triazol er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-stoffer, fx fungiciderne tebuconazol, propiconazol, epoxiconazol, prothioconazol samt det nu forbudte herbicid amitrol. Miljøstyrelsen inddrog i 2014 tebuconazols tilladelse til efterårsanvendelse i korn, nedsatte den tilladte dosis for fire triazolfungicider og satte loft over den samlede mængde af de fire stoffer, der må anvendes i landbruget pr. vækstsæson. I 2019 blev sprøjtemidler med propiconazol forbudte. Derudover kan 1,2,4-triazol i grundvandet sandsynligvis stamme fra udbredt og fortsat brug af triazolfungicider (ofte propiconazol) i træbeskyttelsesmidler og som bejdsmidler i landbruget. Endelig kan der være andre kilder til 1,2,4-triazol, fx anvendes stoffet i udlandet som nitrifikationshæmmer ved udbringning af gødning. Fra 2018 indgik 1,2,4-triazol i grundvandsovervågningens analyseprogram. I 2019 blev 1,2,4-triazol fundet i 16,1 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 2,9 % af de undersøgte GRUMO-indtag. Pr. 1. juli 2018 kom 1,2,4-triazol på boringskontrollens obligatoriske liste (Drikkevandsbekendtgørelsen). I vandværkernes indtag er 1,2,4-triazol i 2019 påvist i 1,3 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kravværdien. Fund og

overskridelser i vandværksindtagene er dermed væsentligt mindre end i grundvandsovervågningen, 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 såsæd. Fluopicolid må ikke anvendes til bejdsning i Danmark, men man kan lovligt importere såsæd, som er bejdsset med fluopicolid, da stoffet er godkendt i EU. Der findes ikke data for eventuelle mængder af importeret såsæd 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 grundvandsovervågningen og vandværksboringer. Der er i grundvandsovervågningen en lang tidsserie med BAM, som viser at belastningen er aftagende, se Figur 40. I 2019 blev BAM påvist i 11,1 % af de undersøgte indtag i grundvandsovervågningen med overskridelse af kravværdien i 2,8 % af indtagene. Fundandelen var større i vandværksindtagene, hvor BAM blev påvist i 15,8 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kravværdien i 1,5 % af indtagene.

Chlorothalonils nedbrydningsprodukter. Chlorothalonil er et fungicid som har været solgt i perioden 1982-2000 (Miljøstyrelsen, 2017a). Ligesom DMS' moderstoffer har chlorothalonil været brugt både som sprøjtemiddel og som biocid i udendørs maling (Lassen mfl., 2001). Anvendelsen i maling indgår ikke i Miljøstyrelsens salgsstatistik. Chlorothalonils nedbrydningsprodukt chlorothalonilamidsulfonsyre (CTAS, R417888) kom på boringskontrollens obligatoriske liste (Drikkevandsbekendtgørelsen) den 10. maj, 2019. I grundvandsovervågningen blev CTAS i 2019 fundet i 5,5 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kravværdien i 0,8 %. I 2019-screeningen (248 indtag) indgik nedbrydningsprodukterne 4-hydroxy-2,5,6-trichloroisophthalonitril (hydroxychlorothalonil, R182281) og chlorothalonilamidbenzoesyre (R611965), begge uden fund. I vandværkernes indtag blev CTAS kun påvist i 0,9 % af indtagene med overskridelse af kravværdien i 0,1 %. Overvågningsresultater fra Schweiz har vist, at et fjerde nedbrydningsprodukt R471811 er mere udbredt end CTAS, og at det forekommer i højere koncentrationer. Det vurderes, at R471811 overskrider kravværdien i halvdelen af overvågningsboringerne i schweiziske landbrugsområder (FOEN, 2020). Det vides ikke, i hvor høj grad R471811 forekommer i dansk grundvand.

Chloroacetaniliders nedbrydningsprodukter (ESA og OA). Chloroacetaniliderne er en gruppe herbicider, 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). To typer nedbrydningsprodukter OA (-oxoacetic acid) og ESA (-oxoethanesulfonic acid) går igen for alle stofferne, når sidegruppen med chloratomet omdannes. En række af chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter indgik i grundvandsovervågnings 2019-screening. Alachlor ESA, t-sulfinyl acetic acid, metazachlor ESA, dimethachlor metabolit (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre og dimethachlor ESA var blandt de 25 hyppigst forekommende pesticider i grundvandsovervågningen med fund i 1,2-2,0 % af de screenede indtag. Per 1. november 2019 kom alachlor ESA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, metazachlor ESA, metazachlor OA og propachlor ESA på boringskontrollens obligatoriske liste (Drikkevandsbekendtgørelsen). I vandværkernes indtag var dimethachlor ESA det hyppigst fundne chloroacetanilid med fund i 9,0 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 2,1 % Dimethachlor ESA var dermed blandt de fire hyppigst påviste pesticider i vandværksindtag i 2019. Fundprocenterne er betydeligt lavere i efterfølgende opgørelser fx GEUS' kvartalsopgørelse for boringskontrollen for 2020. Salget af dimethachlor var ekstraordinært stort det sidste salgsår (Miljøstyrelsen, 2017a), hvilket kan betyde hamstring til brug i efterfølgende år. Det næsthypigste chloroacetanilid var metazachlor ESA med fund i 2,8 % af de undersøgte vandværksindtag og overskridelse af kravværdien i 1,4 %. Metazachlor har aldrig været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. Alachlor ESA, alachlor OA, propachlor ESA, dimethachlor OA og metazachlor OA blev alle påvist i 1,0-2,7 % af de undersøgte indtag. Datagrundlaget er spinkelt med få analyserede indtag, så fundandelene kan ændre sig efterhånden som flere indtag bliver testet.

Triazinerne er en stor stofgruppe, der tidligere var bredt anvendt ikke mindst i landbruget. De er i dag stort set alle forbudte. En række forskellige triaziner har været anvendt som biocider, fx er terbytryn under evaluering i EU for anvendelse i bl.a. maling og byggematerialer (ECHA, 2021). Triazinerne og de tilhørende nedbrydningsprodukter var blandt de hyppigt fundne stoffer i grundvandsovervågningen i 2019, men var noget sjældnere i vandværkernes indtag. Desethyldeisopropylatrazin (DEIA) var det hyppigste triazin med fund i 10,5 % af GRUMO-indtagene (1,1 % over kravværdien) og 1,6 % af vandværksindtagene (0,1% over kravværdien). DEIA kan stamme fra mindst fire forskellige chlortriaziner (atrazin, terbuthylazine, simazin og cyanazin), idet deres molekylære struktur kun er forskellig for enkelte sidegrupper. Når sidegrupperne fraspaltes, har nedbrydningsprodukterne, fx DEIA, identisk struktur. Triazinonerne er også hyppigt påvist. I 2019 blev desaminodiketometribuzin fx påvist i 2,1 % af GRUMO-indtagene og i 1,5 % af de undersøgte vandværksindtag. Desaminodiketometribuzin er et nedbrydningsprodukt fra triazinon-herbicidet metribuzin, som tidligere var aktivstof i ukrudtsmidler til kartofler.

Metalaxyl/metalaxyl-M. Metalaxyl/metalaxyl-M har tidligere været anvendt som fungicid i kartoffelproduktionen. Metalaxyl/metalaxyl-M har også været brugt til bejdsning af såsæd fx vinterraps, men det er begrænset, hvad man ved om grundvandsrisikoen ved bejdsning. Metalaxyl/metalaxyl-M er stadigvæk godkendt til bejdsning af såsæd til eksport til væksthuseanvendelse. Man kan desuden lovligt importere såsæd, som er bejdsset med metalaxyl/metalaxyl-M, da stoffet er godkendt i EU. Der findes ikke data for eventuelle mængder af importeret såsæd bejdsset med metalaxyl/metalaxyl-M. 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 var det hyppigst påviste metalaxyl nedbrydningsprodukt i grundvandsovervågningen og blev fundet i 3,1 % af indtagene (0,2 % over kravværdien) og i 1,4 % af de undersøgte vandværksboringer (0,2 % over kravværdien). CGA 62826 blev fundet i 2,3 % af indtagene i grundvandsovervågningen (0,4 % over kravværdien) og i 0,9 % af de undersøgte vandværksboringer (0,0 % over kravværdien).

Referencer: Pesticider

Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorphenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/regulering-og-regler/faktaark-om-kemikalierreglerne/pentachlorphenol-pcp/>

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

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

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

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, 2019a. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2017. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 31.

Miljøstyrelsen, 2019b. Notat af 31. marts, 2019: Udarbejdelse af GRUMO screeningsliste for pesticider og deres nedbrydningsprodukter for 2019.

Miljøstyrelsen, 2019c. Notat af 10. december 2019: Udvælgelse af pesticider og nedbrydningsprodukter til massescreening i GRUMO 2019.

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

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. Tolyfluanid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf

ECHA - European Chemicals Agency, 2020. Terbytryn substance infocard. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.011.773>

EU, 2003. Kommissionens forordning (EF) Nr. 2032/2003 af 4. november 2003 om den anden fase af det tiårs arbejdsprogram, der er omhandlet i artikel 16, stk. 2, i Europaparlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF om markedsføring af biocidholdige produkter, og om ændring af forordning (EF) nr. 1896/2000

EU, 2006. Europa-Parlamentets og rådets direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse.

EU, 2007. Opdatering af bilag 1 i 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. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2003R2032:20070104:EN:PDF>

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

Links og andre referencer

Bech J. and Hansen K.E., 1974: Degradation of quinterozone, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene and pentachloroaniline in soil. *Pesticide Science* 5:41-48.

DANVA, 2018: Personlig kommunikation, Seniorrådgiver Claus Vangsgård.

Bayer A/S, Bayer CropScience, EuparenMulti brugsanvisning DK06107507A.

FOEN Federal Office of the Environment, Schweizerische Eidgenossenschaft. 2020. Dossier on chlorothalonil metabolites in groundwater. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/wasser--dossiers/chlorothalonil-metabolites-in-groundwater.html>

GEUS, 2020. Forekomst af pesticidstoffer i de almene vandværkers boringskontrol for perioden 1/1-2020 til 31/12-2020. <https://www.geus.dk/vandressourcer/vandkvalitet/grundvandskvalitet/opgoerelser>

Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8:339-357

Hjalmer 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.

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.

Paludan E, Borling P, Poulsen J. 2004. 22 hormonforstyrrende aktivstoffer, kortlægning over anvendelse i andre produkter end plantebeskyttelsesmidler. Miljøprojekt Nr. 933 2004. Miljøstyrelsen.

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

Weber JB, Weed SB. 1989. Adsorption and Desorption of Diquat, Paraquat, and Prometon by Montmorillonitic and Kaolinitic Clay Minerals. *Soil Science Society of America Journal* 32: 485-487.

6 Organiske mikroforureninger

Indledning

Kapitlet om organiske mikroforureninger er opdelt i to hovedafsnit. Første hovedafsnit omhandler resultater fra grundvandsovervågningen (GRUMO). Andet hovedafsnit omhandler resultater fra de almene vandværkers overvågning af vandværksboringer (boringskontrollen). 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 vandværkernes boringskontrol. Der er dog et vist overlap af stoffer, og hvor det er muligt, vil data fra GRUMO og vandværkernes boringskontrol derfor blive sammenlignet og diskuteret.

Organiske mikroforureninger er en meget forskelligartet stofgruppe med mange forskellige detektionsgrænser og kvalitetskrav samt meget forskellige kilder til og opførsel i miljøet. De stofgrupper, der har indgået i grundvandsovervågningen i den første halvdel af denne programperiode 2017-2019, beskrives derfor kort i det følgende, med hensyn til anvendelse og udledningskilder. Detektionsgrænser og kvalitetskrav præsenteres i hovedafsnittene, mens stoffernes opførsel i miljøet kun berøres sporadisk i denne rapport. Organiske mikroforurenings-stoffer tilhørende andre stofgrupper er inkluderet i opgørelsen for vandværkernes boringskontrol, men deres anvendelse m.m. beskrives ikke i dette indledende kapitel.

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 fluor typisk indgår i gruppen PFAS. De vigtigste halogenerede alifatiske kulbrinter (set i forhold til grundvandsforurening) indeholder klor og omtales ofte som "klorerede opløsningsmidler". De hyppigst fundne er klorerede ethener (tetrachloretylen, trichloretylen, dichloretylener, 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.

Dichloretylener og vinylchlorid er nedbrydningsprodukter fra de klorerede opløsningsmidler tetra- og trichloretylen 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 klorerede opløsningsmidler. Dichloretylenerne er ikke inkluderet i grundvandsovervågningen, men analyseres hyppigt i vandværkernes 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).

Per- og polyfluorerede forbindelser (PFAS)

Per- og polyfluorerede forbindelser er betegnelse for 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 brintatomer i alkylkæden i de polyfluorerede forbindelser kun er delvist substituerede med fluoratomer. Den fluorerede alkylkæde er typisk tilføjet en carboxylsyre eller sulfonsyre, hvilket giver såvel hydrofile som hydrofobe egenskaber (olie- og vandafvisende) i samme molekyle. Stofgruppen anvendes derfor som bl.a. overfladeaktive stoffer, hjælpestoffer i brandslukningsmidler, imprægneringsmidler i beklædning, antistatiske midler og indgår desuden i syntesen af teflonprodukter. Den perfluorerede alkylkæde er vanskeligt nedbrydelig, og stofferne findes vidt udbredt i miljøet om end normalt i meget lave koncentrationer.

6.1 Organiske mikroforureninger, grundvandsovervågning

Datagrundlag og metode

Grundvandsovervågningen omfatter for hver programperiode et antal udvalgte stoffer. Tabel 15 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 for perioden 2017-2019. I bilag 3.3 er vist en oversigt over programlagte stoffer gennem grundvandsovervågningens historie og den periode de har indgået i analyseprogrammerne, samt det samlede antal analyser.

De stoffer, som indgår i kategorien organiske mikroforureninger, skal analyseres mindst én gang pr. fem år (MST, DCE og GEUS, 2017), og det giver derfor som udgangspunkt det mest retvisende billede at tolke på analyseresultater for fem-årsperioder. Der er dog sket store skift i, hvilke stoffer der er blevet analyseret både efter udløb af den gamle programperiode i 2015 og fra 2016 (som var et overgangsår) til den nye programperiode startede i 2017. Som det fremgår af Tabel 15, er flere af stofgrupperne ikke analyseret i perioden 2017-2019, idet de kun er med i overvågningsaktiviteterne i yderst begrænset omfang, som supplerende aktiviteter i den operationelle overvågning. Det giver derfor mest mening at se på perioden 2017-2019, hvor der er konsistens i analyseparametre, og det er denne periode, som behandles i årets rapport. Det betyder så til gengæld, at læseren skal holde sig for øje, at opgørelsen kun udgør en delmængde af de aktive GRUMO-indtag.

De to stofgrupper, som er blevet analyseret i perioden 2017-2019, er halogenerede alifatiske kulbrinter (som del af kontrolovervågningen, totalt planlagt prøvetagning af 1.064 indtag fra 2017-2021) og PFAS-forbindelser (som supplerende aktiviteter i forbindelse med drikkevand, totalt planlagt prøvetagning af 600 indtag fra 2017-2021). Begge grupper prøvetages som del af en rullende kontrolovervågning og i forhold til prøvetagningsfrekvensen burde de indtag, som er prøvetaget 2017-2019 principielt svare til 60 % af dem, som skal prøvetages i programperioden. Stofferne i gruppen af PFAS er prøvetaget i 372 indtag, hvilket svarer nogenlunde til 60 % af de planlagte ca. 600 indtag. Stofferne i gruppen af halogenerede alifatiske kulbrinter er prøvetaget i en delmængde på 814 indtag svarende til ca. 75 % af de aktive GRUMO-indtag, altså lidt mere end det kunne forventes på dette tidspunkt. Afrapporteringen 2017-2019 inkluderer altså de fleste GRUMO-indtag mht. de halogenerede alifatiske kulbrinter, mens kun ca. 35 % af det totale antal aktive GRUMO-indtag er prøvetaget for PFAS i perioden.

Hvorvidt de analyserede delmængder er repræsentative for 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 andel af prøvetagede indtag. For PFAS er der som nævnt planlagt prøvetagning af 600 indtag i perioden 2017-2021, altså godt halvdelen af alle GRUMO-indtag. Indtagene er valgt ud fra formodet alder, således at der fokuseres på boringer med forventet yngre vand. Indtag planlagt til prøvetagning for PFAS er altså ikke repræsentative for GRUMO-boringer generelt, men dækker geografisk bredt.

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, 2017).

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, nonylphenoler og phthalater er efterfølgende blevet mærket i Jupiter-databasen, således at de ikke længere indgår i det dataudtræk, som ligger til grund for afrapporteringen. Ingen af disse tre stof-grupper er dog analyseret i perioden 2017-2019, og der er derfor ingen afrapportering af disse stoffer i årets rapport.

Tabel 15. GRUMO. Det programlagte analyseprogram for organiske mikroforureninger i GRUMO for programperioden 2017-2021 (MST, DCE og GEUS, 2017; Miljøstyrelsen, 2020a). Rødt kryds angiver stoffer, der står nævnt i programbeskrivelsen for 2017-2021, men som ikke blev analyseret i perioden 2017-2019.

| 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-trichlorethan | 1 | X |
| | 1,2-dibrometan | 0,01 | X |
| | Vinylchlorid | 0,5 ^{c)} | X |
| PFAS | PFBA (perfluorbutansyre) PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) PFOS (perfluoroktansulfonsyre) PFHxA (perfluorhexansyre) PFHpA (perfluorheptansyre) PFOA (perfluoroktansyre) PFNA (perfluorononansyre) PFOSA (perfluoroktansulfonamid) PFDA (perfluordecansyre) PFBS (perfluorbutansulfonsyre) PFPeA (perfluorpentansyre) 6:2 FTS (6:2 fluorotelomersulfonsyre) | 0,1 ^{d)} | X |
| Aromatiske kulbrinter | Benzen | 1 | X |
| | Toluen | 5 ^{e)} | X |
| | Xylener (o-xylen, m-xylen og p-xylen) | 5 ^{e)} | X |
| Hormonforstyrrende stoffer | Nonylphenoler | 20 ^{f)} | X |
| | Nonylphenol-monoethoxylater | - | X |
| | Nonylphenol-diethoxylater | - | X |
| | bis(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) | 1 | X |
| | Dibuthylphthalat (DBP) | 5 ^{h)} | X |
| | di-iso-nonylphthalat (DNP) | 5 ^{h)} | X |
| Phenol og chlorphenoler | Phenol i) | 0,5 | X |
| | Pentachlorphenol ⁱ⁾ | 0,01 | X |
| Detergenter | LAS (specifik analyse) | 100 ^{g)} | X |

a) Kravværdi i drikkevand ifølge drikkevandsbekendtgørelsen. I tilfælde, hvor der ikke forefindes en værdi i drikkevandsbekendtgørelsen, men der findes et grundvandskriterie, er dette angivet med kildehenvisning.
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, 2018).
d) Drikkevandskravet for PFAS-forbindelser er 0,1 µg/l, beregnet som summen af PFBS, PFHxS, PFOS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA og PFDA.
e) Ifølge Miljøstyrelsen (2018).
f) Sum af oktylphenol og nonylphenol (Miljøstyrelsen, 2018).
g) Sum af anioniske detergenter (Miljøstyrelsen 2018).
h) Sum af øvrige phthalater end DEHP. Grundvandskvalitets-kriteriet er 1 µg/l (Miljøstyrelsen, 2018).
i) Rapporteres som pesticid i denne rapport.

For de halogenerede alifatiske kulbrinter, som fortsat analyseres, vurderes risikoen for kontaminering at være lav. 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 (0,001-0,005 µg/l), se Tabel 16, 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 montejust-pumper, der giver en potentiel risiko for afsmitning. Brugen af teflonholdige materialer blev anbefalet i Teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen (GEUS, 2003 og Thorling, 2012a), hvor denne stofgruppe endnu ikke var identificeret som en potentiel forureningsrisiko. I den seneste udgave af den tekniske anvisning er dette rettet (Thorling, 2017). Risiko for kontaminering med PFAS fra teflonholdige materialer er beskrevet i

metodedatabladet 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.

I databehandlingen for perioden 2017-2019 opgøres det samlede antal indtag med analyse for hvert af de forskellige stoffer i gruppen af organiske mikroforureninger samt fordelingen af indtag over og under detektionsgrænsen (DG). Endvidere vises i hvor mange indtag, der var fund over og under kravværdien (KV) (antal og %). Et stof noteres som påvist i et indtag (\geq DG), hvis der mindst én gang har været fund og noteres som over kravværdien ($>$ KV), hvis koncentrationen mindst én gang har været over kravværdien. I opgørelsen indgår indtag over kravværdien således også i andelen af indtag med fund.

Status

Tabel 16 viser indholdet af de enkelte organiske mikroforureningsstoffer i indtag analyseret i perioden 2017-2019. 11 af de 19 stoffer havde en fundprocent over 1, med chloroform som det absolut hyppigst fundne stof (10,0 % af de undersøgte indtag). Ses PFAS som en samlet gruppe, var disse dog hyppigst fundne (11,8 % af de undersøgte indtag). Fundprocent og andel boringer med overskridelser for chloroform svarer til 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.

Når der ses bort fra chloroform, er fundværdierne blandt de halogenerede alifatiske kulbrinter lave (0-1,4 %) og andelen med overskridelser af kravværdien meget lave (0-0,5 %). Det hyppigst fundne stof i gruppen er nedbrydningsproduktet vinylchlorid, som har en større giftighed end dets moderstoffer (tetrachlorethylen, trichlorethylen og dichlorethylener) og derfor en lavere grænseværdi i drikkevand (0,5 µg/l), se også Tabel 15. Denne grænseværdi var overskredet i 4 ud af 814 analyserede GRUMO-indtag. Grundvandskriteriet for vinylchlorid er 0,2 µg/l, hvilket var overskredet i 5 ud af 814 indtag. Udover chloroform og vinylchlorid var der blandt de halogenerede alifatiske kulbrinter overskridelse af kravværdien i et enkelt indtag for stoffet trichlorethylen. Det skal dog understreges, at cis-dichlorethylen ikke analyseres i GRUMO, selv om det i Regionernes punktkildeundersøgelser, anses for at være et af de mest udbredte og problematiske stoffer i stof-gruppen i forhold til grundvandsforurening (Nina Tuxen, Region Hovedstaden, Personlig Kommunikation) ligesom det er den halogenerede alifatiske kulbrinte, som findes i flest boringer i boringskontrollen (se Tabel 17).

I perioden 2017-2019 blev 372 indtag analyseret for de 12 PFAS-forbindelser, hvis koncentrationer tilsammen udgør den sumværdi, som kravværdien på 0,1 µg/l ifølge drikkevandsbekendtgørelsen gælder for. Der var fund af alle 12 PFAS-forbindelser, men for 3 af stofferne kun i et enkelt indtag. Samlet set var der fund af én eller flere PFAS-forbindelser i 44 af de 372 undersøgte indtag, svarende til 11,8 % og kravværdien blev overskredet i et enkelt indtag (boring DGU 188.1081, 15 m.u.t., Nordsjælland) på grund af indholdet af stofferne PFBA og PFPeA (totalt 0,11 µg/l). Overskridelsen blev konstateret i 2017. Ved seneste prøvetagning i 2019 blev de to PFAS-forbindelser igen detekteret, men i lavere koncentration (under grænseværdien). At stofferne kan genfindes, peger på en reel forurening i dette indtag.

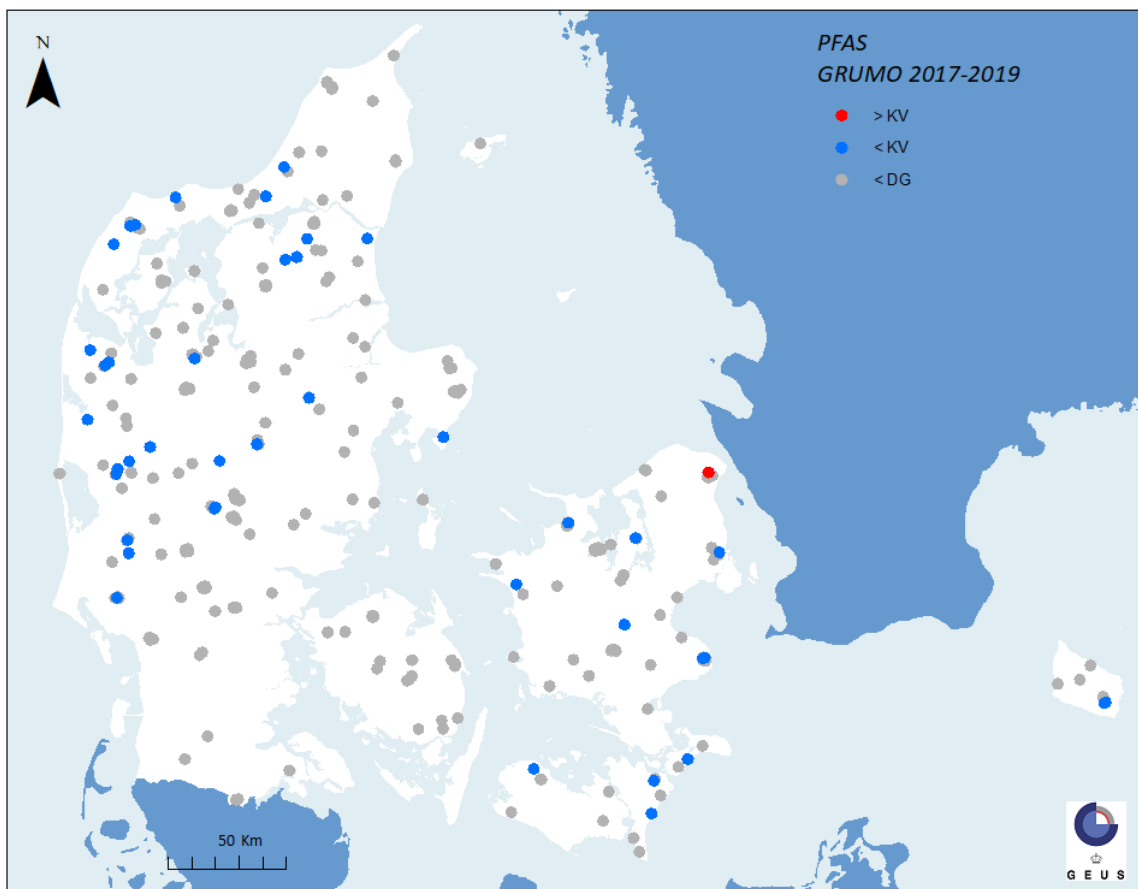
I 10 ud af de 44 indtag med fund blev der detekteret mere end én PFAS-forbindelse. Blandt disse 10 var der gennemsnitligt 2,7 PFAS-forbindelser ud af 12 undersøgte. Middelværdien for summen af de 12 PFAS-forbindelser i de 44 boringer med fund var 0,006 µg/l og medianværdien 0,004 µg/l, begge betydeligt under den nuværende kravværdi. I 82 % af indtagene med fund af PFAS var koncentrationen mindre end 1/10 af kravværdien. Den PFAS-forbindelse, der blev fundet hyppigst, var 6:2 FTS (3,8 %) efterfulgt af PFOA (3,2 %) og PFBA (3,0 %).

Tabel 16. GRUMO. Analyser for organiske mikroforureninger i GRUMO i 2017-2019. Der er tale om stoffer fra to hovedgrupper; halogenerede alifatiske kulbrinter (7 øverste stoffer) og PFAS (resten). Den typiske detektionsgrænse (DG) fra laboratoriet er angivet. Kravværdi (KV) er hentet fra Tabel 15. Antal og %-vis fordeling for fund og overskridelser af kravværdien (KV) er angivet på indtagsniveau.

| Stofnavn | DG | KV | Indtag antal | Indtag andel (%) |
|----------|----|----|--------------|------------------|
|----------|----|----|--------------|------------------|

| | $\mu\text{g/l}$ | $\mu\text{g/l}$ | I alt | $\geq\text{DG}$ | $>\text{KV}$ | $\geq\text{DG}$ | $>\text{KV}$ |
|--|-----------------|-----------------|-------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|
| Sum PFAS ^{a)} | - | 0,1 | 372 | 44 | 1 | 11,8 | 0,3 |
| Chloroform (trichlormetan) | 0,02 | 1 | 814 | 81 | 6 | 10 | 0,7 |
| 6:2 FTS (1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 14 | 0 | 3,8 | 0 |
| PFOA (perfluoroktansyre) | 0,005 | 0,1 | 372 | 12 | 0 | 3,2 | 0 |
| PFBA (perfluorbutansyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 11 | 0 | 3 | 0 |
| PFOS (perfluoroktansulfonsyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 8 | 0 | 2,2 | 0 |
| Trichlorethylen | 0,02 | 1 | 814 | 11 | 1 | 1,4 | 0,1 |
| PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 5 | 0 | 1,3 | 0 |
| PFHpA (perfluorheptansyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 5 | 0 | 1,3 | 0 |
| PFBS (perfluorbutansulfonsyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 5 | 0 | 1,3 | 0 |
| Vinylchlorid | 0,02 | 0,5 | 814 | 10 | 4 | 1,2 | 0,5 |
| PFNA (perfluormonansyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 4 | 0 | 1,1 | 0 |
| PFPeA (perfluorpentansyre) | 0,005 | 0,1 | 372 | 3 | 0 | 0,8 | 0 |
| Tetrachlorethylen | 0,02 | 1 | 814 | 5 | 0 | 0,6 | 0 |
| 1,1,1-trichlorethan | 0,02 | 1 | 814 | 3 | 0 | 0,4 | 0 |
| PFHxA (perfluorhexansyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 1 | 0 | 0,3 | 0 |
| PFOSA (perfluoroktansulfonamid) | 0,001 | 0,1 | 372 | 1 | 0 | 0,3 | 0 |
| PFDA (perfluordecansyre) | 0,001 | 0,1 | 372 | 1 | 0 | 0,3 | 0 |
| Tetrachlormetan | 0,02 | 1 | 814 | 1 | 0 | 0,1 | 0 |
| | | | | | | | |
| 1,2-dibromethan | 0,003 | 0,01 | 814 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| a) "Sum PFAS" er ikke et stof eller en analyseparameter i sig selv, men beregnet ud fra 12 analyserede PFAS-stoffer. | | | | | | | |

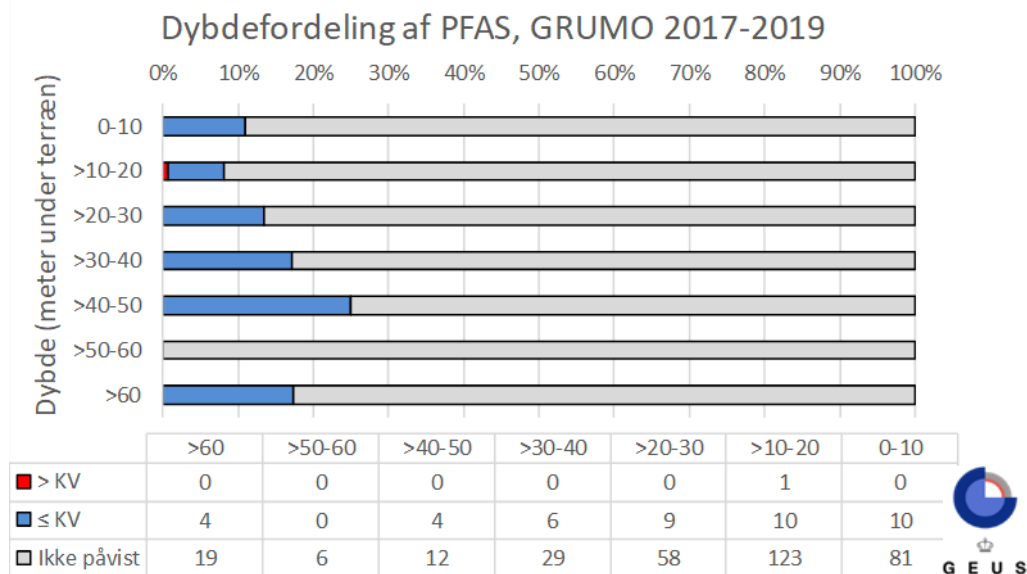
Figur 45 viser den geografiske fordeling for fund af PFAS i Danmark med fundene spredt rundt i landet. Dog er der ingen fund på Fyn og i det sydøstlige Jylland. Antallet af indtag, som er undersøgt for indhold af PFAS, er imidlertid så begrænset, at dette kan være tilfældigt.



Figur 45. GRUMO. Forekomst af PFAS i grundvand i GRUMO 2017-2019. Blå markerer fund under kravværdien. Rød markerer fund over kravværdien. Grå markerer ingen målbar PFAS (<DG). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 46 viser dybdefordelingen for fund af PFAS. Der er antalsmæssigt færre fund med dybden, men der er samtidig færre dybe indtag, som er analyseret for PFAS, så den procentvise andel med fund er nogenlunde konstant. Dette kan virke overraskende, da den største anvendelse af PFAS har været indenfor de sidste 40 år (Land et al., 2018) og man dermed ville forvente hyppigst PFAS i det øverste grundvand. Manglen på sammenhæng med dybden kunne være en indikation af, at der i nogle tilfælde er tale om falske positive, hvor prøverne er blevet forurenede enten i boringen eller i forbindelse med prøvetagning og analyse. Datagrundlaget for PFAS er dog fortsat så begrænset, at dette må forblive spekulativt.

Samlet set må det konkluderes, at PFAS-forbindelser detekteres i en betydelig andel af de undersøgte GRUMO-indtag. Koncentrationen af PFAS er dog i langt de fleste tilfælde betydeligt under den nuværende grænseværdi. Det kan endvidere konkluderes, at nogle PFAS-forbindelser findes hyppigere end andre, men at fundene generelt er bredt fordelt mellem de 12 undersøgte PFAS-forbindelser, og at der i de fleste tilfælde kun detekteres en enkelt forbindelse. At der ikke er tale om bestemte PFAS-forbindelser, som går igen mellem boringerne, kunne være et tegn på, at der ikke generelt er tale om kontaminering af prøverne, men om reelle forekomster af PFAS-forbindelser i grundvandet. Stofsammensætningen taler altså imod, at der i GRUMO kunne være et problem med falske positive for PFAS, mens dybdefordelingen indikerer, at der kunne være et problem. Kombineret med et lille datasæt, er det således ikke muligt at konkludere, om der er et problem med falske positive for PFAS i GRUMO, men det kan heller ikke afvises.



Figur 46. GRUMO. Dybdefordeling af SUM PFAS for de 372 GRUMO-indtag, der er analyseret for PFAS i perioden 2017-2019. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: $>0,1 \mu\text{g/l}$ for "Sum af 12 PFAS-forbindelser" ($> \text{KV}$), påvist én eller flere af 12 PFAS-forbindelser ($< \text{KV}$) eller under detektionsgrænsen for alle 12 PFAS-forbindelser (ikke påvist). KV er kravværdien for sum af 12 PFAS på $0,1 \mu\text{g/l}$. Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget. Tabellen under figuren angiver antal undersøgte indtag i de forskellige dybder opdelt efter koncentrationsintervaller.

6.2 Organiske mikroforureninger, vandværkernes indvindingsboringer

Datagrundlag og metode

Organiske mikroforureninger i vandværksboringer overvåges gennem vandværkernes boringskontrol. Valget af analyseparametre afhænger af, hvilke formodede eller kendte risici for forurening af grundvandet, der optræder indenfor de enkelte vandværkers indvindingsoplande. Jævnfør drikkevandsbekendtgørelsens bilag 8 afhænger kontrollen for "andre organiske mikroforureninger" af de formodede eller kendte risici for forurening af grundvandet, der optræder indenfor et indvindingsopland". 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 vandværkernes indvindingsboringer i perioden 2015-2019.

For at tilpasse datasættet til kontrolhyppigheden for vandværksboringer bygger opgørelserne i denne rapport på data fra perioden 2015-2019, idet alle aktive vandværksboringer 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. Andelen af fund og overskridelser af grænseværdier kan derfor ikke forventes at være repræsentative for det danske grundvand generelt, men kan anses repræsentative for områder, med potentielle forureningskilder i oplandet. Analyse-kvaliteten er underkastet de samme analysekvalitetskrav som for NOVANA, se kapitel 2. I perioden 2015-2019 er der gennemført analyser af 118 forskellige stoffer i et meget forskelligt antal boringer (fra 1 til 2548). 88 af de undersøgte stoffer er analyseret i mindst 10 boringer.

Kun stoffer med fund i mindst 10 boringer behandles i dette kapitel. Analyseresultater for samtlige 118 analyserede stoffer er præsenteret i bilag 9. Opgørelserne laves, så der vises i hvor mange vandværksboringer i perioden 2015-2019, der mindst én gang har været påvist et konkret stof ($\geq \text{DG}$), eller der mindst én gang har været koncentrationer over kravværdien ($> \text{KV}$). Ligesom for GRUMO-datasættet indgår boringer, som er over kravværdien, også i den andel af boringer, som er $\geq \text{DG}$.

Status

Tabel 17 viser, at ud af de 88 stoffer, som blev undersøgt i mindst 10 boringer, blev de 24 fundet i mindst 10 boringer med fundprocenter mellem 0,5 og 39. Tabellen er sorteret efter fundandel for stofferne. Da der jf. drikkevandsbekendtgørelsen skal undersøges for andre organiske mikroforureninger, hvis der er en konkret mistanke om forurening i oplandet, burde tabellen give det bedste overblik over, hvor stort et problem et stof vurderes at være for vandforsyningerne. Samtidig er fundandelen også en vigtig parameter for at kunne vurdere, hvor udbredt et stof er i grundvandet.

Tabel 17. Vandværksboringer. Organiske mikroforurenings-stoffer som er påvist i mindst 10 aktive boringer i boringskontrollen for perioden 2015-2019 sorteret efter fundandel. Det totale antal analyserede boringer er angivet sammen med fordelingen af boringer \geq detektionsgrænsen (DG) for boringer med mindst ét fund eller $>$ Kravværdien (KV) for boringer med mindst én overskridelse af KV. Se også bilag 9, hvor analyseresultater for samtlige 118 analyserede stoffer for gruppen organiske mikroforureninger i grundvandet i aktive indvindingsboringer er opgjort for perioden 2015-2019.

| Stofnavn | KV ($\mu\text{g/l}$) | Boringer antal | | | Boringer andel (%) | |
|---------------------------------|---------------------------|----------------|-----------------|--------------|--------------------|--------------|
| | | I alt | $\geq\text{DG}$ | $>\text{KV}$ | $\geq\text{DG}$ | $>\text{KV}$ |
| Anioniske detergenter | 100 | 890 | 349 | 1 | 39,2 | 0,1 |
| AOX (adsorberbart org. halogen) | Ingen KV | 40 | 12 | - | 30 | - |
| MTBE | 5 | 974 | 65 | 0 | 6,7 | 0 |
| Sum PFAS ^{a)} | 0,1 | 706 | 41 | 0 | 5,8 | 0 |
| 1,1-dichlorethan | 1 | 629 | 34 | 5 | 5,4 | 0,8 |
| Xylen | 5 | 493 | 21 | 0 | 4,3 | 0 |
| Cis-1,2-dichlorethylen | 1 | 2280 | 90 | 17 | 3,9 | 0,7 |
| Vinylchlorid | 0,5 | 978 | 38 | 5 | 3,9 | 0,5 |
| Trichlorethylen | 1 | 2325 | 88 | 14 | 3,8 | 0,6 |
| PFOA (perfluoroktansyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 706 | 25 | 0 | 3,5 | 0 |
| Toluen | 5 | 2253 | 63 | 0 | 2,8 | 0 |
| PFHxS (perfluorhexansulfonsyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 685 | 18 | 0 | 2,6 | 0 |
| Tetrachlorethylen | 1 | 2327 | 55 | 8 | 2,4 | 0,3 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 704 | 14 | 0 | 2 | 0 |
| Trans-1,2-dichlorethylen | 1 | 1153 | 22 | 2 | 1,9 | 0,2 |
| PFBA (perfluorbutansyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 676 | 13 | 0 | 1,9 | 0 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyre) | 0,1; Indgår i Sum PFAS | 670 | 12 | 0 | 1,8 | 0 |
| Chloroform (trichlormethan) | 1 | 2330 | 34 | 0 | 1,5 | 0 |
| <i>m+p</i> -xylen | 5 | 2045 | 22 | 0 | 1,1 | 0 |
| 1,2-dichlorethan | 1 | 2294 | 22 | 5 | 1 | 0,2 |
| Benzen | 1 | 2548 | 25 | 1 | 1 | 0 |
| 1,1-Dichlorethylen | 1 | 1100 | 11 | 0 | 1 | 0 |
| Ethylbenzen | 1 | 2158 | 16 | 0 | 0,7 | 0 |
| <i>o</i> -xylen | 5 | 2043 | 15 | 0 | 0,7 | 0 |
| 1,1,1-trichlorethan | 1 | 2328 | 12 | 0 | 0,5 | 0 |

a) "Sum PFAS" er ikke et stof eller en analyseparameter i sig selv, men beregnet ud fra 12 analyserede PFAS-stoffer.

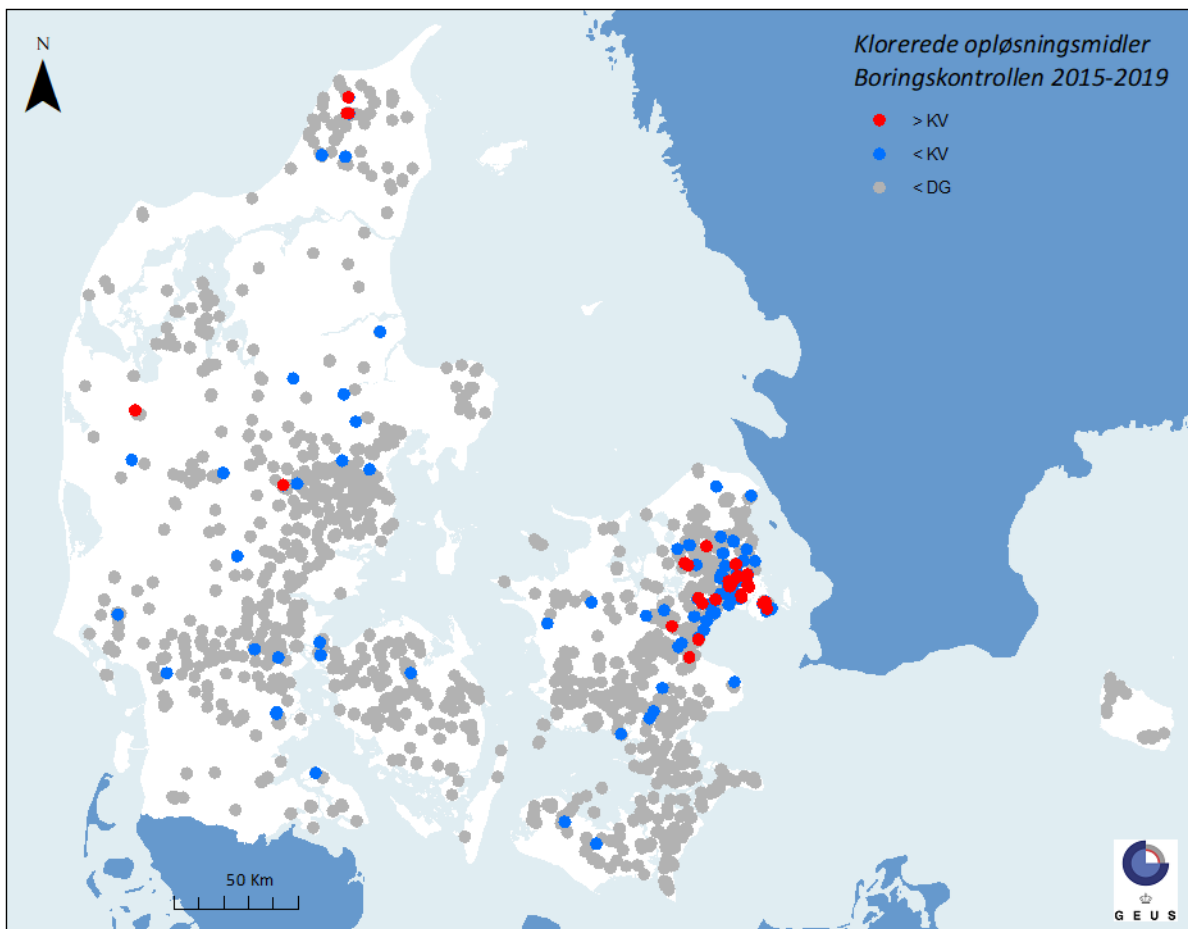
Anioniske detergenter er absolut den parameter (sumparameter) indenfor de organiske mikroforurenninger, der har flest fund (349) og den største fundprocent (39 %). Kun i en enkelt boring, svarende til 0,1 %, var koncentrationen over de tilladte 100 µg/l. Anioniske detergenter er en sumparameter, hvor 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 forrige 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 denne analyseparameter og anioniske detergenter er da også pr. oktober 2017 fjernet fra drikkevandsbekendtgørelsen.

Cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE), optræder med næstflest fund; 90 fund i 2280 undersøgte boringer, svarende til 3,9 %. Cis-DCE er et nedbrydningsprodukt fra de to chlorerede opløsningsmidler trichlorethylen (TCE) og tetrachlorethylen (PCE), som i øvrigt er de stoffer, der blev fundet i 3. og 6. største antal boringer. 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 ottende-hyppigst fundne stof i Tabel 17.

Kravværdien for vinylchlorid er på grund af den højere giftighed lavere end for de øvrige stoffer i gruppen af chlorerede alifatiske kulbrinter, og selvom antallet af boringer, hvor vinylchlorid er fundet, er lavere end for dets moderstoffer, er fundprocenten (3,9 %) på niveau med moderstoffernes. Såvel fundprocent som andel med overskridelser af kravværdi er dog markant lavere for vinylchlorid i forhold til sidste opgørelsesperiode (2013-2017, Thorling mfl., 2019). Det undersøgte antal boringer er steget fra 567 til 978 og kan muligvis forklare en del af faldet, i hvert fald i fundprocent. Faldet i andelen af overskridelser af kravværdien fra 1,4 til 0,5 % af de undersøgte boringer må dog enten hænge sammen med et reelt fald i forurening med vinylchlorid eller med, at boringer med en overskridelse af vinylchlorid er identificeret og lukket indenfor de sidste 7 år. Det sidste virker mest sandsynligt, da moderstofferne til vinylchlorid har været anvendt gennem mange år og vinylchlorid og dets moderstoffer samtidig har en lang levetid i grundvandet. Det er derfor næppe således, at det danske grundvand generelt har oplevet et stort fald i indholdet af vinylchlorid siden sidste opgørelse. I GRUMO-indtagene er der få fund af vinylchlorid, men andelen af boringer med fund såvel som overskridelser var betydeligt højere i 2017-2019 end i 2011-2016 (Tabel 16 og Thorling mfl. 2019), hvilket heller ikke understøtter et reelt og generelt fald i forurening med vinylchlorid i det danske grundvand.

Ses der på chlorerede opløsningsmidler under ét (chloroform undtaget), var der fund i 184 ud af 2.427 undersøgte vandværksboringer (7,6 %) og en overskridelse af kravværdien i 38 vandværksboringer (1,6 %) i perioden 2015-2019. I de fleste boringer med overskridelse af kravværdien, var der indenfor perioden detekteret flere stoffer indenfor stofgruppen. Figur 47 viser, at langt de fleste overskridelser, og også de fleste boringer med fund, ligger i Hovedstadsområdet.

Ingen andre stoffer eller stofgrupper end chlorerede opløsningsmidler og anioniske detergenter blev fundet i koncentrationer over grænseværdien i boringskontrollen i perioden 2015-2019.



Figur 47. Vandværksboringer. Forekomst af klorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter (tetrachlorethylen, trichlorethylen, cis-1,2-dichlorethylen, trans-1,2-dichlorethylen, vinylchlorid, 1,1-dichlorethylen, 1,2-dichlorpropan, 1,1,1,2-tetrachlorethan, 1,1,2-trichlorethan, 1,1,1-trichlorethan, 1,1-dichlorethan, 1,2-dichlorethan, chlorethan, dichlormetan og tetrachlormetan) i boringskontrollen 2015-2019. Blå markerer fund under kravværdien. Rød markerer fund over kravværdien. Grå markerer ingen målbare klorerede opløsningsmidler (<DG). Chloroform er også et kloreret opløsningsmiddel, men er udeladt, da det kan forekomme naturligt. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

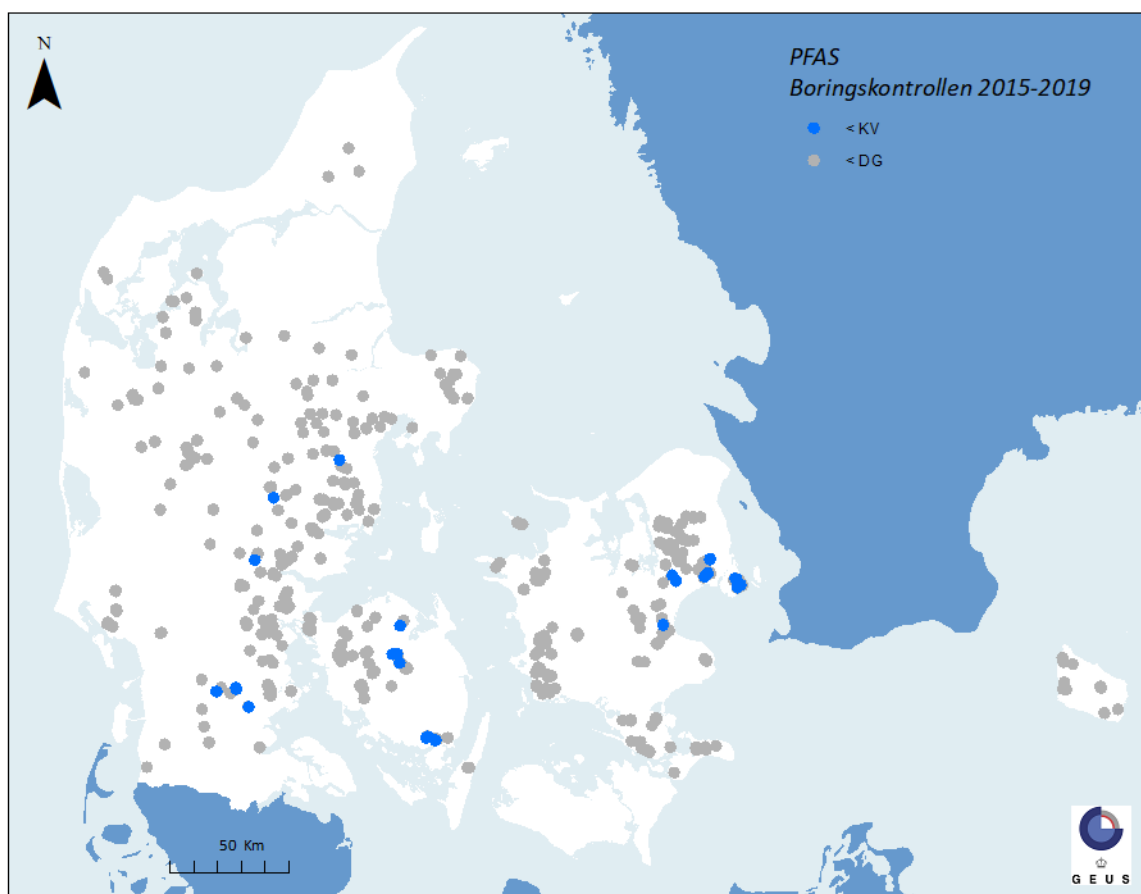
6.3 Per- og polyfluorerede forbindelser (PFAS)

Det kan være interessant, at se nærmere på forekomsten af PFAS, da det er forholdsvist nyt, at denne stofgruppe analyseres i vandværksboringer, og det samtidig er en stofgruppe med en del opmærksomhed i Danmark såvel som internationalt. PFAS-forbindelser er fundet i 41 ud af 706 undersøgte vandværksboringer, men i alle tilfælde under kravværdien på 0,1 µg/l, som sum af de 12 PFAS-forbindelser, som indgår i sumværdien og derfor udgør standard-analysepakken. I 25 ud af de 41 boringer blev mere end 1 PFAS detekteret og i disse 25 boringer var der i gennemsnit 3,6 PFAS-forbindelser ud af 12 undersøgte. Middelværdien for summen af de 12 PFAS-forbindelser i de 41 boringer med fund var 0,014 µg/l og medianværdien 0,006 µg/l, begge betydeligt under den nuværende kravværdi. Ses på enkeltstoffer var PFOA med 25 fund den hyppigst fundne PFAS-forbindelse med en maksimal koncentration på 0,013 µg/l.

I GRUMO-indtagene var PFOA den næsthypigste fundne PFAS-forbindelse, Tabel 16, hvilket bekræfter, at det er en af de hyppigst forekommende PFAS-forbindelser i grundvandet i Danmark, i hvert fald blandt de 12, der måles for. Den hyppigst forekommende PFAS-forbindelse i grundvandsovervågningen (6:2 FTS) blev til gengæld kun fundet to gange i vandværkernes boringskontrol. To PFAS-forbindelser blev slet ikke fundet i boringskontrollen, nemlig PFNA (Perfluorononansyre) og PFDA (Perfluorodecansyre). Disse blev fundet i hhv. 4 og 1 GRUMO-boring.

Sammenlignes med en nylig sammenfatning af PFAS-overvågning på EU-niveau fra 2010-2017 (EU, 2020) er de hyppigst fundne PFAS-forbindelser i boringskontrollen generelt lig de hyppigst fundne i andre EU-lande, hvor PFOA var den forbindelse med flest fund og én af dem med højest fund-procent, mens PFBA havde den højeste fundprocent. 6:2 FTS, som blev fundet hyppigst i GRUMO, havde relativt lav fundprocent i andre EU-lande, men blev dog detekteret (EU, 2020). Generelt er både fundprocent og koncentration for PFAS-forbindelser i både GRUMO og vandværkernes boringskontrol lav i forhold til det, som blev indrapporteret fra andre EU-lande i den nyligt publicerede sammenfatning (EU, 2020). Årsagen til dette er ikke umiddelbart indlysende, men skyldes i hvert fald ikke de analytiske detektionsgrænser, som i Danmark er på niveau med dét, som blev indrapporteret fra andre EU-lande.

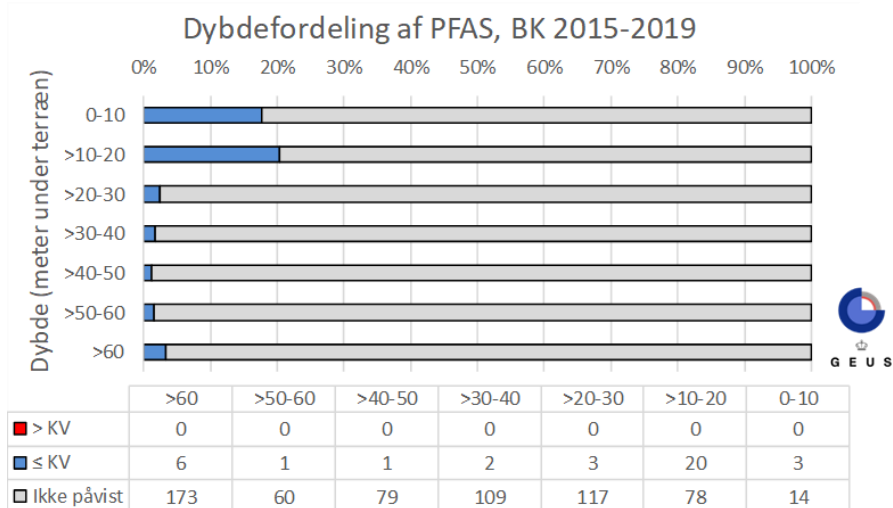
Figur 48 viser den geografiske fordeling af PFAS i Danmark for vandværksboringer. I modsætning til PFAS i GRUMO-indtagene er der nogle tydelige tendenser. For det første er PFAS-analyserne meget skævt fordelt, med mange analyser i Østjylland, på den vestlige halvdel af Fyn, på den vestligste del af Sjælland og på Østsjælland. Derimod er der næsten ingen analyser i Vestjylland, i Nordjylland og på Lolland-Falster, hvor kommunerne og vandværkerne ser ud til at have vurderet, at der ikke er risiko for PFAS-forurening af grundvandet. Fund af PFAS er koncentreret omkring København og Odense. Hertil kommer enkelte fund på Sydfyn og i Østjylland. Det kunne skyldes, at det er i disse områder, at der er foretaget flest analyser. PFAS-forurening af grundvandet er dog også kendt for at være knyttet til særlige aktiviteter, såsom øvelsespladser for brandslukning, kemi- metal- og malings-industri samt produktion af tæpper og møbler (Miljøstyrelsen, 2014; 2016; 2020b). Det må derfor forventes, at vandværker med sådanne industrier i oplandet til drikkevandsboringer er særligt opmærksomme på at få analyseret for PFAS og at fundene afspejler beliggenheder af disse aktiviteter. Fx kunne fund på Amager og omkring Hedehusene være relateret til brandøvelsespladser for hhv. Københavns Lufthavn og Beredskabsstyrelsen, som begge er kendte kilder til forekomst af PFAS i grundvandet.



Figur 48. Vandværksboringer. Forekomst af PFAS i boringskontrollen 2015-2019. Blå markerer fund under kravværdien. Grå markerer ingen målbare PFAS-forbindelser (<DG). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 49 viser dybdefordelingen af PFAS-fund i vandværksboringer. Næsten alle fund stammer fra de øverste 20 m og fundprocenten er også klart højest i disse, hvilket er en anderledes fordeling af fund end i grundvandsovervågningen (se Figur 46). Denne dybdefordeling tyder på, at PFAS fra identificerede punktkilder i øjeblikket befinder sig i det øverste grundvand, hvilket stemmer godt overens med, at den største anvendelse af PFAS-forbindelser er foregået indenfor de sidste 40 år. Det tydelige mønster i dybdefordeling indikerer endvidere, at der for vandværksboringernes vedkommende næppe generelt er tale om kontaminering af vandet i boringen eller i forbindelse med prøvetagning, sådan som det ovenfor blev diskuteret som en mulighed for GRUMO-indtagene.

Den forventelige aftagen af fund med dybden ændrer dog ikke ved, at der var syv fund af PFAS under 50 m dybde (den dybeste i 179 m's dybde), hvilket kan virke overraskende. Disse syv fund blev derfor tjekket enkeltvist og i alle tilfælde var der tale om meget lave koncentrationer (0,002-0,007 µg/l) samt om enkeltstående fund. For tre boringer viste analyse af ny prøve udtaget op til 1 år efter fundet ingen målbar PFAS. For de fire øvrige var prøven med fund den eneste, der var udtaget til PFAS-analyse i boringen. Der er således ikke grundlag for med sikkerhed at konkludere, at der er fundet PFAS på mere end 50 m dybde i vandværksboringerne.



Figur 49. Vandværksboringer. Dybdefordeling af PFAS-analyser i drikkevandsboringer, der er analyseret i perioden 2015-2019. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l for 'Sum af 12 PFAS-forbindelser', 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 indtag i de forskellige dybder opdelt efter koncentrationsintervaller.

I forhold til grundvandsovervågningen er de overordnede konklusioner lidt anderledes for PFAS i vandværksboringer, idet der generelt detekteres flere forskellige PFAS-forbindelser, og at de hyppigst detekterede, bortset fra PFOA, er nogle andre end det ses i grundvandsovervågningen. Den geografiske fordeling og dybdefordelingen er også anderledes, som diskuteret ovenfor. Datagrundlaget for PFAS i dansk grundvand er fortsat forholdsvist spinkelt, men disse forskelle mellem GRUMO og vandværksboringer kunne måske skyldes, at der i vandværksboringer ofte vil være tale om en udvælgelse af boringer til analyse målrettet formodede punktkilder i oplandet, mens grundvandsovervågningen dækker landskabet mere bredt og de detekterede PFAS-forbindelser dermed måske i højere grad er udtryk for en diffus forurening i GRUMO. Hvis denne tolkning er korrekt, og der ikke er tale om falske positive i grundvandsovervågningen, må det formodes, at vandet i drikkevandsboringerne generelt i løbet af en årrække vil ligne vandet i GRUMO-boringerne mere med hensyn til PFAS-forbindelser, da disse stoffer ikke formodes at blive nedbrudt i grundvandsmagasinerne. Det skal endvidere pointeres, at der analyseres for et meget begrænset antal PFAS-forbindelser (12) i forhold til det antal, som man regner med, bliver anvendt kommercielt (ca. 3000, Wang et al., 2017). Der er derfor en risiko for, at man ikke analyserer for de PFAS-forbindelser, som forekommer hyppigst eller i højest koncentration i grundvandet.

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/> (21.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2015. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand, opdateret juni 2015, nedtaget fra nettet (21.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2018. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord, opdateret juni 2018. https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018_.pdf. (21.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2020b: Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg Vejledning UDKAST 7.1.2020

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 Danmarks 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.

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>

GEUS, 2003: Udkast til teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen, version 3 af 2. dec. 2003. https://www.geus.dk/media/6778/midlertidig_anvisning_2003.pdf (21-1-2021)

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

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.

Land, M., de Wit, C.A., Bignert, A., Cousins, I.T., Herzke D., Johansson, J.H., Martin, J.W., 2018: What is the effect of phasing out long-chain per- and polyfluoroalkyl substances on the concentrations of perfluoroalkyl acids and their precursors in the environment? A systematic review, Environmental Evidence, 7:4

Miljøstyrelsen, 2014: Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder, Miljøprojekt nr. 1600

Miljøstyrelsen, 2016: Kortlægning af brancher der anvender PFAS, Miljøprojekt nr. 1905

Miljøstyrelsen, 2020a: Delprogram for grundvand – opdaterede bilag. https://mst.dk/media/205055/opdaterede-bilag-grundvandsovervaagningen_ny_ab.pdf (21.1.2021)

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> (21.01.2021)

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. (21.01.2021)

REFLAB, 2015: M068. Metodedatablad for Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser) i grundvand og drikkevand, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1124/m068_pfas_01b.pdf. (21.01.2021)

Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. (forældet -nedtaget fra nettet)

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (21-1-2021)

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 (21.01.2021)

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

7 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 18 viser kravværdierne for de enkelte sporstoffer i drikkevand (drikkevandsbekendtgørelsen) og grundvandskvalitetskriterier for grundvand under forurenede grunde til brug for jordforureningsområdet (Miljøstyrelsen, 2018). Kvalitetskriterierne for grundvand under forurenede grunde, danner sammen med kravværdierne for drikkevand baggrund for fastlæggelsen af de tærskelværdier for grundvand, der anvendes i forbindelse med Vandplan 3, og som er vist på Figur 50. Eneste undtagelse er aluminium, hvor der anvendes en kravværdi på 100 µg/l.

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 11.

Tabel 18. Kvalitetskriterier for grundvand anvendt på jordforureningsområdet og kravværdier for uorganiske sporstoffer i drikkevand ved forbrugernes taphane.

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

a) Miljøstyrelsen, 2018a. Kvalitetskriterier i relation til forurenede jord.
b) Lavest mulige indhold bør tilstræbes, helst <300 µg/l
c) Lavest mulige indhold bør tilstræbes, helst <0,1 µg/l
d) Gælder, hvis sølv anvendes til desinfektion i anlæg.

Datagrundlag

Tabel 19 viser hvilke analyseparametre, der indgår i grundvandsovervågningen, GRUMO, for programperioden 2017-2021, samt hvilke parametre, der indgår ved overvågning af grundvandskvaliteten i vandværksboringerne i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol (drikkevandsbekendtgørelsen). Prøvetagningsfrekvensen i såvel GRUMO som i vandværksboringerne varierer fra årlige prøver til én prøve hvert 5 år.

Tabel 19. GRUMO & Vandværksboringer. Uorganiske sporstoffer 2017-2021 i grundvandsovervågningen og obligatoriske stoffer i vandværkernes boringskontrol.

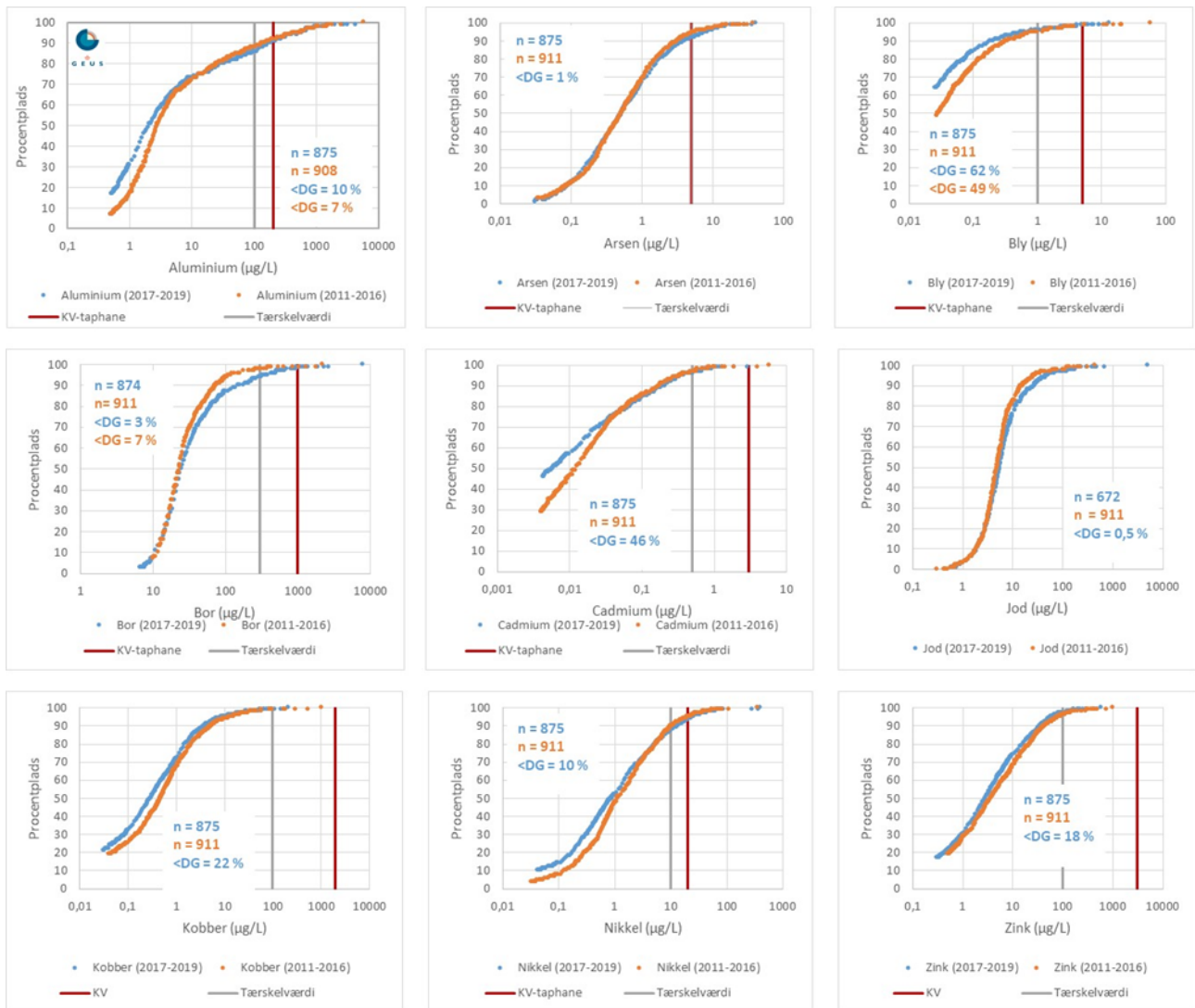
| Uorganiske sporstoffer | GRUMO | Vandværksboringer ^a |
|------------------------|-------|--------------------------------|
| Aluminium (Al) | X | X ^b |
| Arsen (As) | X | X |
| Barium (Ba) | | X |
| Beryllium (Be) | X | |
| Bly (Pb) | X | |
| Bor (B) | X | X |
| Cadmium (Cd) | X | |
| Jod (I) | X | |
| Cyanid (CN) | | X ^c |
| Kobber (Cu) | X | |
| Kobolt (Co) | | X |
| Nikkel (Ni) | X | X |
| Strontium (Sr) | | X ^d |
| 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.
b) Analyseres, hvis pH i grundvandet er under 6.
c) Konstateres cyanid i råvandet, kontrolleres også for syreflygtigt cyanid.
d) Analyseres ved indvinding i områder med skrivekridt.

7.1 Grundvandsovervågningen

Data for uorganiske sporstoffer rapporteres ikke hvert år, hvorfor dette års rapport beskriver såvel nye GRUMO-data for 2019 som data for delperioden 2017-2019 (programperioden 2017-2021). I 2019 er 110 GRUMO-indtag og i perioden 2017-2019 er 875 GRUMO-indtag analyseret for stofferne aluminium, arsen, beryllium, bly, bor, cadmium, jod, kobber, nikkel og zink. Der er således ikke lavet en kontrolovervågning for sporstoffer i 2019, som der er for de øvrige stoffer.

Figur 50 viser den procentvise fordeling for de undersøgte sporstoffer for delperioden 2017-2019 samt for forrige GRUMO-programperiode 2011-2016 baseret på gennemsnitskoncentrationer på indtagsniveau. Beryllium er ikke afbildet, da 81 % (2017-2019) af grundvandsprøverne havde koncentrationer under detektionsgrænsen. Der er stor forskel på koncentrationsniveauerne for de forskellige sporstoffer, og samtidig er der for hvert sporstof en stor spredning i de målte koncentrationer. For arsen, jod, kobber og zink er data for perioderne 2011-2016 og 2017-2019 sammenfaldende, mens forskellene er større for de resterende fem stoffer. Figur 50 viser også, at koncentrationsfordelingerne for aluminium, bly, cadmium, nikkel og zink ligger forskudt mod lavere værdier for 2017-2019 end for perioden 2011-2016, mens det modsatte er tilfældet for bor. For de to perioder er detektionsgrænsen for aluminium, bor og nikkel uændret. For perioderne 2017-2019 og 2011-2016 er den typiske detektionsgrænse hhv. 0,015 og 0,027 µg/l for bly, 0,003 og 0,004 µg/l for cadmium samt 0,3 og 0,5 µg/l for zink.



Figur 50. GRUMO. Koncentrationsfordelinger for sporstoffer (bortset fra beryllium) i GRUMO-indtag analyseret i programperioden 2011-2016 og del-programperioden 2017-2019. Figuren viser kravværdien for drikkevand (KV), tærskelværdien for grundvand (VP3), antal indtag og procent indtag med koncentrationer under detektionsgrænsen (<DG>). For jod er der ikke fastsat en kravværdi. Bemærk logaritmisk x-akse.

Tabel 20 viser koncentrationsniveauerne for sporstoffer i GRUMO-indtag i 2019. Der er i 2019 konstateret overskridelser af kravværdien for drikkevand for fem stoffer: aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af indtag med overskridelser af kravværdien er 26 % for aluminium, 3,6 % for arsen, 1,8 % for bly, 0,9 % for bor og 17 % for nikkel.

Tabel 21 viser koncentrationsniveauerne for sporstoffer i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019, hvor der er konstateret overskridelser af kravværdien for fem stoffer, nemlig aluminium, arsen, bly, bor og nikkel. Andelen af indtag med overskridelser af kravværdien er 6,4 % for aluminium, 8,1 % for arsen, 0,7 % for bly, 0,9 % for bor og 4,0 % for nikkel. I alt 150 indtag, svarende til 17 % af de undersøgte indtag indeholder mindst ét sporstof (primært arsen og aluminium) i en koncentration over kravværdien, heraf to stoffer over kravværdien i 22 indtag (2,5 %) (aluminium i kombination med bor, bly, cadmium og nikkel eller arsen i kombination med aluminium, bor og nikkel). I 2 indtag (0,2 %) overskrives kravværdien for tre stoffer (aluminium og nikkel i kombination med arsen/bly).

En sammenligning med Figur 50 og de nationale tærskelværdier for grundvandet viser flere overskridelser for aluminium, bor og nikkel.

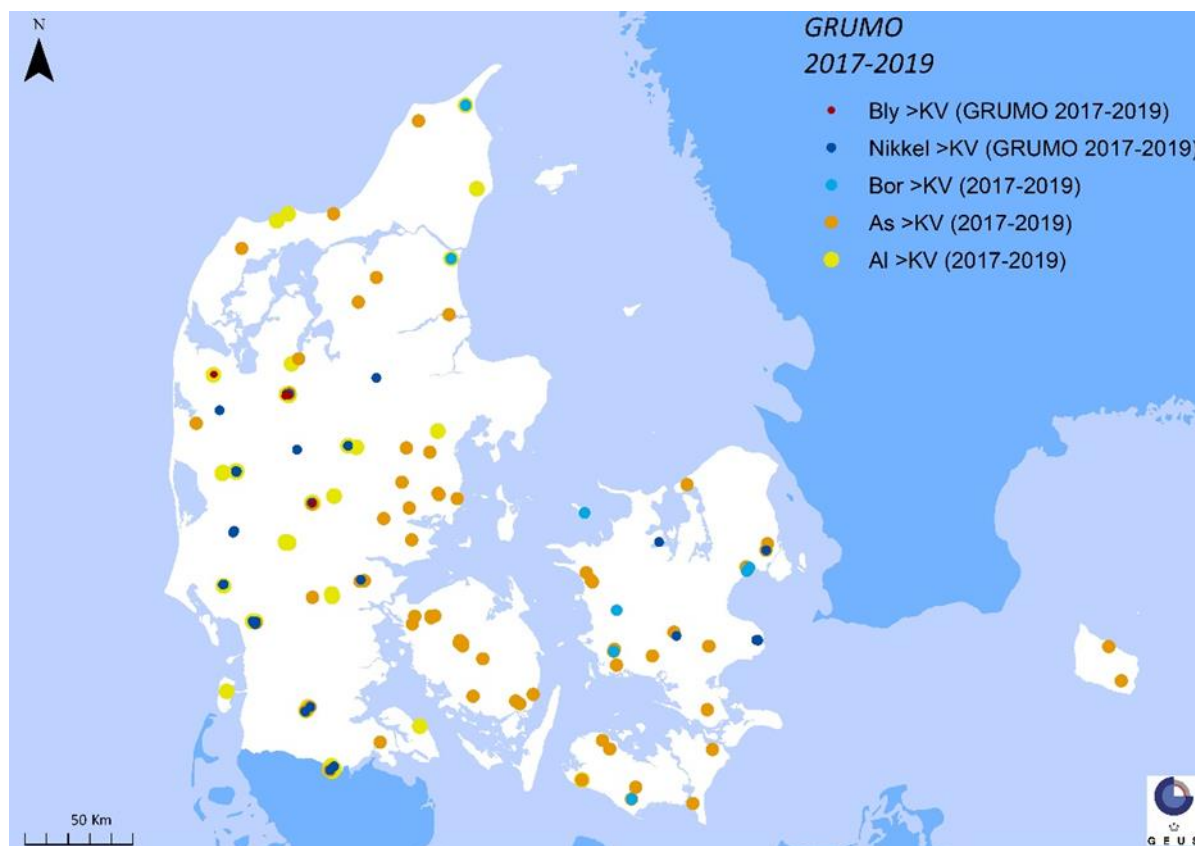
Tabel 20. GRUMO. Sporstoffer i 2019. Tabellen viser antal undersøgte indtag, indtag med fund, og indtag over kravværdi for drikkevand (KV). For beryllium og jod er der ikke fastsat kravværdier.

| GRUMO | Detektionsgrænse | Kravværdi | Indtag | Indtag | | |
|-----------|------------------|-----------|--------|--------|-------|-----------|
| | | | | Fund % | Antal | Antal >KV |
| 2019 | µg/l | µg /l | | | | |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 94 | 110 | 29 | 26 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 95 | 110 | 4 | 3,6 |
| Bly | 0,03 | 5 | 45 | 110 | 2 | 1,8 |
| Bor | 10 | 1.000 | 96 | 110 | 1 | 0,9 |
| Beryllium | 0,02 | - | 66 | 110 | - | - |
| Cadmium | 0,003 | 3 | 89 | 110 | 0 | 0 |
| Jod | 0,3 | - | 97 | 107 | - | - |
| Kobber | 0,03 | 2.000 | 82 | 110 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 98 | 110 | 19 | 17 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 94 | 110 | 0 | 0 |

Tabel 21. GRUMO. Sporstoffer i del-programperioden 2017-2019. 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 | Indtag | | |
|-----------|------------------|-----------|--------|--------|-------|-----------|
| | | | | Fund % | Antal | Antal >KV |
| 2017-2019 | µg/l | µg /l | | | | |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 90 | 875 | 56 | 6,4 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 99 | 875 | 71 | 8,1 |
| Bly | 0,03 | 5 | 38 | 875 | 6 | 0,7 |
| Bor | 10 | 1.000 | 97 | 875 | 8 | 0,9 |
| Beryllium | 0,02 | - | 19 | 875 | - | - |
| Cadmium | 0,003 | 3 | 54 | 875 | 0 | 0 |
| Jod | 0,3 | - | 100 | 872 | - | - |
| Kobber | 0,03 | 2.000 | 78 | 875 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 90 | 875 | 35 | 4,0 |
| Zink | 0,5 | 3.000 | 82 | 875 | 0 | 0 |

Figur 51 viser den geografiske fordeling af GRUMO-indtag med målte koncentrationer over kravværdien i perioden 2017-2019. For perioden 2017-2019 var koncentrationerne af kobber og zink under kravværdien i alle undersøgte indtag.



Figur 51. 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.

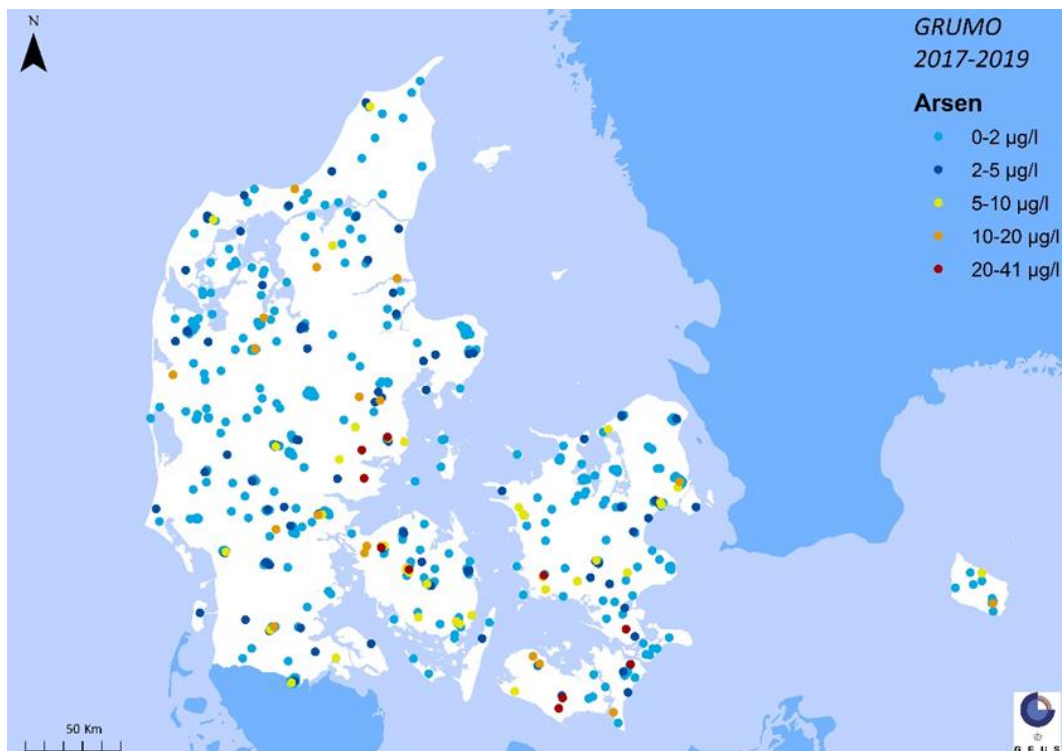
Arsen, nikkel, kobber og zink

I det følgende beskrives arsen og nikkel, som er de stoffer, der 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) og tærskelværdierne for grundvand anvendt i Vandplan 3.

Arsen

Arsen forekommer naturligt i en række mineraler, fx arsenpyrit (FeAsS) og andre sulfider. Mobiliteten af arsen er begrænset af dets stærke binding til ler, jernoxid/hydroxider og organisk stof. Oxidations-/reduktionsprocesser er ligeledes stærkt styrende for mobiliteten af arsen i jordlagene. I grundvandsmagasinerne frigives arsen, 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 52 viser, at arsen i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019 for koncentrationer op til $5 \mu\text{g/l}$ findes jævnt fordelt over landet. Grundvand med højere koncentrationer af arsen findes rundt om på Sjælland, på Falster og Lolland, i den vestlige del af Fyn og fra Horsens til Århus samt spredt i resten af Jylland.



Figur 52. GRUMO. Arsen i 875 GRUMO-indtag i perioden 2017-2019. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Nikkel

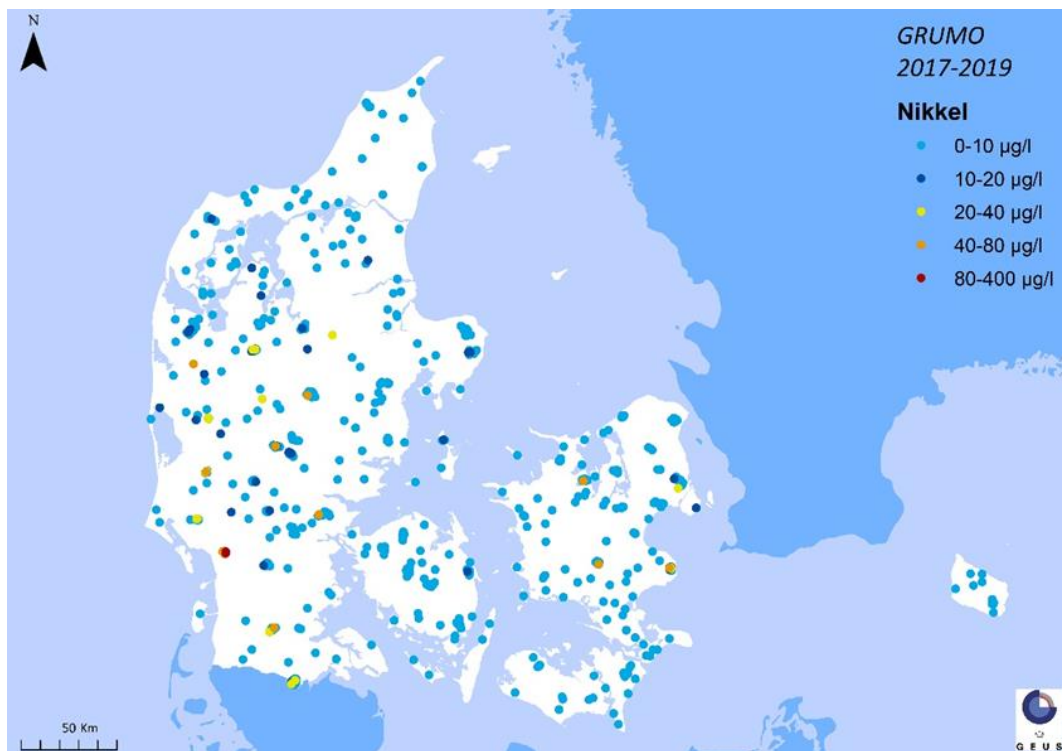
Nikkel findes naturligt i en række nikkelholdige og sulfidholdige mineraler som fx pyrit (FeS_2). Mobiliteten af nikkel er bestemt ved pH- og redoxforhold. Ved neutrale pH- vil nikkels mobilitet kunne nedsættes, fordi det bindes til bl.a. lerminerale, organisk stof og jernoxid/hydroxider. Nikkel frigives til grundvandet, når sulfidholdige mineraler oxideres. Oxidationen forhold kan skyldes sænkning af grundvandsspejlet, hvorved atmosfærisk luft (og ilt) får adgang til sedimenterne eller nedsivning af ilt- og nitratholdigt vand. 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.

Figur 53 viser, at for koncentrationer op til 10 µg/l findes nikkel jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtagene i perioden 2017-2019. Højere koncentrationer, op til 400 µg/l, findes hovedsagelig vest for Hoved-opholdslinjen samt spredt på Sjælland, op til 79 µg/l.

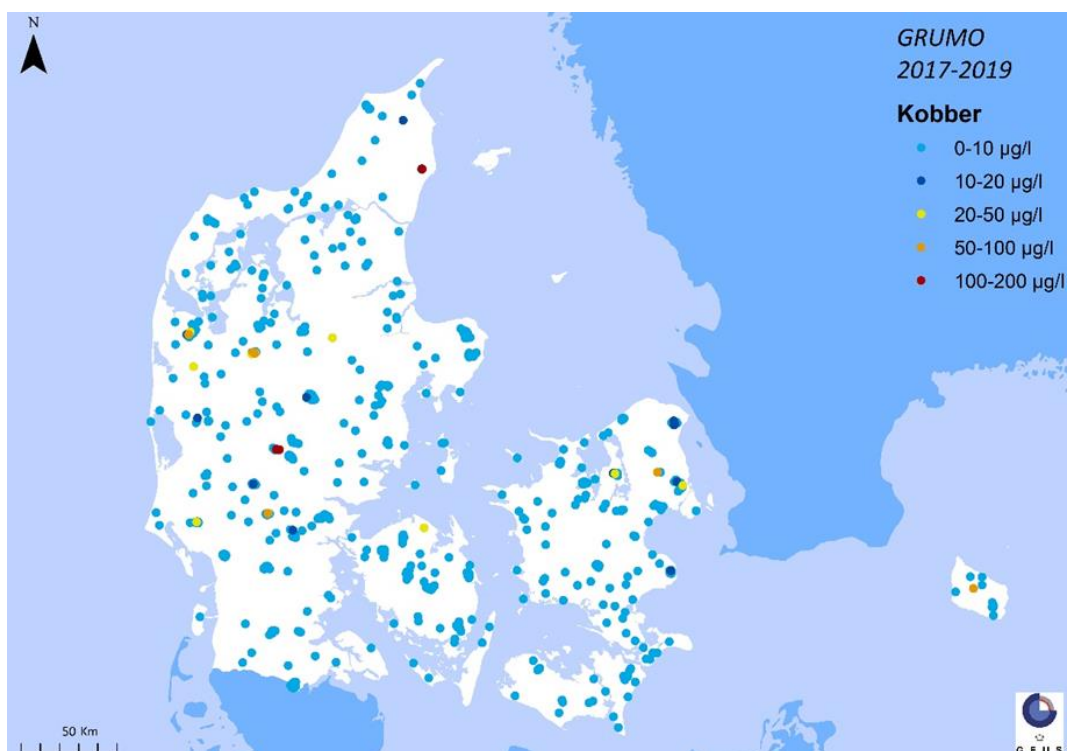
Kobber

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

Figur 54 viser, at koncentrationer op til 10 µg/l findes jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019. Højere koncentrationer, op til 200 µg/l, er primært målt i grundvand vest for Hoved-opholdslinjen og i Nordsjælland.



Figur 53. GRUMO. Nikkel i 875 GRUMO-indtag målt i perioden 2017-2019. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

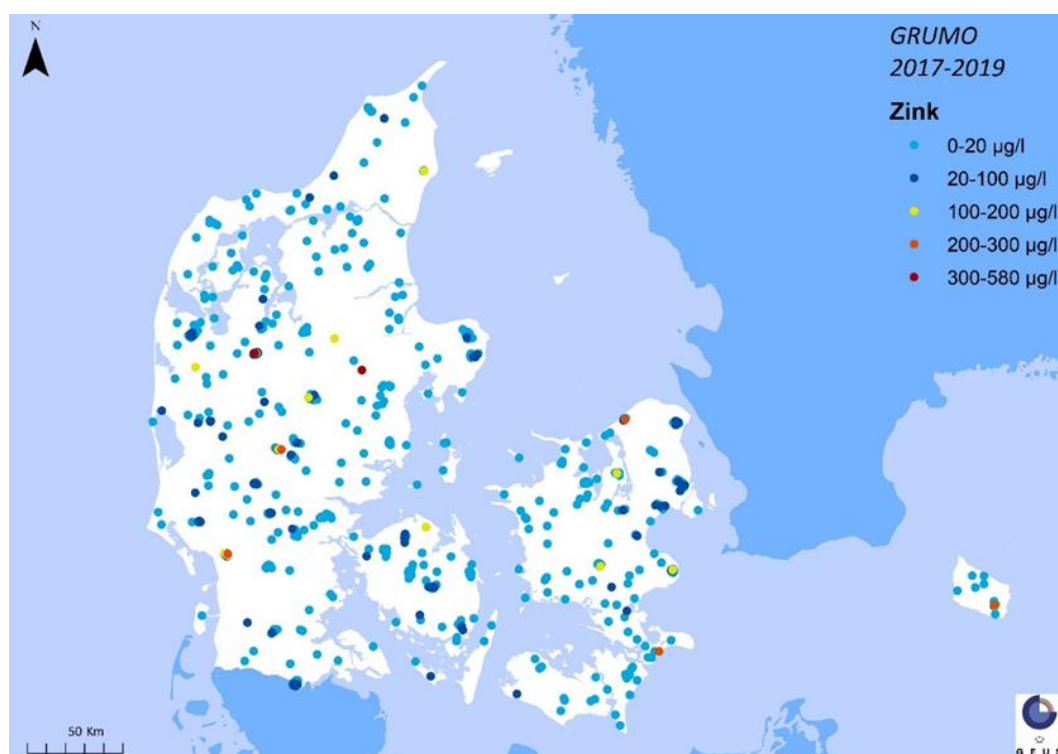


Figur 54. GRUMO. Kobber i 875 GRUMO-indtag målt i perioden 2017-2019. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

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 mangan-oxid/hydroxider, lermineraller og organisk stof. Handelsgødning og i særdeleshed husdyrgødning er de væsentlige 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).

Figur 55 viser, at zink i koncentrationer op til 20 µg/l findes jævnt fordelt over landet i GRUMO-indtag i perioden 2017-2019. Det samme gælder indtag med 20-100 µg/l zink, om end med lavere hyppighed. I den nordøstlige del af Sjælland, på Møn og Stevns samt i Midtjylland findes indtag med højere koncentrationer (100-580 µg/l).



Figur 55. GRUMO. Zink i 875 GRUMO-indtag målt i perioden 2017-2019. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

7.2 Vandværksboringer

Datagrundlag og status

I dette afsnit rapporteres data for 2019 og 5-års-perioden 2015-2019, hvor alle vandværksboringer forventes prøvetaget mindst én gang, se også appendiks 1.

Tabel 22 viser fund og overskridelser af kravværdier for drikkevand i 2019. Der er analyser fra 1.594 vandværksboringer. I hovedparten af boringerne er der analyseret for drikkevandsbekendtgørelsens obligatoriske stoffer: Arsen, barium, bor, kobolt og nikkel. Ud af de 1.594 boringer er der fundet overskridelse af kravværdierne for ét eller flere stoffer i 253 boringer, svarende til 16 %. En samtidig overskridelse på to stoffer (nikkel med arsen eller kobolt) og tre stoffer (arsen, kobolt og nikkel) forekommer i henholdsvis 3,5 % og 0,3 % af vandværksboringerne. I de 243 boringer med en enkelt overskridelse, skyldtes dette oftest arsen (80 %), nikkel (10 %) og aluminium, bor og kobolt (samlet 10 %).

Tabel 22. Vandværksboringer. Sporstoffer i 2019. Tabellen viser antal undersøgte boringer, detektionsgrænse (medianværdien af målinger) og kravværdi (KV) for drikkevand.

| Vandværksboringer | Detektionsgrænse | Kravværdi | Boringer | Boringer | | |
|-------------------|------------------|-----------|----------|----------|------|-------|
| | | | | 2019 | µg/l | µg /l |
| Aluminium | 0,5 | 200 | 73 | 213 | 1 | 0,5 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 89 | 1.594 | 206 | 13 |
| Barium | 1 | - | 99 | 1.547 | - | - |
| Bly | 0,025 | 5 | 28 | 136 | 0 | 0 |
| Bor | 10 | 1.000 | 97 | 1.572 | 6 | 0,4 |
| Bromid | - | - | 100 | 30 | - | - |
| Cadmium | 0,003 | 3 | 18 | 114 | 0 | 0 |
| Krom | 0,03 | 50 | 31 | 105 | 0 | 0 |
| Cyanid | 1 | 50 | 9 | 114 | 0 | 0 |
| Kobber | 0,03 | 2.000 | 60 | 114 | 0 | 0 |
| Kobolt | 0,05 | 5 | 61 | 1.557 | 12 | 0,8 |
| Kviksølv | 0,001 | 1 | 13 | 109 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 75 | 1.569 | 35 | 2,2 |
| Strontium | - | - | 100 | 425 | - | - |
| Zink | 0,3 | 3.000 | 64 | 115 | 0 | 0 |

Tabel 23 viser for perioden 2015-2019 fund og overskridelser af kravværdien for drikkevand for sporstoffer i 6.181 vandværksboringer. 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 (hvis pH i vandet er <6). Der er fundet en overskridelse af kravværdierne for ét eller flere stoffer i 890 boringer, svarende til 14 %. Der er overskridelser af kravværdien for arsen (12 %), nikkel (1,7 %), kobolt (0,7 %), bor (0,4 %) og aluminium (0,5 %).

En samtidig overskridelse af to stoffer (arsen med nikkel, bor, kobolt eller aluminium eller nikkel og kobolt) og tre stoffer (kobolt og nikkel med arsen og bor) forekommer i henholdsvis 5 % og 0,2 % af vandværksboringerne. I de 846 boringer med en enkelt overskridelse, skyldtes dette oftest arsen (88 %), nikkel (8 %) og aluminium, bor og kobolt (samlet 4 %).

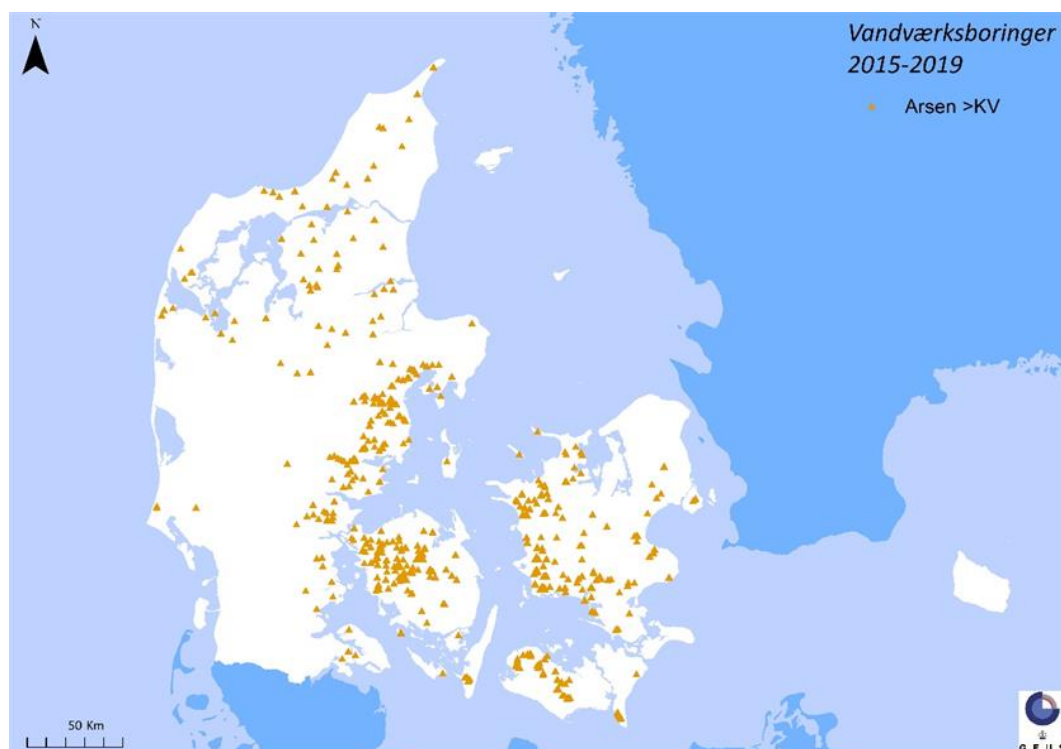
Figur 56 viser den geografiske fordeling af vandværksboringer, der overstiger kravværdien for arsen. Overskridelserne findes i store dele af Danmark og med den største tæthed i Vestsjælland, i områderne langs Køge bugt, i den nordvestlige del af Lolland, i den centrale og vestlige del af Fyn og i den østligste del af Jylland, fra Mols ned til Kolding. Desuden findes en del boringer med høje indhold af arsen i Himmerland og Vendsyssel.

Figur 57 viser den geografiske fordeling af vandværksboringer med en overskridelse af kravværdien for nikkel i perioden 2015-2019. Det fremgår, at høje indhold af nikkel i vandværksboringer findes med stor tæthed i Københavnsområdet, langs Køge bugt og i Esbjerg-Varde-området. I resten af landet, med undtagelse af Sønderjylland og Vendsyssel, findes spredte vandværksboringer med høje nikkelkoncentrationer.

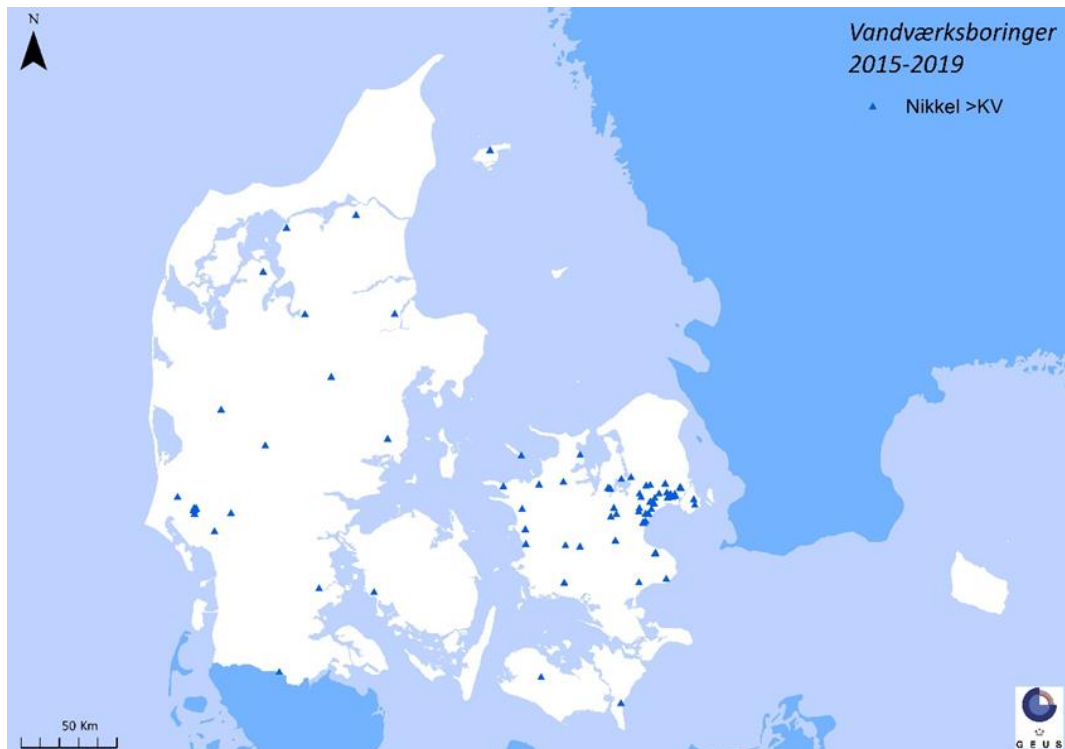
Figur 58 viser den geografiske fordeling af vandværksboringer med overskridelser af kravværdien for kobolt, bor og aluminium. Høje indhold af kobolt i vandværksboringer findes i Københavnsområdet, i områder ved Køge bugt og på Stevns samt i et NØ-SV-ligt bånd i Jylland fra Randers til Varde. Overskridelserne for bor i vandværksboringer findes især på Sjælland og områder ved Århus. Boringer med overskridelse i aluminium findes i Jylland.

Tabel 23. Vandværksboringer. Sporstoffer i perioden 2015-2019. Tabellen viser antal undersøgte vandværksboringer, detektionsgrænser (medianværdien af målinger) og kravværdi (KV).

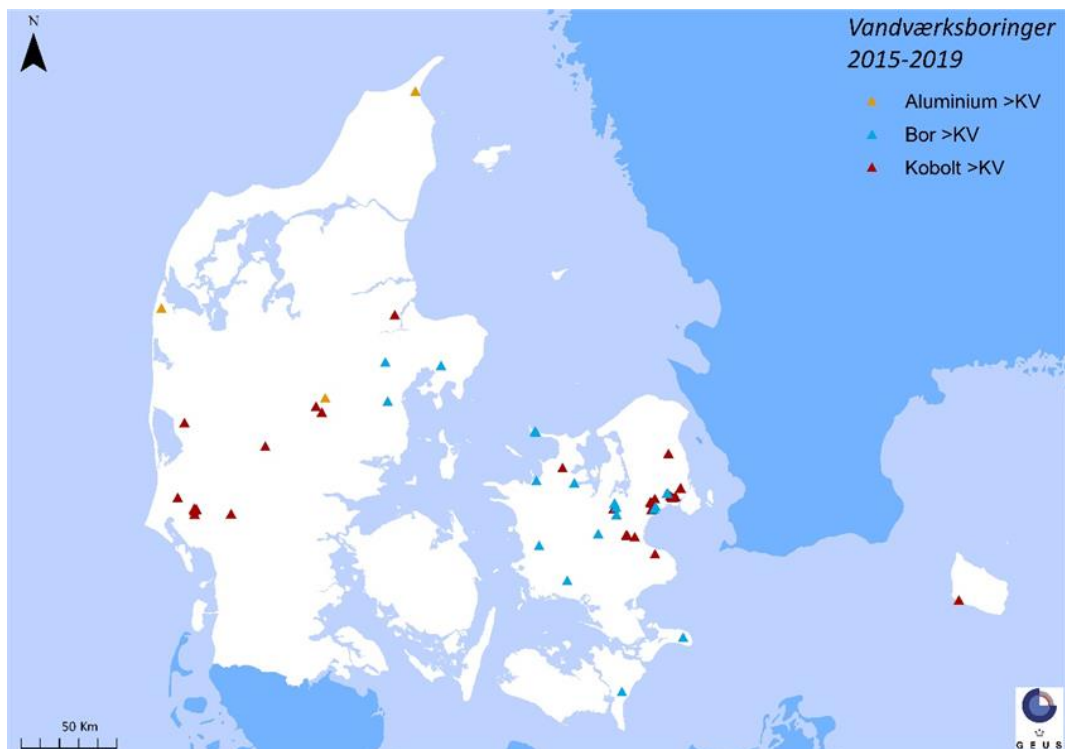
| Vandværksboringer | Detektionsgrænse | Kravværdi | Boringer | Boringer | | |
|-------------------|------------------|-----------|----------|-----------|------|-------|
| | | | | 2015-2019 | µg/l | µg /l |
| Aluminium | 7 | 200 | 44 | 811 | 4 | 0,5 |
| Arsen | 0,03 | 5 | 64 | 6.180 | 760 | 12 |
| Barium | 1 | - | 100 | 6.105 | - | - |
| Bly | 0,025 | 5 | 35 | 323 | 0 | 0 |
| Bor | 10 | 1.000 | 98 | 6.154 | 22 | 0,4 |
| Bromid | - | - | 100 | 189 | - | - |
| Cadmium | 0,003 | 3 | 22 | 324 | 0 | 0 |
| Krom | 0,03 | 50 | 53 | 242 | 0 | 0 |
| Cyanid | 1,0 | 50 | 6 | 308 | 0 | 0 |
| Kobber | 0,03 | 2.000 | 72 | 314 | 0 | 0 |
| Kobolt | 0,04 | 5 | 50 | 6.145 | 40 | 0,7 |
| Kviksølv | 0,002 | 1 | 20 | 239 | 0 | 0 |
| Nikkel | 0,03 | 20 | 84 | 6.171 | 104 | 1,7 |
| Molybdæn | 5 | - | 0 | 20 | 0 | 0 |
| Strontium | - | - | 100 | 1.385 | - | - |
| Zink | 0,3 | 3.000 | 78 | 295 | 0 | 0 |



Figur 56. Vandværksboringer. Arsen over kravværdien for drikkevand i 760 vandværksboringer i perioden 2015-2019. I de fleste tilfælde vil optimeret indvinding og behandling af grundvandet nedbringe indholdet af arsen væsentligt.



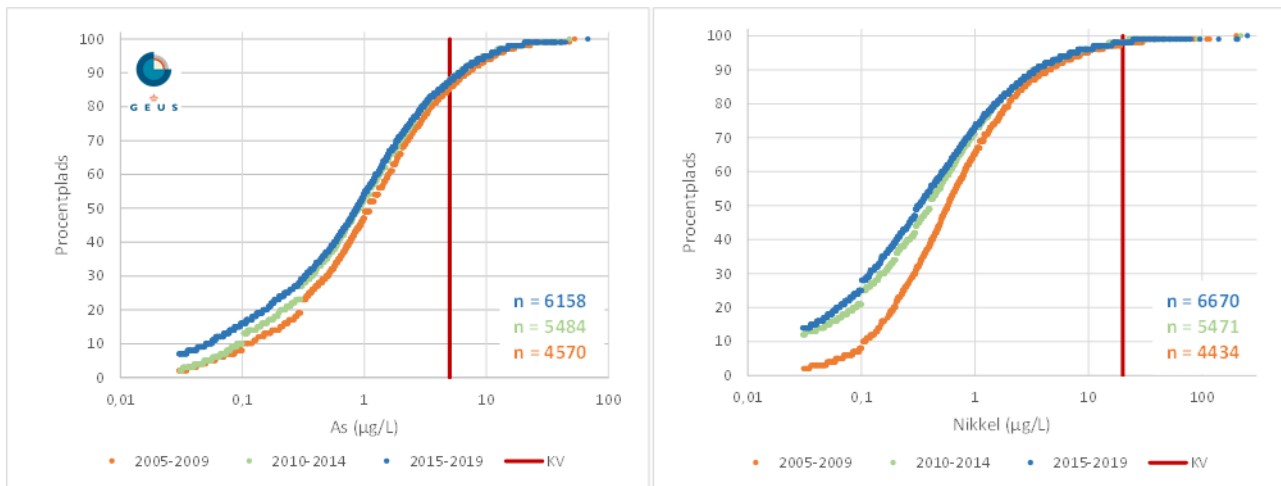
Figur 57. Vandværksboringer. Nikkel over kravværdien for drikkevand i 104 vandværksboringer i perioden 2015-2019.



Figur 58. Vandværksboringer. Aluminium, bor og kobolt over kravværdien for drikkevand i henholdsvis 4, 22 og 46 vandværksboringer i perioden 2015-2019.

Figur 59 viser udviklingen i arsen og nikkel i vandværksboringer over en 15 års periode, opgjort for perioderne 2005-2009, 2010-2014 og 2015-2019. For begge stoffer er der sket et fald i koncentrationen over

perioden, udtrykt ved medianværdien, mens overskridelser af kravværdien synes nogenlunde uændret over tid. Ændringerne i arsen ses gennem hele perioden og primært i koncentrationsområdet op til 1 µg/l. Ændringerne i nikkel ses overvejende efter 2009, og specielt i koncentrationsområdet op til 1 µg/l.



Figur 59. Vandværksboringer. Koncentrationsfordelinger for arsen og nikkel for perioderne 2005-2009, 2010-2014 og 2015-2019 samt kravværdien for drikkevand. Antallet af vandværksboringer i de tre perioder fremgår af figuren. Medianværdien for detektionsgrænsen for arsen var 0,1 µg/l i perioderne 2005-2009 og 2010-2014 og 0,05 µg/l for 2015-2019. De tilsvarende værdier for nikkel er 0,1 µg/l i 2005-2009 og 0,03 for henholdsvis 2010-2014 og 2015-2019.

Referencer: Uorganiske sporstoffer

Vejledninger mv.

Miljøstyrelsen, 2018a. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. [https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018 .pdf](https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018.pdf). (21.01.2021)

Andre referencer og litteratur i øvrigt

Ersbøll, A.K., Monrad, M., Sørensen, M., Baastrup, R., Hansen, B., Bach, F.W., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2018: Low-level exposure to arsenic in drinking water and incidence of stroke: A cohort study in Denmark. *Environment International* 120: 72-80.

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

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

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

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, 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> (21.01.2021)

World Health Organization. 2017. Guidelines for drinking-water quality. 4th Edition incorporating the first addendum. 541 sider.

Links

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-tydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (21.01.2021)

Referencer

Danske vejledninger mm.

By og landskabsstyrelsen, 2010: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata. November 2010.

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/> (21.01.2021)

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (15.01.2021)

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

Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorophenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/regulering-og-regler/faktaark-om-kemikalie-reglerne/pentachlorophenol-pcp>

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/> (21.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2013: Bentazon, anvendelse, regulering og fund i danske monitoringsundersøgelser. Orientering fra MST nr. 1, 2013.

Miljøstyrelsen, 2014: Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder, Miljøprojekt nr. 1600

Miljøstyrelsen, 2014a: Redegørelse om jordforurening 2012. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2014.

Miljøstyrelsen, 2015. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand, opdateret juni 2015, nedtaget fra nettet. (21.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2016: Kortlægning af brancher der anvender PFAS, Miljøprojekt nr. 1905

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

Miljøstyrelsen, 2017b. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2016. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning, baseret på salgsstatistik og Sprøjtejournaldata. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 22.

Miljøstyrelsen, 2017c. Notat. Screening for 1,2,4-triazol (CAS nr. 288-88-0) i grundvandsovervågningen

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

Miljøstyrelsen, 2017e. Notat. Udkast til kommissorium for arbejdsgruppen om pesticider og drikkevandskontrol.

Miljøstyrelsen, 2018a. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. <https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018.pdf>. (21.01.2021)

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

Miljøstyrelsen, 2019a. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2017. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 31.

Miljøstyrelsen, 2019b. Notat af 31. marts, 2019: Udarbejdelse af GRUMO screeningsliste for pesticider og deres nedbrydningsprodukter for 2019.

Miljøstyrelsen, 2019c. Notat af 10. december 2019: Udvælgelse af pesticider og nedbrydningsprodukter til massescreening i GRUMO 2019.

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

EU-direktiver mm.

EU, 1991: Nitratdirektivet.

EU, 1998: Drikkevandsdirektivet.

EU, 2000: Vandrammedirektivet.

EU, 2006: Grundvandsdirektivet.

EU, 2009: Analysekvalitetsdirektivet.

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 (21.01.2021)

ECHA - European Chemicals Agency, 2020. Terbytryn substance infocard. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.011.773> (21.01.2021)

EU, 2003. Kommissionens forordning (EF) Nr. 2032/2003 af 4. november 2003 om den anden fase af det tiårs arbejdsprogram, der er omhandlet i artikel 16, stk. 2, i Europaparlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF om markedsføring af biocidholdige produkter, og om ændring af forordning (EF) nr. 1896/2000

EU, 2007. Opdatering af bilag 1 I 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. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2003R2032:20070104:EN:PDF>

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> (21.1.2021)

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., 2019a. Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Videnskabelig rapport nr. 305 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

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 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsck, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R., 2015: Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 142. (242pp). <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>

DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495.

DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.

DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.

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, 2003: Udkast til teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen, version 3 af 2. dec. 2003. https://www.geus.dk/media/6778/midlertidig_anvisning_2003.pdf (21-1-2021)

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

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, 2013a: Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice in Denmark. Report to the European Commission for the period 2008-2011. (83 pp)

Miljøstyrelsen, 2016: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2012-2015 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). September 2016.

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> (21.01.2021)

- Miljøstyrelsen, 2020a: Delprogram for grundvand – opdaterede bilag. https://mst.dk/media/205055/opdaterede-bilag-grundvandsovervaagningen_ny_ab.pdf (21.1.2021)
- Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (21.01.2021)
- Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (21.01.2021)
- 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 (21.01.2021)
- Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. (forældet nedtaget fra nettet)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (21-1-2021)
- 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 (21.01.2021)
- Thorling, L., Ernstsen, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- 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> (11.01.2021)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Brüsck, 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Ernstsen, 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> (11.01.2021)
- 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> (21.01.2021)
- Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, 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-momsdag.pdf> (21.01.2021)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, 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 (21.01.2021)
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, 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> (21.01.2021)

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 Danmarks og Grønland rapport 17/2010. Ph.d.-afhandling, Roskilde Universitet 2010.
- Albers, C.N, 2019: Dateringer i GRUMO 2018. notat fra GEUS.
- Appello, C.A.J. & Postma, D., 2005: Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. CRC Press, 672 pp
- Bayer A/S, Bayer CropScience, EuparenMulti brugsanvisning DK06107507A.
- Bech J. and Hansen K.E., 1974: Degradation of quintozene, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene and pentachloroaniline in soil. Pesticide Science 5:41-48.

- Dalgaard T, Hansen B, Hasler B., Hertel O., Hutchings N., Jacobsen B.H., Jensen L.S., Kronvang B., Olesen J.E., Schjørring J.K., Kristensen I.S., 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>. (11.01.2019)
- Danske regioner, 2018: Regionernes arbejde med jordforurening 2017. Juni 2018 <https://www.regioner.dk/media/9019/regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2017.pdf> (21.01.2021)
- Danske regioner, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 s.
- DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.
- DMI (2020), Året 2019: https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag_2019.pdf (18-1-2021)
- 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
- Ernstsen, V. & Platen, F.v., 2014: Opdatering af det nationale redoxkort fra 2006- til brug for den Nationale Kvælstofmodel 2015. GEUS-rapport 2014/20.
- Ersbøll, A.K., Monrad, M., Sørensen, M., Baastrup, R., Hansen, B., Bach, F.W., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2018: Low-level exposure to arsenic in drinking water and incidence of stroke: A cohort study in Denmark. *Environment International* 120: 72-80.
- FOEN Federal Office of the Environment, Schweizerische Eidgenossenschaft. 2020. Dossier on chlorothalonil metabolites in groundwater. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/wasser--dossiers/chlorothalonil-metabolites-in-groundwater.html> (21.01.2021)
- GEUS, 2018. Notat nr.: 05-VA-18-05 af 29. oktober, 2018. Forekomst af desphenylchloridazon og metyldesphenylchloridazon i grundvandet.
- GEUS, 2020. Forekomst af pesticidstoffer i de almene vandværkers boringskontrol for perioden 1/1-2020 til 31/12-2020. <https://www.geus.dk/vandressourcer/vandkvalitet/grundvandskvalitet/opgoerelser> (21.01.2021)
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8:339-357
- Hansen, B., Rasmussen, B.B., Sivertsen, J., Sørensen, E., Kristoffersen, V. & Christensen, K.S., 2010: Faglig vurdering af grundvandsboringer og pejleboringer i Landovervågningen (LOOP). Særudgivelse fra GEUS.
- 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. Særudgivelse fra GEUS. http://www.geo-vejledning.dk/2018_2/ (21.01.2021)
- 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>.
- 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 (21.01.2021)
- 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 (21.01.2021)
- Hjalmer 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.
- Hunkeler D., Laier T., Breider F. & Jacobsen O., 2012: Demonstrating a Natural Origin of Chloroform in Groundwater Using Stable Carbon Isotopes. *Environmental Science & Technology*, 46:6096-6101
- Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (21.01.2021)
- Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvartære Varv-kort.

- Jensen, T.F., Larsen, F., Kjøller, C., Larsen, J.W. 2003. Nikkelfrigivelse ved pyritoxidation forårsaget af barometerånding-pumpning. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5.
- 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.
- 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.
- 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
- Land, M., de Wit, C.A., Bignert, A., Cousins, I.T., Herzke D., Johansson, J.H., Martin, J.W., 2018: What is the effect of phasing out long-chain per- and polyfluoroalkyl substances on the concentrations of perfluoroalkyl acids and their precursors in the environment? A systematic review, Environmental Evidence, 7:4
- 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.
- 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.
- Nielsen, K.S., og Jørgensen, J.B., 2008: Lavpermeable horisonter i skrivekridtet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (21.01.2021)
- Nilsson, B., Kronvang, B. van 't Veen, S., Troldborg, L., Thorling L., Boutrup, S., Larsen, M.M., Rasmussen, J., Hinsby, K & Kazmierczak, J.: 2019. Vurdering af grundvandets kemiske påvirkning af vandløb og kystvande. GEUS-rapport 2019/2.
- Nilsson, B., Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A., Kazmierczak, J., Thorling L. Troldborg, L.: 2019a. Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer. GEUS-rapport 2019/3.
- 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 (21.01.2021)
- Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes betydning for europæisk landbrug. Vand og jord, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.
- Paludan E, Borling P, Poulsen J. 2004. 22 hormonforstyrrende aktivstoffer, kortlægning over anvendelse i andre produkter end plantebeskyttelsesmidler. Miljøprojekt Nr. 933 2004. Miljøstyrelsen.
- 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.
- Qevauviller, P., 2005: Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. J. environmental monitoring, 2005, vol. 7 pp 89-102.
- 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. (21.01.2021)
- REFLAB, 2015: M068. Metodedatablad for Perfluorerede alkylysyreforbindelser (PFAS-forbindelser) i grundvand og drikkevand, https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1124/m068_pfas_01b.pdf. (21.01.2021)
- Scharling, M. & Cappelen, J. (2016): Klimadata Danmark. Kommunale referenceværdier 2006-2015. DMI rapport 16-19 v. 2. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2016/DMIRep16-19_ver2.pdf (21.01.2021)
- 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 (11.01.2019)
- Thorling, L., Hansen, B. og Magid, J., 2010: Opløst organisk fosfor i grundvand? Vand og Jord pp. 20-23, vol. 17, feb. 2010.
- Thorling, L. & Sørensen, B.L., 2014: Grundvandets kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metode-valg. GEUS-rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/7935/lthorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (21-1-2021)
- Thorling, L. og Kjøller, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets 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
- Weber JB, Weed SB. 1989. Adsorption and Desorption of Diquat, Paraquat, and Prometone by Montmorillonitic and Kaolinitic Clay Minerals. Soil Science Society of America Journal 32: 485-487.
- World Health Organization. 2017. Guidelines for drinking-water quality. 4th Edition incorporating the first addendum. 541 sider.

Links og hjemmesider:

Chemspider: www.chemspider.com , Royal Society of Chemistry. (21.01.2021)

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (21.01.2021)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (21.01.2021)

EEA's hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (21.01.2021)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/viden-om/viden-om-grundvand>
(21.01.2021)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grund-vand/grundvandskortlaegning/> (21.01.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning>
(21.01.2021)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (21.01.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (21.01.2021)

NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR495.PDF (21.01.2021)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (21.01.2021)

Pesticides Properties DataBase, <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> (21.01.2021)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (21.01.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (21.01.2021)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (21.01.2021)

Appendiks

Appendiks 1 Datagrundlag og metoder

Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling

Datakilder

De data, der udgør grundlaget for grundvandsovervågningsrapporten er først og fremmest indsamlet i det nationale overvågningsprogram særlige overvågningsboringer (GRUMO- og LOOP-indtag) og i vandværkernes indvindingsboringer i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol (Thorling og Kjøller, 2017). De forskellige datakilder 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, og der undgås punktkilder, og således at effektiviteten af reguleringer bedst kan vurderes. Stationsnettet er i perioden 2007-2019 tilpasset vandrammedirektivet. Prøvetagningshyppigheden i de enkelte GRUMO-indtag varierer afhængigt af den påvirkning, som afspejles af vandanalyserne. Alle indtag prøvetages mindst én gang i løbet af en seksårig programperiode for alle analysepakker, jf. vandrammedirektivet.</p> <p>En delmængde af indtag sidder i de såkaldte redoxboringer, der bl.a. har til formål at overvåge redoxzonernes stabilitet. I hver af disse boringer er der 15-25 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 kvælstof 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. Der har siden overvågningens start i 1989 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> |
| Vandværksboringer | <p>I drikkevandsbekendtgørelsen er der krav om, at de almene vandværker 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 forinden vandet ledes ind på selve vandværket til behandling og derefter ledes videre ud i forsyningsnettet til forbrugerne. Et alment vandværk 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</p> |

| | |
|--|--|
| | hvert 5. år. Drikkevandsbekendtgørelsens bilag 8 indeholder en liste over en række parametre, der som minimum skal analysere for i en boringskontrol. Derudover stiller drikkevandsbekendtgørelsen krav til, at tilsynsmyndigheden skal udvide listen over kontrolparametre for boringskontrollen, når de lokale forhold for vandforsyningsanlægget tilsiger det. Alle resultater fra boringskontrollen indberettes til Jupiter. |
|--|--|

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 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 kravværdierne for de relevante miljøfremmede stoffer og sporstoffer. Undervejs er stoffer, der kun sjældent eller aldrig findes i analyserne, udgået af programmerne. 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 obligatoriske analyseprogram for grundvandsovervågningen.

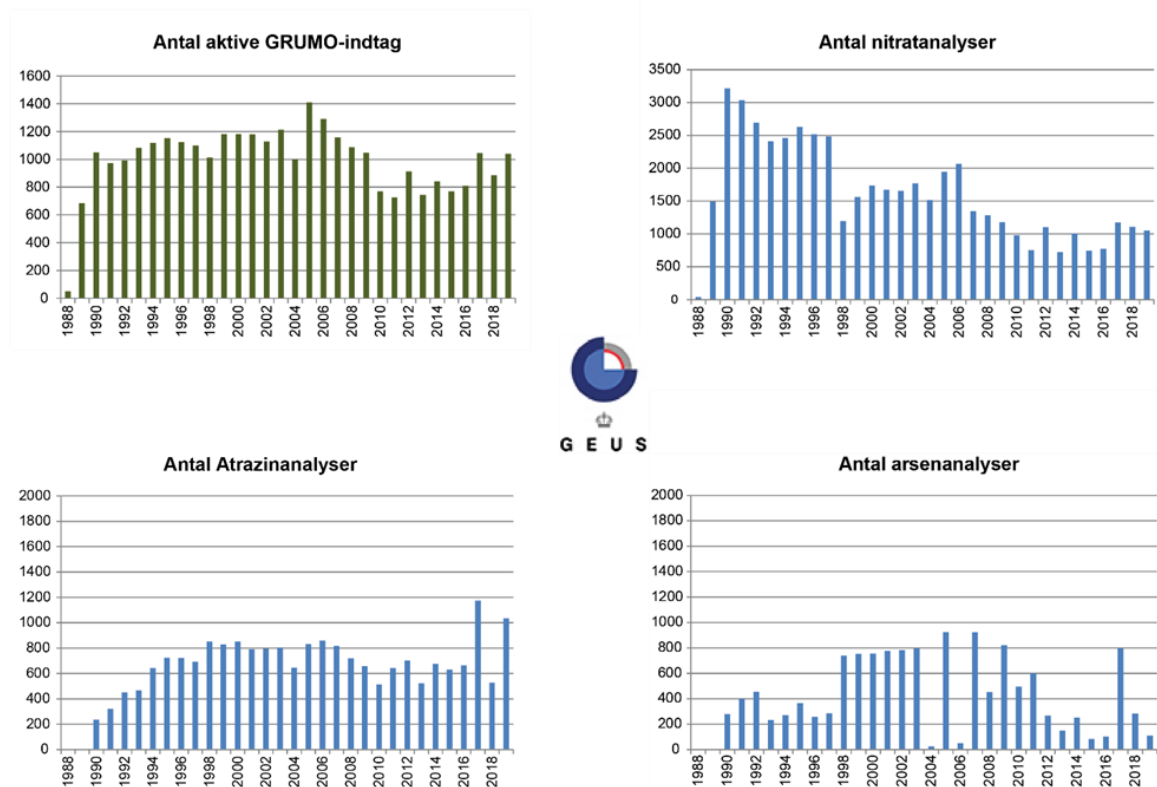
Det samlede analyseprogram for grundvandsovervågningen fremgår af programbeskrivelserne (se litteraturlisten og NOVANA-hjemmesiden). Analyseprogrammerne for boringskontrollen fremgår af de forskellige udgaver af drikkevandsbekendtgørelsen. Vandværkerne har i vid udstrækning suppleret dette analyseprogram med flere stoffer, specielt miljøfremmede stoffer som pesticider, PFOS 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 vandværkernes egne udvidede pesticidanalyser bidrage til udvælgelse af stoffer til screening i udvalgte indtag i grundvandsovervågningen. I bilagene præsenteres resultater fra samtlige pesticidanalyser, opdelt på grundvandsovervågning og vandværksboringer, i det omfang de foreligger i Jupiter. Stofgruppen af stofgruppen pesticider er diskuteret i et selvstændigt afsnit herunder.

Figur 60 viser hvor stort et datamateriale, der er til rådighed for rapporteringen med udgangspunkt i antallet af registrerede prøvetagede GRUMO-indtag, samt antal 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 boringer, herunder omlægningen fra 2007 ff. for at

tilpasse stationsnettet til vandrammedirektivet, er diskuteret i Appendiks 2.



Figur 60. Illustration af analyseindsatsen for grundvandsovervågningen 1988-2019. 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 60, 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 efter 2010. I år med kontrolovervågning 2017 og 2019 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. Det større antal analyser for nitrat i 2012 og 2014 end i de omkringliggende år viser, at der i 2012 og 2014 og 2018 blev udtaget prøver i de 89 indtag i redoxboringerne, der ikke prøvetages hvert år. I 2017 og 19 blev alle indtag prøvetaget (på nær redoxboringerne), hvilket igen gav anledning til et højere antal undersøgte indtag.

Hvad angår sporstofferne (arsen) har prøvetagningshyppighederne og omfanget af analyser 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. Sporstoffer indgik i kontrolovervågningen i 2017, men ikke i 2019.

Stofgruppen pesticider.

Pesticidbegrebet er fra rapporteringen 2020 udvidet til også at gælde stoffer med biocidanvendelse. Dette følger af Grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006), hvor der i definitionen af forurenende stoffer står:

”Aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter.....Ved »pesticider« forstås plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter.” Biocider er ifølge Biocidforordningen (EU, 2012) defineret på følgende måde: ”Stoffer eller blandinger.....som består af, indeholder eller genererer et eller flere aktivstoffer, som er bestemt til at kunne ødelægge, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere på anden vis end blot ved fysisk eller mekanisk påvirkning.”, se også Kapitel 2.

I praksis er det for nogle stoffer vanskeligt at afgøre, om stoffet bør opfattes som et biocid i grundvandsanalyser. Ifølge Miljøstyrelsen er alle stoffer på Bilag 1 i en ældre version af Biocidforordningen (EU, 2003, opdateret EU, 2007) at opfatte som biocider, men bilaget omfatter en lang række stoffer, vi normalt ikke opfatter som problematiske i grundvandet fx mælkesyre, eddikesyre, glycerol, ascorbinsyre (C-vitamin), urea (gødning) og enebærekstrakt. Miljøstyrelsen har ikke fastlagt retningslinjer for, hvilke af stofferne, der skal opfattes som biocider i grundvandsprøver.

I pesticidkapitlet medtages 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 phenol, chlorphenoler, methylphenoler (cresoler), 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 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 phenoxyreherbicer eller nedbrydningsprodukter fra synteseurenheder i phenoxyreherbicer (fx 2,6-dichlorophenol og 2-methyl-6-chlorophenol). Chlorphenolerne og chlormethylphenoler bruges også til fremstilling af phenoxyreherbicer og kan derfor i sig selv forekomme som synteseurenheder. Derudover har en bred gruppe phenoler været brugt som desinfektionsmidler.

Disse grupper af 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 herbicider”, ”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 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 (kapitel 6). Safeners er stoffer, som beskytter en afgrøde mod et sprøjtemiddel. Ifølge Miljøstyrelsen er safeners ikke at betragte som pesticider, og de forbliver også i stofgruppen organiske mikroforureninger. Uorganiske pesticider, fx kobbersulfat, er heller ikke medtaget. I stofgruppen pesticider indgår desuden 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 vandværker årligt indberette årets indvundne vandmængde til kommunerne. Almene vandværker er defineret som vandværker, der leverer drikkevand til mindst 10 ejendomme. Ikke-almene indvindinger 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, 2018). Mere information kan fås på Regionernes Videnscenter 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, bortset fra indberettede vandprøver fra vandværksboringer. 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

Indberetningen af vandanalyser til Jupiter fra grundvandsovervågningen, vandværkernes boringskontrollen og øvrige undersøgelser, foretages af analyselaboratorierne. Efterfølgende godkender tilsynsmyndigheden eller dataejerens data, jf. Dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2015) og drikkevandsbekendtgørelsen, hvorefter de bliver offentligt tilgængelige og til rådighed for rapporteringen.

Vandværkernes aktive indvindingsboringer identificeres til rapporteringen på grundlag af bl.a. en kode for prøveformål, som laboratorierne angiver for hver af de analyserede vandprøver, der indberettes til Jupiter. For at en vandværksboring kategoriseres som aktiv, skal der desuden være taget en prøve indenfor de sidste 5 år, med prøveformålet 'boringskontrol', se bilag 10.

Kommunerne vedligeholder de administrative oplysninger om vandværkerne i Jupiter. Et alment vandværk skal i henhold til vandforsyningsloven årligt indberette status for det almene vandværks indvindingsboringer. Kommunen skal årligt frigive indberetningerne i Jupiter, hvorefter de er offentligt tilgængelige. Når der i denne rapport gives status for grundvandskvaliteten i vandværksboringerne på aktive vandværker, forventes det, at datamaterialet kun i begrænset omfang inddrager analyser fra vandværker, der ikke længere er aktive. Af samme årsag forventes datamaterialet kun i begrænset omfang at medtage vandværksboringer, hvorfra der ikke indvindes grundvand til drikkevandsproduktion. Det kan fx være et vandværks overvågningsboringer eller pejleboringer, hvor der har været et behov for at kende vandkvaliteten, og hvor data er indberettet med formålet 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 og fremgår af bilag 10. 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. 6. april 2020, mens der d. 29. juli 2019 er foretaget et udtræk af indvindingsdata for grundvand og overfladevand. Pejledata er endeligt udtrukket af Jupiter 13. juni 2019.

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 indtagsniveau.

Statistiske metoder

Det bærende princip for hovedparten af figurerne 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 kravværdien 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 som årlige aritmetiske gennemsnit for indtag, hvor der er udtaget mere end én prøve om året. I det omfang, der i øvrigt beregnes gennemsnitsværdier, præsenteres medianer også. Status mht. de enkelte stoffer/stofgrupper kan derudover illustreres gennem fraktildiagrammer, beregning af medianer og 25 og 75 % fraktiler mv., der samtidig illustrerer spredningen, se fx Figur 24.

Når der arbejdes med sumværdier, beregnes summerne 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 mv, specielt i de år, hvor der er særlig fokus på et enkelt emne. For miljøfremmede stoffer med lave fundprocenter er fundprocenten i sig selv en vigtig parameter.

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 kravværdien.

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 kravværdien, KV. Dvs. $DG \leq x \leq KV$*
- *Over kravværdien. 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, 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 kravværdien, 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.

Kvantifikationsgrænsen (LQ) anvendes almindeligvis ikke i grundvandsrapporten. Den er dog inddraget, når det vurderes, at der er særlig stor usikkerhed på målinger omkring DG. LQ blev før den omfattende gennemgang af datakvaliteten for de organiske mikroforureninger anvendt for at håndtere risikoen for kontamineringer.

Egentlige trendberegninger indgår normalt kun i forbindelse med temarapportering.

Ved beregning af udviklingstendenser på stoffer med indhold tæt ved DG er der særlige problemer knyttet til den store analytiske usikkerhed på måleresultater under LQ. Derfor anvendes $\frac{1}{2} \cdot LQ$ for alle værdier under LQ, når der skal beregnes trends. Dette er især relevant for pesticider, hvor mange stoffer optræder meget tæt på DG, og variationer mellem fx 0,01 og 0,02 µg/l ikke må fejltolkes som en reel fordobling af indholdet, men alene som usikkerheden på fastlæggelse af indhold ved værdier under LQ.

Databehandling

Fraktildiagrammer, hvor alle målinger indgår, anvendes til at præsentere stoffernes koncentrations-fordelelser. Afbildningsmetoden giver mulighed for at aflæse median og vurdere spredningen på resultaterne, se fx Figur 21, 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 kravværdien*
- *Over kravværdien*

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. Hertil har GEUS gennem alle årene anvendt periodeopgørelser, der bygger på det princip, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over andelen 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.

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 kravværdi (fx pesticider), optælles i hvor mange indtag, der mindst én gang i en periode er påvist et eller flere stoffer over detektionsgrænsen eller kravværdien.

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 detektionsgrænse eller kravværdi. Gennemsnitsværdi bruges når indholdet i hovedparten af analyserne ligger langt over detektionsgrænsen.

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.

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 kravværdien, se boks 2. Det optælles ikke, hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kravværdien. Et indtag, hvor flere stoffer er fundet over kravværdien, 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.

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 kravværdien*
- *Over kravværdien*

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 vandværksboringer 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 vandværksboringer, 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 24 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 infiltrationstidspunktet. 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. De seneste år er dette sket som vist i Figur 17.

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 vandværksboringer og GRUMO-boringer meget forskellige. Alene af denne grund er der forskel på, hvad de forskellige datasæt, der rapporteres i grundvands- overvågningen, repræsenterer. Derudover kan de enkelte datasæt være forbundet med en såkaldt bias. Som eksempel på en sådan bias tilrettelægges vandforsyningerne deres indvinding på en måde, så kravværdi til drikkevandet så vidt muligt overholdes allerede i råvandet, hvorfor overskridelser af kravværdien generelt må forventes at forekomme sjældnere i data fra vandværksboringer 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 den tilhørende vandkvalitet, 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 km 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 overfladekil-der, 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 appendiks 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 iltfri*

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.

Vandværkernes boringskontrol:

Vandværkernes 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 kravværdien for et givent stof. Nogle stoffer, som fx arsen, kan dog ofte fjernes i tilstrækkelig grad på vandværket uden avanceret vandbehandling, hvorfor en overskridelse af kravværdien i råvandet ikke nødvendigvis betyder, at boringen lukkes eller sløjfes. Om data fra Vandværkernes boringskontrollen vurderes det, at:

- Data fra vandværksboringerne illustrerer alene tilstanden i den del af grundvandet, der anvendes til produktion af drikkevand på vandværkerne – dvs. inden vandet er blevet til drikkevand. Boringskontroller udføres over tid for en skiftende population af vandværksboringer, 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.
- Vandværksboringerne, der indgår i denne rapportering, er repræsentative for vandforsyningernes indvindingsboringer på landsplan, idet de udgør tæt ved 100 % af alle aktive almene vandværksboringer.
- Vandværksboringerne indtag er gennemsnitligt placeret dybere end GRUMO-indtagene, hvorfor de i mindre grad kan anvendes til at beskrive påvirkninger fra diffus overfladeforurening.
- Vandværksboringerne 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

EU- direktiver

EU, 2000: Vandrammedirektivet.

EU, 2006: Grundvandsdirektivet.

EU, 2009: Analysekvalitetsdirektivet.

Andre referencer

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (15.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2014a: Miljøstyrelsen, Redegørelse om jordforurening 2012. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2014.

Danske regioner, 2018: Regionernes arbejde med jordforurening 2017. Juni 2018 <https://www.regioner.dk/media/9019/regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2017.pdf> (21.01.2021)

Danske regioner, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 s.

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (08.01.2018)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (21.01.2021)

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/> (21.01.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncentre for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (21.01.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (21.01.2021)

Appendiks 2 Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen

Alle vandprøver og pejlinger i NOVANA grundvandsovervågningen er indsamlet i borerer udstyret med et eller flere filtre. Filteret er betegnelsen for det stykke af forerørret, 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).

Langt de fleste indtag i GRUMO-stationsnettet for programperioden 2017-2021 findes i borerer med blot ét indtag (76 %), 17 % af indtagene er etableret i borerer med 2 indtag, 4 % af indtagene er etableret i borerer med 3 indtag og de resterende 4 % af indtagene findes i borerer med 4-23 indtag. MST har i 2019 opgjort antallet af programlagte overvågningsindtag til 1.273 fordelt på 858 borerer.

Tabel 24 giver et overblik over de forskellige sammenhænge, hvori grundvandet overvåges i Danmark. De forskellige aspekter af tabellen diskuteres i dette kapitel.

Tabel 24. 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, 2020) og **) antal indtag er skønnet på baggrund af svar fra flere regioner tilbage i 2014.

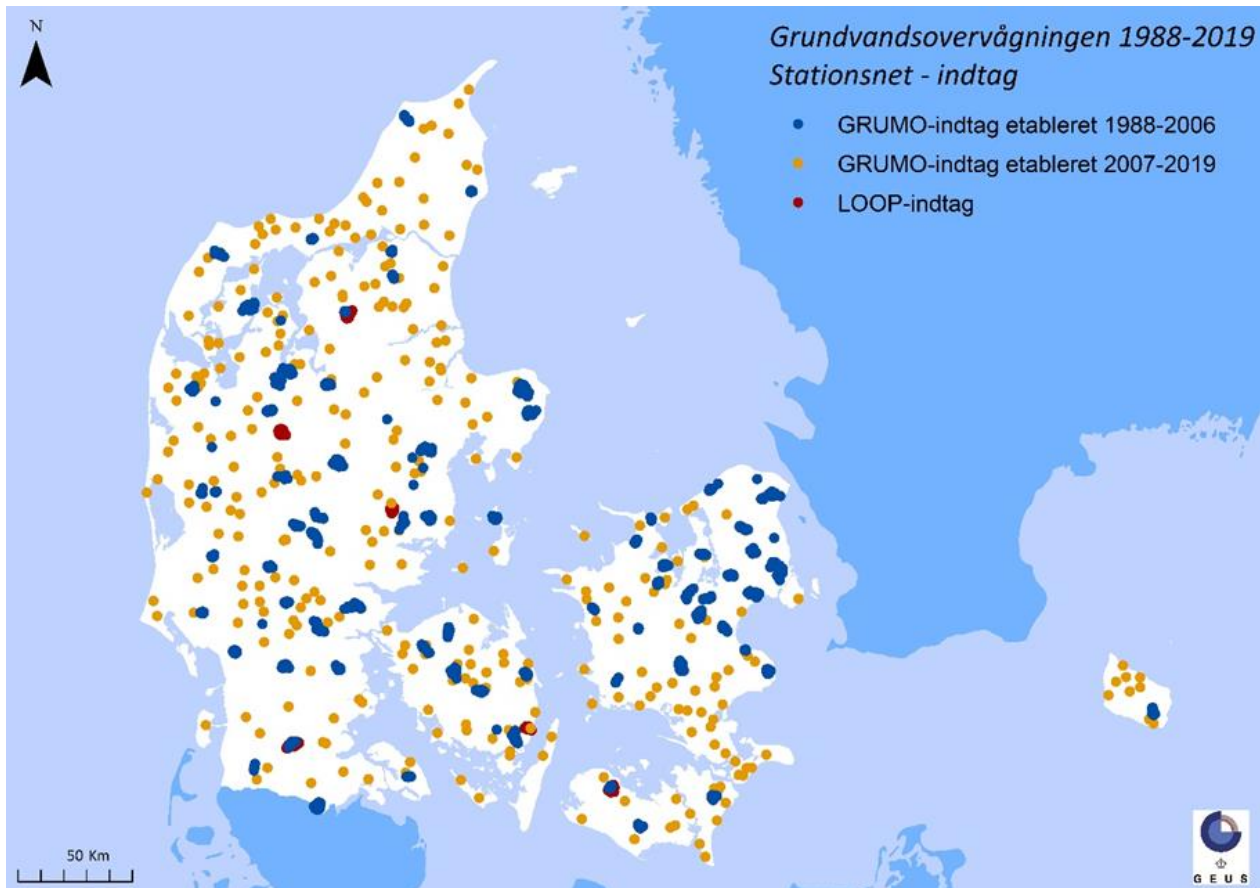
| Hvad | GRUMO | LOOP | Det Nationale Pejlenet | Vandværker | Jordforurening |
|--------------|-------------------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------------------|---|
| Hvor | Overvågningsindtag | Overvågningsindtag | Overvågningsindtag | Indvindingsboringer | Undersøgelsesboringer mm. |
| Hvorfor | NOVANA | NOVANA | NOVANA | Drikkevands-Bekendtgørelsen | Jordforurenings- og miljøbeskyttelsesloven |
| Hvem | MST/GEUS | MST/DCE/GEUS | MST/GEUS | Vandværker/kommuner | Regioner |
| Antal indtag | I alt ca. 2.367 2019: 1041 | I alt ca. 475 2019: 89 | I alt ca. 160 2019: 153 | I alt ca. 6.659 2019: 1904 | I alt ca. 19.333 grunde*) > 10.000 indtag**) |
| Rapport | GEUS | GEUS/DCE | GEUS | GEUS | Region /rådgivere |

Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram

I 2019 indgik 153 indtag i Det Nationale Pejleprogram. Her overvåges (pejles) grundvandspejlets 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. Et kort over pejlestationsnettet er vist i kapitel 3.2, se Figur 15.

Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet

Figur 61 viser den geografiske fordeling af det samlede stationsnet af 2.367 indtag anvendt til grundvandsovervågningen i perioden 1989-2019. 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 2007-2019 af hensyn til vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet) og boringer i seks landovervågningsområder (LOOP-områder), der 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. (2019).



Figur 61. GRUMO. Det samlede stationsnet i grundvandsovervågningen i Danmark i perioden 1988-2019. Kortet viser indtag i de oprindelige 73 grundvandsovervågningsområder (GRUMO-indtag 1988-2006) og indtag i overvågningsboringer i det distribuerede stationsnet (GRUMO-indtag 2007-2019). Desuden ses LOOP-indtagene i de seks landovervågningsoplande, hvoraf det ene i Midtjylland ved Herning er lukket.

Tabel 25 viser et samlet overblik over de ca. 2.367 indtag som har været anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet i GRUMO i perioden 1988-2019. Antallet af aktive indtag i denne tabel medregner indtag, der endnu ikke har fået tildelt slutdato i Jupiter, hvorfor antallet af indtag er højere end vist i Figur 61.

Tabel 25. Udviklingen i grundvandsovervågningens stationsnet (GRUMO-indtagene) til og med 2019. Tabellen viser antallet af indtag, der er etableret og hvor mange indtag fra hver programperiode, der stadig er aktive. Tabellen omfatter kun indtag, hvor der findes oplysninger om etableringsår. 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.

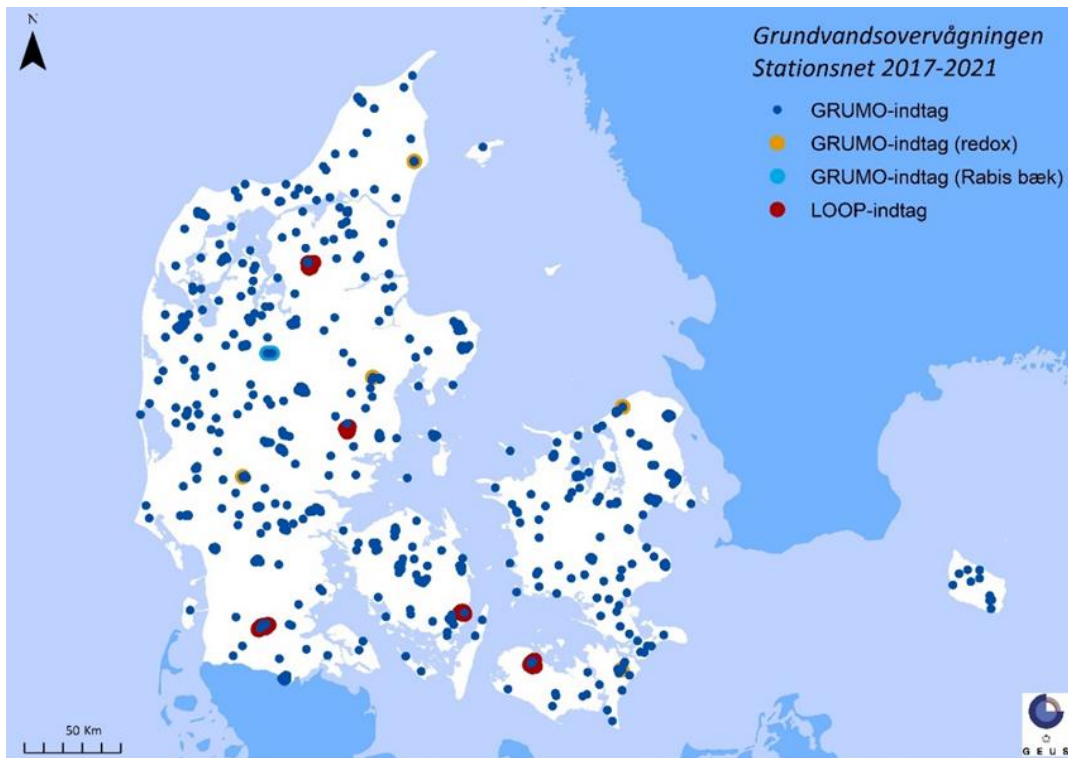
| Periode | Etablerede i perioden | Fortsat aktive | Udgået i perioden | Bemærkning |
|-----------|-----------------------|----------------|-------------------|---|
| | Antal indtag | Antal indtag | Antal indtag | |
| Før 1988 | 165 | 123 | 0 | NPo forskningsprogrammet og Amternes egen overvågning |
| 1988-1992 | 1.060 | 431 | 114 | Etablering af GRUMO-områder |
| 1993-1997 | 142 | 61 | 119 | Teknisk kvalitetssikring og forbedringer af indtag |
| 1998-2003 | 221 | 159 | 137 | Inkl. 5 redoxboringer |
| 2004-2009 | 415 | 302 | 470 | 380 terrænnære boringer. Fra 2007 det distribuerede stationsnet |
| 2010-2016 | 235 | 194 | 126 | Det distribuerede stationsnet |
| 2017-2019 | 129 | 126 | 5 | |
| I alt | 2.367 | 1396 | 971 | |

Stationsnettet for grundvandsovervågningen, GRUMO, blev i løbet af overvågningens første år udbygget i 73 grundvandsovervågningsområder, der i perioden frem til 2007 samlet set omfattede ca. 1.810 indtag. Overvågningen omfattede derudover 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 blev der i slutningen af 1990'erne etableret fem multifilterboringer, de såkaldte 'redoxboringer', med 15-23 korte (10 cm) indtag i hver boring.

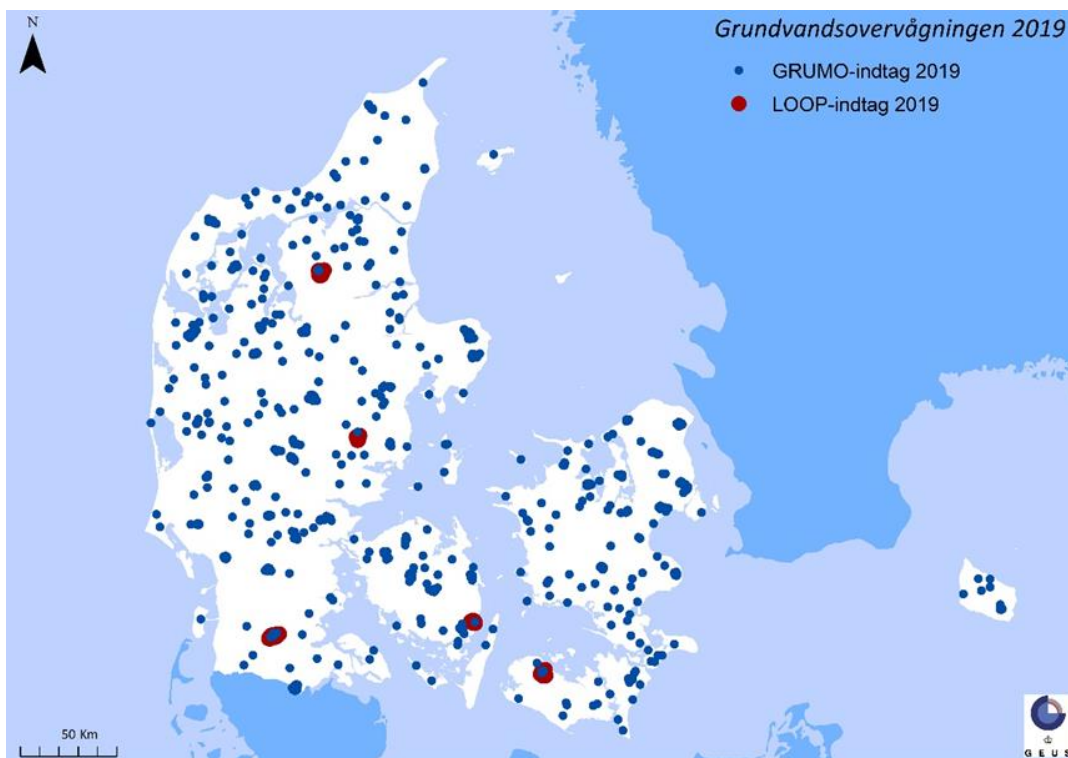
Indtag og overvågningsområder, som undervejs har vist sig uegnede til fortsat overvågning, er løbende udgået af stationsnettet. Dette kan fx være begrundet i tekniske forhold, der har gjort det vanskeligt eller umuligt at udtage vandprøver efter de standarder, der er beskrevet i de tekniske anvisninger (Thorling, 2017).

Figur 62 viser den geografiske fordeling af de 1.273 programlagte (2017-2021) GRUMO-indtag ved udgangen af 2019, mens Figur 63 viser de indtag, der blev prøvetaget i 2019.

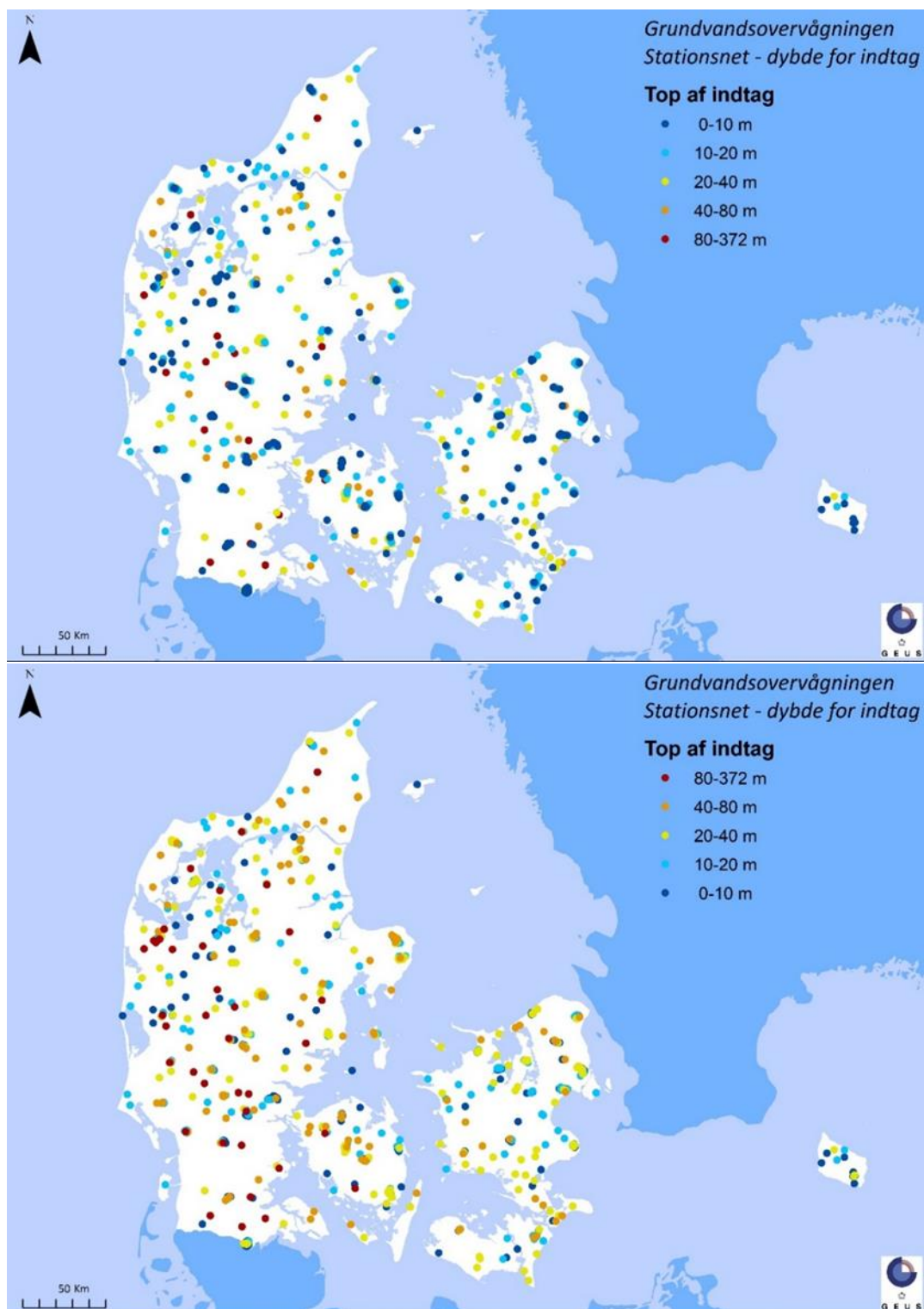
Figur 64 viser den geografiske fordeling af dybden til toppen af GRUMO-indtag, der blev prøvetaget i 2019. Data er for overblikkets skyld afbildet med henholdsvis stigende og aftagende dybde til indtagstop. Indtag etableret ned til ca. 40 meter findes nogenlunde jævnt fordelt over Danmark, mens de dybere indtag udviser betydelige regionale forskelle. På Bornholm findes langt de fleste indtag således indenfor de øverste 20 meter, mens langt de fleste dybe boringer (80-372 m u.t.) findes i Jylland med den største forekomst i det vestlige og sydlige Jylland.



Figur 62. GRUMO. 1.273 programlagte (2017-2021) indtag. Heraf findes 84 indtag i 6 boringer i Rabis Bæk-området, 85 indtag i 5 redoxboringer og de resterende 1.104 indtag fordelt i boringer ud over landet. Desuden ses de 5 landovervågningsoplande (LOOP).



Figur 63. GRUMO. Indtag anvendt i grundvandsovervågningen i 2019 opdelt på grundvandsovervågning (1.041 GRUMO-indtag) og landovervågning (89 LOOP-indtag).



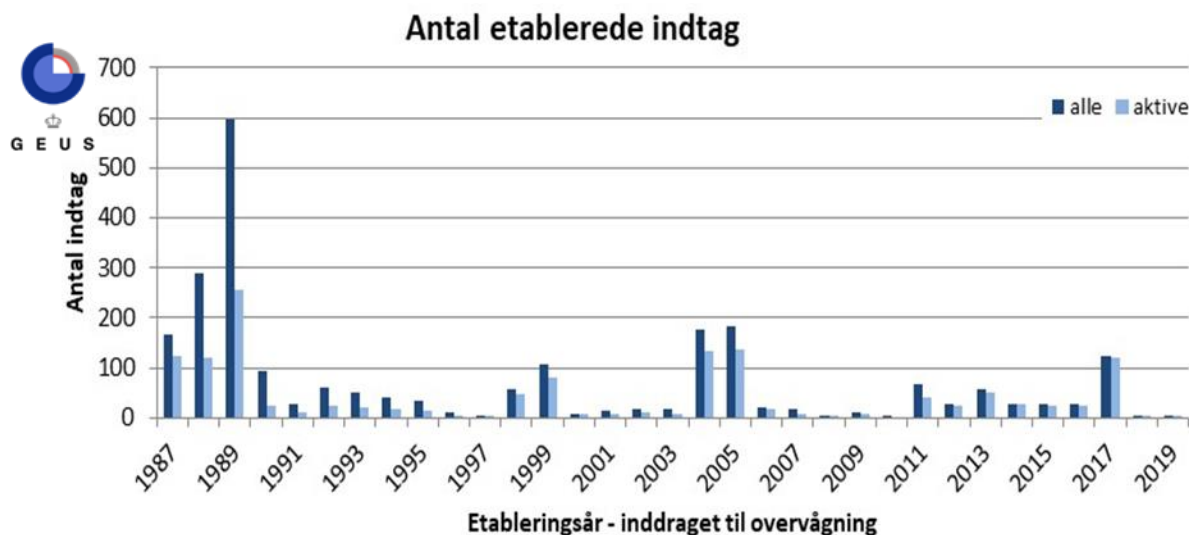
Figur 64. GRUMO. Dybde til toppen (m u.t.) af 1.273 programlagte indtag med kendt dybde i stationsnettet i grundvandsovervågningen i Danmark i 2017-2021. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, således de korte borer er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, således de dybeste borer er øverst på denne figur.

Justering af stationsnet, vandkvalitet 2011-2019

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).

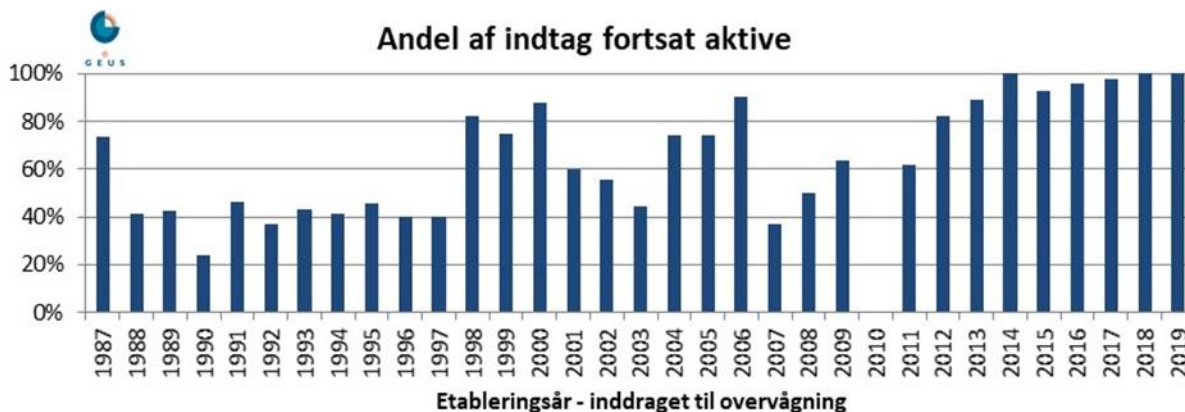
I samtlige indtag, der har været i betragtning som kandidater til det distribuerede stationsnet, er der blevet udtaget prøver til analyse for samtlige kemiske parametre fra programbeskrivelsen. Formålet hermed er at kunne fastsætte den fremtidige overvågningsfrekvens og vurdere boringens egnethed til overvågningsformål.

Figur 65 viser det årlige antal indtag, der er inddraget i perioden 1987-2019. 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 5 nye indtag.



Figur 65. GRUMO. Det årlige antal GRUMO-indtag inddraget i perioden 1987-2019. 'Alle' angiver antallet af GRUMO-indtag, der er inddraget det pågældende år og 'aktive' angiver antallet af indtag, der stadig indgår i overvågningen i programperioden 2017-2021. Bemærk venligst at tallet for 1987 inkluderer 11 indtag, der blev etableret i perioden 1963-1986.

Figur 66 viser den %-vise andel af indtagene, der indgår i stationsnettet for programperioden 2017-2021, 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 1998-2018 indgår der fortsat mellem 50 og 100 % i overvågningen, bortset fra årene 2003, 2007 og 2008, hvor der kun blev etableret ganske få indtag. Mere end 90 % af indtagene, der blev etableret i perioden 2012-2019, er stadige aktive.



Figur 66. GRUMO. Andelen (%) af GRUMO-indtag, der fortsat indgår i overvågningen i programperioden 2017-2021, som funktion af året, hvor de blev inddraget. Det ene indtag, der blev etableret i 2010, er ikke længere aktivt.

Appendiks 2.3 Vandværksboringer

I drikkevandsbekendtgørelsen har der siden 1989 været stillet krav om overvågning af kvaliteten af det grundvand, som vandværkerne indvinder (boringskontrollen). Boringskontrollen gennemføres af vandværkerne. Hyppigheden af boringskontrolanalyser i aktive vandværksboringer afhænger af distribuerede eller producerede vandmængder med en prøvetagningshyppighed fra hvert 3. år til hvert 5. år.

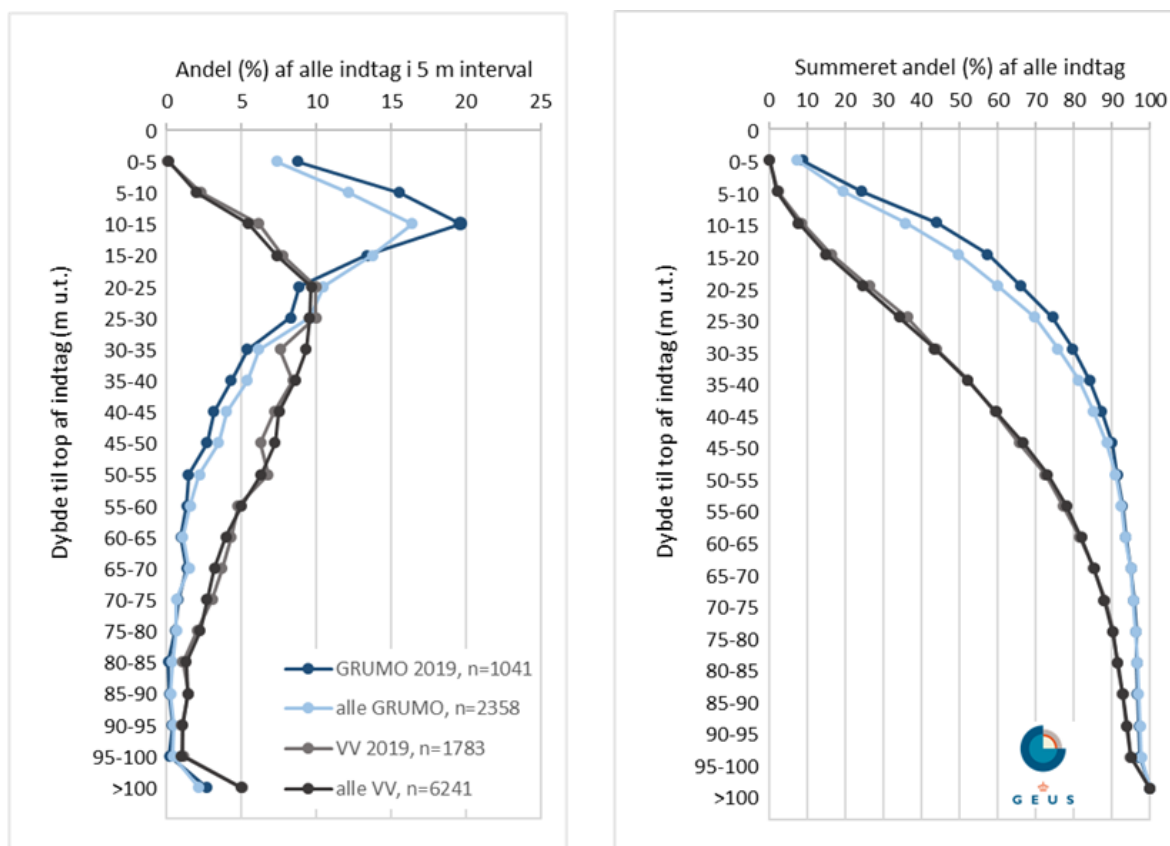
Figur 67 viser i perioden 2015-2019 den geografiske fordeling i Danmark af vandværksboringer med kendt dybde til top af indtag. Tætheden af boringerne varierer meget og afspejler primært befolkningstætheden og til en vis grad de geologiske betingelser for vandindvinding. Sidstnævnte ses bl.a. ved, at der ikke findes boringer på den sydlige del af Lolland og dele af Bornholm.



Figur 67. Vandværksboringer. Den geografiske fordeling af 6.243 aktive vandværksboringer med kendt dybde til top af indtag i perioden 2015-2019.

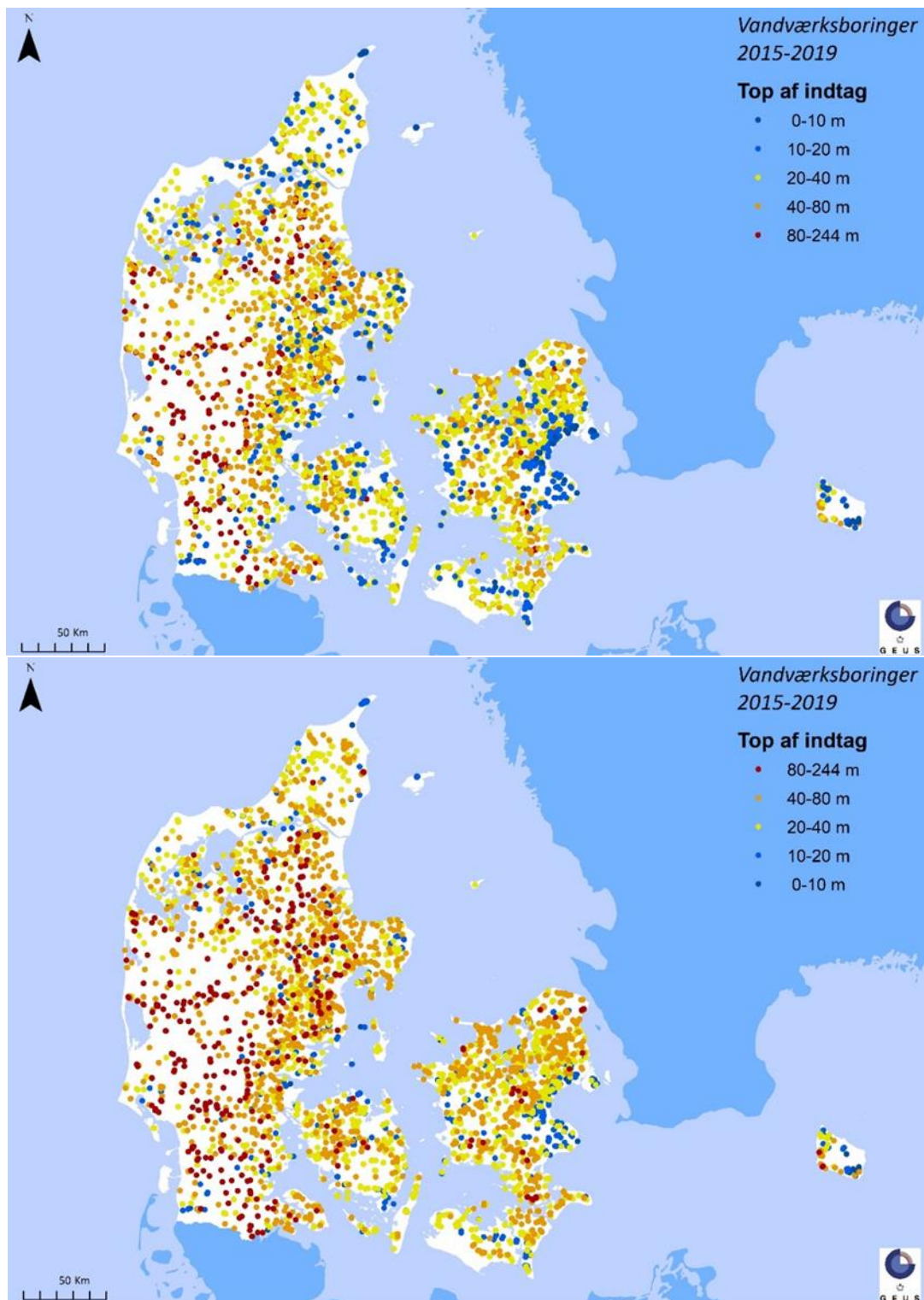
Boringskontrollen udføres over tid for en skiftende mængde boringer, idet nye vandværksboringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende den bedst mulige drikkevandskvalitet for forbrugerne, hvilket ikke nødvendigvis er udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets kvalitet. Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral vandforsyningsstruktur. Den 7. september 2020 var der 2.430 aktive, almene vandværker tilknyttet aktive vandværksboringer (pers. kom. B. Pjetursson, GEUS). De almene vandværker er defineret ved, at de forsyner mere end 10 husstande. Værkerne indvinder fra ca. 6.659 indvindingsboringer, men har derudover samlet set flere tusinde boringer til pejling, monitorering og reserve. De seneste årtier har der været en udvikling mod færre og større vandværker i Danmark.

Figur 68 viser dybdefordelingen for samtlige GRUMO-indtag og vandværksboringer for hhv. 2019 og perioden 1990-2019. Det ses, at dybdefordelingen af vandværksboringerne er stort set den samme i 2019 som for hele perioden, mens der for GRUMO-indtagene ses flere indtag i det højtliggende grundvand i 2019 sammenlignet med hele perioden. Samtidig fremgår det af Figur 68, 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 vandværksboringerne er indtagene placeret noget dybere. Her har 50 % af vandværksboringerne toppen af indtaget beliggende i større dybde end 40 m u.t. og 10 % i større dybde end 80 m u.t.



Figur 68. GRUMO & Vandværksboringer. Dybdefordeling af indtag. Figuren til venstre viser andelen opgjort på 5 m intervaller (%) for dybde til overkant af indtag (m u.t.) for aktive vandværksboringer (VV) og GRUMO-indtag, hvorfra der er udtaget prøver for hovedbestanddele i forbindelse med overvågningen, og hvor der foreligger oplysninger om dybden til overkant af indtag. Fordelingen er vist i perioden (1990-2019) og for 2019. Figuren til højre viser den summerede andel for indtagene vist i figuren til venstre.

Figur 69 viser den geografiske fordeling af dybden til overkant af indtag for vandværksboringer. 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 mellemdybde 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 69. Vandværksboringer i perioden 2015-2019 (5.872 indtag). Dybde til toppen (m u.t.) af indtag for boringer med kendt dybde til indtag. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, således at de korte boringer er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, således at de dybeste boringer er afbildet øverst.

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.
- DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.
- DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.
- 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
- Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (21.01.2021)
- Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (21.01.2021)
- 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> (21.01.2021)

Andre henvisninger

- 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. Landovervågningsoplände 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
- 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. Landovervågningsoplände 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352
- Danske regioner, 2020: Fra indsigt til udsyn - Regionernes arbejde med jordforurening. 56 s.
- Pedersen, M. Statsgeolog i data og it GEUS, personlig kommunikation
- 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> (21-1-2021)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (21-1-2021)

Relevante hjemmesider og links

- Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)
- Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (21.01.2021)
- NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (21.01.2021)

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 kalk og sandlag, der stammer fra før istiderne, de såkaldte prækvartære aflejringer. Indvindingsforholdene på den nordlige del af Bornholm er særlige, idet undergrunden der består af grundfjeld.

Figur 70 viser et geologisk kort over den danske undergrund. Kortet viser Prækvartæroverfladen, dvs. at det viser de lag, der ligger umiddelbart under istidsaflejringerne. Grundvandsmagasiner i Skrivekriddt (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 glaciale sandlag i disse områder.

I Østjylland, i området omkring Himmerland, Thy, på Fyn og Vestsjælland består de prækvartære lag af fedt tertiær 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 grundvandsmagasineres rumlige udbredelse.

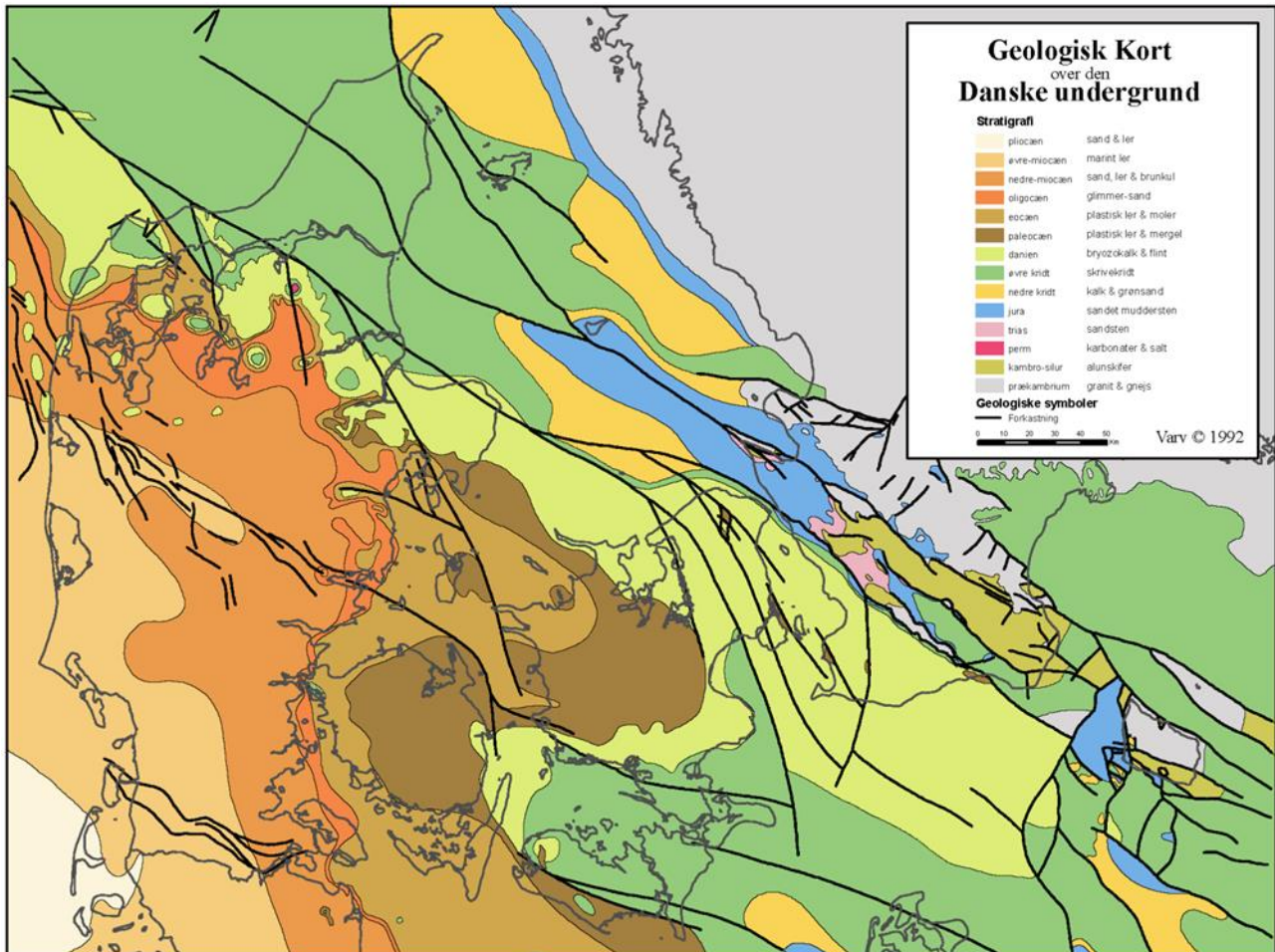
I det vestlige Jylland findes der betydelige grundvandsressourcer i de tertiære sandlag under istidslagene. Disse sandlag hælder mod vest, og findes derfor i stor dybde ved den jyske vestkyst. Disse tertiære sandlag er yngre end kalken og optræder ikke i den østlige del af Danmark.

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 opmagasiner 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.

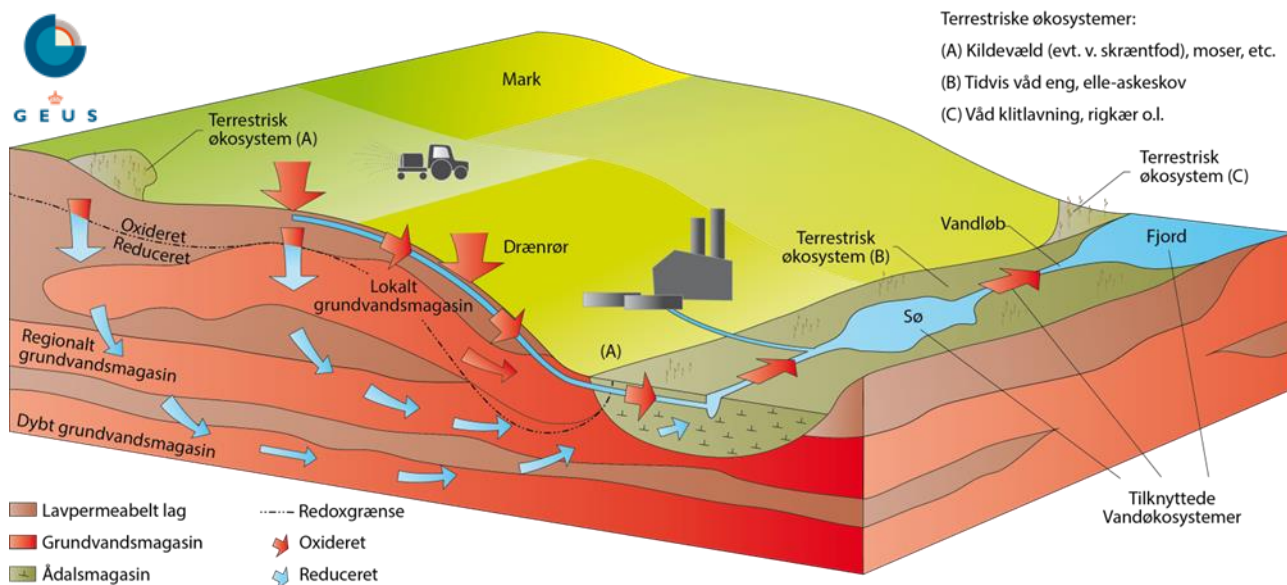


Figur 70. Den prækvartære overflade i Danmark, dvs. udbredelsen af ældre geologiske lag umiddelbart under istidsaflejringerne fra den Kvartære Periode, der begyndte for ca. 2,6 mio. år siden. (Håkansson & Schack Pedersen, 1992)

Figur 71 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 grundvandmagasiner er højpermeable, vandførende aflejringer, der ligger under lavpermeable geologiske lag, se det regionale grundvandsmagasin på Figur 71. Når grundvandsmagasiner er spændte, vil grundvandsstanden i boringer 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 vandværksboringer er derfor placeret i ådale.



Figur 71. Konceptuel figur over grundvandets strømningsmønster. Frie grundvandsmagasiner med dominerende lokal grundvandsstrømning og spændte grundvandsmagasiner med regionale grundvandsstrømninger.

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.

Modellering

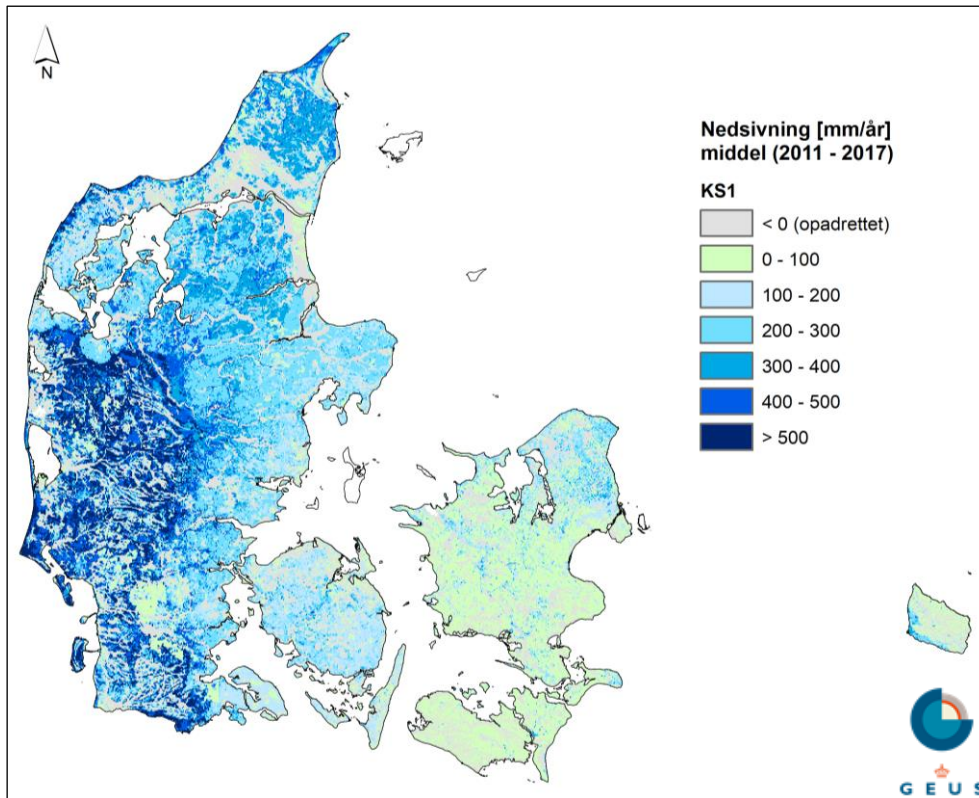
Grundvandsstrømningen i Danmarks undergrund er overordnet beskrevet i DK-modellen, hvor undergrunden er inddelt i 11 beregningslag (DK-modellens hjemmeside). DK-modellen er en national hydrologisk model udviklet i samspil med NOVANA-aktiviteterne.

Figur 72 viser grundvandsdannelsen i Danmark udtrykt ved den gennemsnitlige beregnede nedadrettede (blå)/opadrettet (grøn) strømning i mm/år til/fra det øverste magasin i DK-modellen for perioden 2011-2017. Samsø og andre mindre øer indgår ikke i modellen. Det fremgår, at grundvandsdannelsen på de overvejende sandede jorde i Jylland typisk er over 500 mm/år. På Fyn og Sjælland er grundvandsdannelsen meget mindre, typisk 10-100 mm/år. I hele landet viser beregningerne udsivning (grå farve) langs store dele af kysten og under åerne. I disse områder er der ingen grundvandsdannelse.

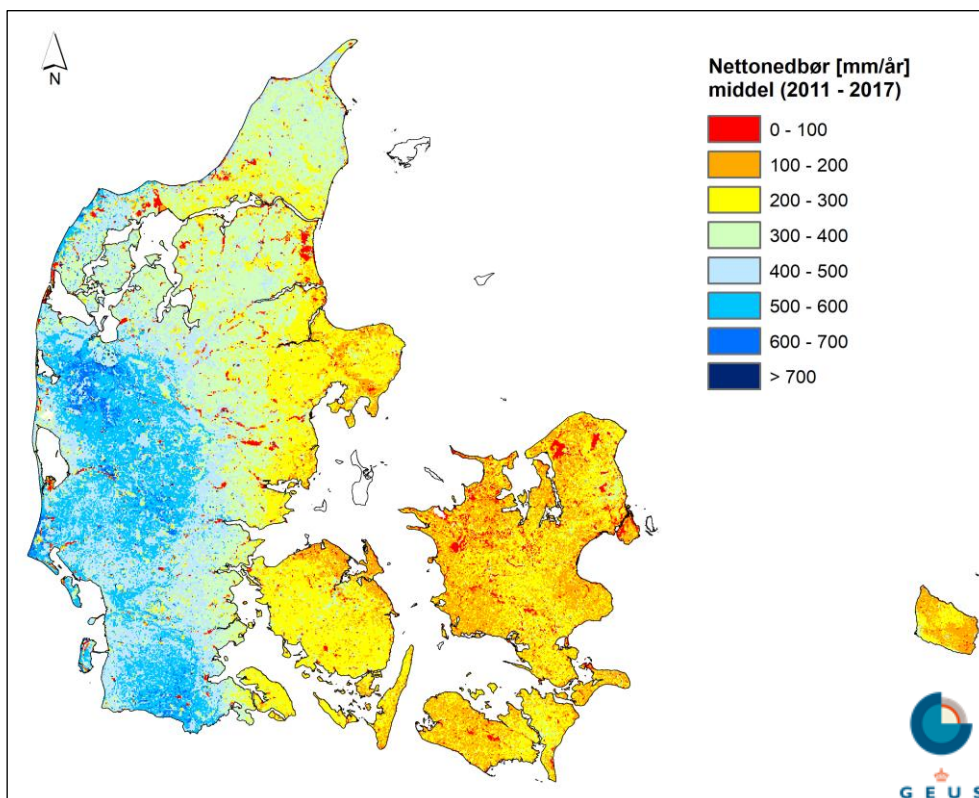
Grundvandsdannelse og mængden af grundvand

Mængden af grundvand i grundvandsmagasinerne, og dermed trykforholdene og grundvandspejlets 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, se Figur 73. I gennemsnit regner det mest i Midtjylland og mindst i Kattegatregionen og omkring Storebælt.



Figur 72. Grundvandsdannelsen i Danmark udtrykt ved den gennemsnitlige beregnede nedadrettede (blå-grøn)/opadrettet (grå) strømning i mm/år til/fra det øverste magasin (KS1) i DK-modellen for perioden 2011-2017. Samsø og andre mindre øer indgår ikke i modellen.



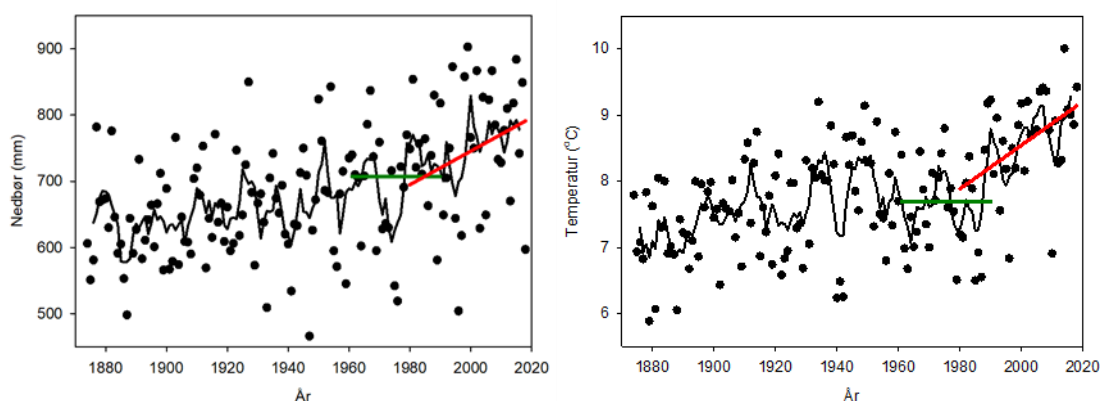
Figur 73. Nettonedbør i Danmark. Middelværdi for perioden 2011-2017. Data fra Dk-modellen.

Nedbør, der ikke fordamper fra planter, fra jordoverfladen eller vandoverflader, eller strømmer via dræn til vandløbene, siver ned i undergrunden, hvor det udgør den egentlige grundvandsdannelse, se Figur 72. 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 vand-mættede 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 forårsmånederne fulgt af større månedsnedbør gennem sommeren, efteråret og den først del af vinteren, (DMI-hjemmesiden). 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 efterår og vinteren (Thorling mfl. 2018). Sådanne årstidsvariationer ses tydeligt i mange pejleserier, se eksempelvis Figur 17

For Danmarks vedkommende er årsnedbøren steget med ca. 100 mm over de seneste 50 år, se Figur 74 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 74 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 udstrømnings-områderne, 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.



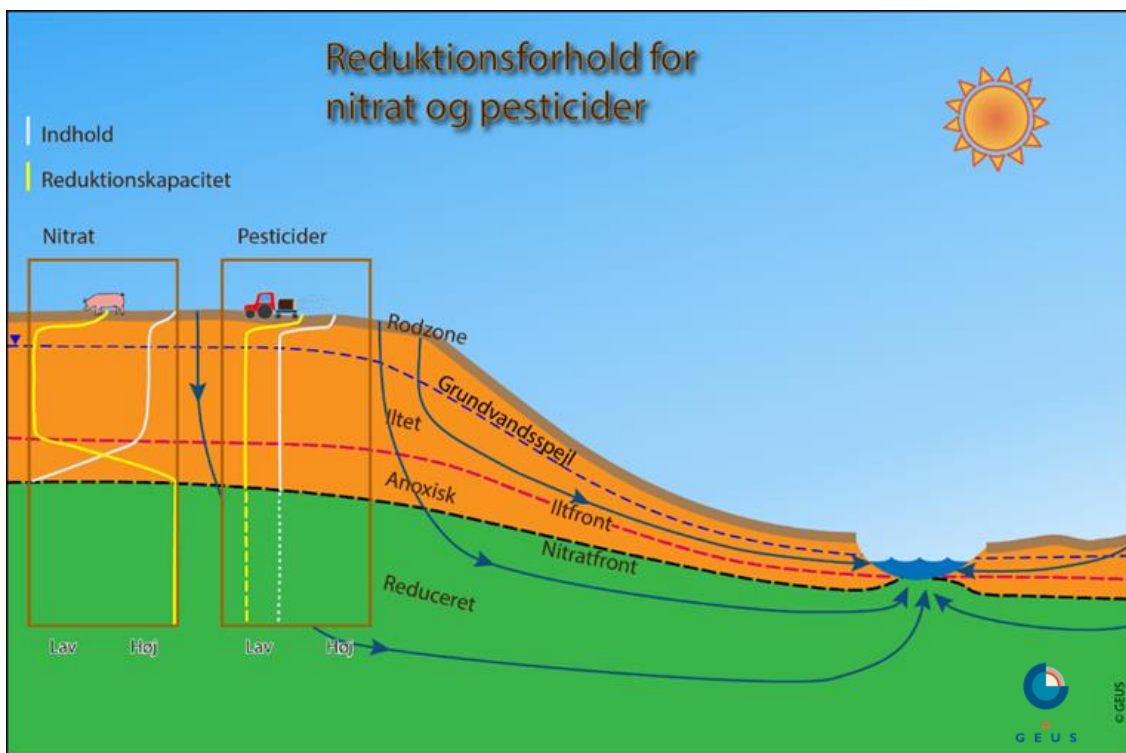
Figur 74. Danmarks årsnedbør og den årlige middeltemperatur for perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1971, på hhv. 25 mm/årti og 0,3 °C /årti. (Olesen, J.E., 2019).

Grundvandets 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 forsuret og iltet.

Grundvandet kan for det første opdeles i kalkmættet neutralt grundvand 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. Hvis jordlagene er kalkfrie, vil grundvandet være surt, indeholde aggressivt kuldioxid, og pH vil typisk 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. 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 75. Principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring til 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.

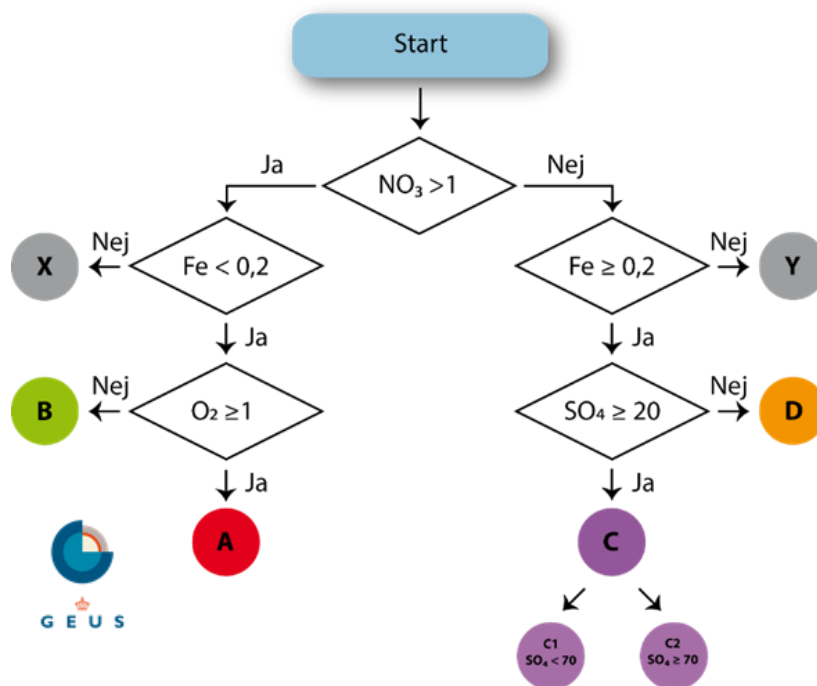
Nitratfronten er defineret som dybden til den maksimale udbredelse af nitrat i grundvandet, mens redoxfronten er defineret som grænsen mellem oxiderede og reducerede jordlag.

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 re-aktionshastigheden ved redoxfronten.

Figur 75 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 organisk rige jordlag, hvor der er den største reduktionskapacitet over for pesticider (Nygaard, 2004). Da pesticider er kemisk set meget forskellige, er pesticidernes nedbrydelighed meget varierende og i forskellig grad følsom over for redoxforhold og pH.

Figur 76 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. Andre algoritmer anvendes, hvis der fx er prøvetagningstekniske problemer (ilt i LOOP-boringer) eller færre tilgængelige parametre.



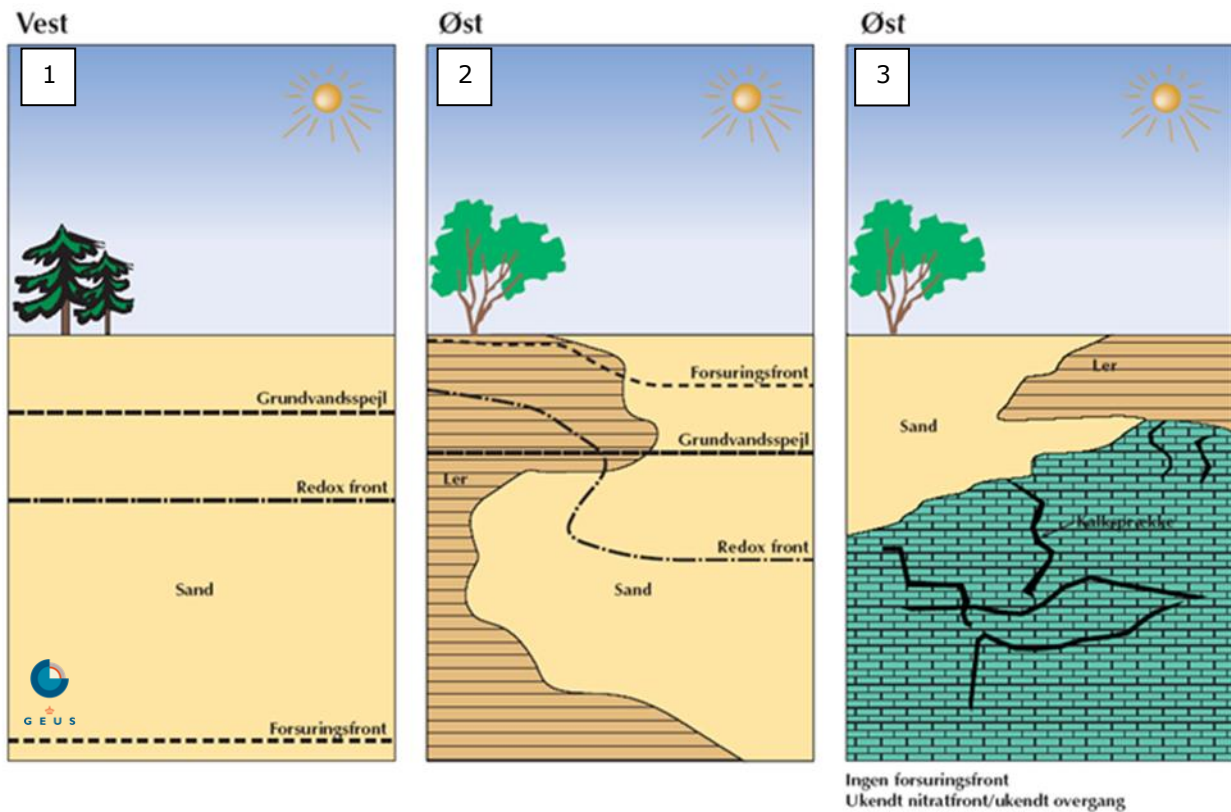
Figur 76. Algoritme til fastlæggelse af vandtyperne A, B, C og D, ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat. X og Y angiver, at algoritmen ikke giver noget entydigt svar, og der fx er behov for flere støttparametre eller, at der er tale om en prøve med blandingsvand (Hansen og Thorling, 2018).

Typiske konceptuelle modeller for geologi og geokemi

Figur 77 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 strømningsmønstret 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 forsuringsfronten 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 Ålborg, 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 77. 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 70), 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 datering

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 dannelses tidspunktet 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 m's længde repræsenterer flere års nedbør. Jo kortere indtag og jo mere homogen geologi, jo smallere vil aldersfordelingen almindeligvis være. Samtidig kan de forskellige dateringmetoder i forskellig grad anvendes til at dække forskellige perioder, hvilket er mere indgående beskrevet i rapporteringen for 2013 data (Thorling mfl. 2015a).

Datering 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 boringer 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

I forbindelse med udbygning af stationsnettet, se appendiks 2, skal de nye indtag dateres i indeværende programperiode, i det omfang det er teknisk muligt. Der er derudover et behov for fornyet prøvetagning af en række andre indtag, der tidligere er dateret med CFC-metoden. De nye dateringer foretages med tritium/helium ($3\text{H}/3\text{He}$) metoden, da den tidligere anvendte CFC-metode ikke er anvendelig til datering af grundvand dannet efter ca. 2000. Dertil kommer, at datering med CFC ikke er egnet i iltfrit grundvand, da CFC nedbrydes under iltfrie forhold, hvilket resulterer i fejlagtigt høje aldre.

De første 45 prøver til tritium/helium datering blev udtaget i 2012, og yderligere 92 blev udtaget i 2013.

I 2018 blev der igen gennemført en dateringsrunde, hvorfra resultaterne forelå i efteråret 2019. I alt 50 indtag blev prøvetaget i perioden august-november fra hele landet, se Figur 78 (Albers, 2019).



Figur 78. GRUMO-indtag udvalgt til mulig datering (57 boringer), hvoraf 50 blev udtaget i 2018.

Prøvetagningsmæssigt så alle 50 prøver ud til at være vellykkede. Analyseteknisk mislykkedes ædelgasanalysen for tre prøver, og derudover var 4He -indholdet så stort i én prøve, at det ikke var muligt at bestemme 3He med en acceptabel analysesikkerhed. Sammenlagt var der 3H -data for alle 47 prøver og brugbare tritogen- 3He -koncentrationer på 40 prøver. Disse kan alle indrapporteres til Jupiter. For alle 47 indtag kan der desuden indrapporteres en alder (evt. med attributterne "<" eller ">", da der er en detektionsgrænse både i forhold til såvel den største som den mindste alder, der kan bestemmes). Da der også bliver udtaget prøver til datering i 2020, vil den samlede dateringsindsats for det nye stationsnet først foreligge i 2021, idet der er en meget lang analysetid med den valgte metode.

Resultaterne fra de gennemførte dateringer er anvendt i denne rapport, se fx Figur 80. De metodiske forudsætninger for grundvandets datering kan findes i (Laier, 2014, 2014a, Thorling mfl. 2015a og Albers 2019).

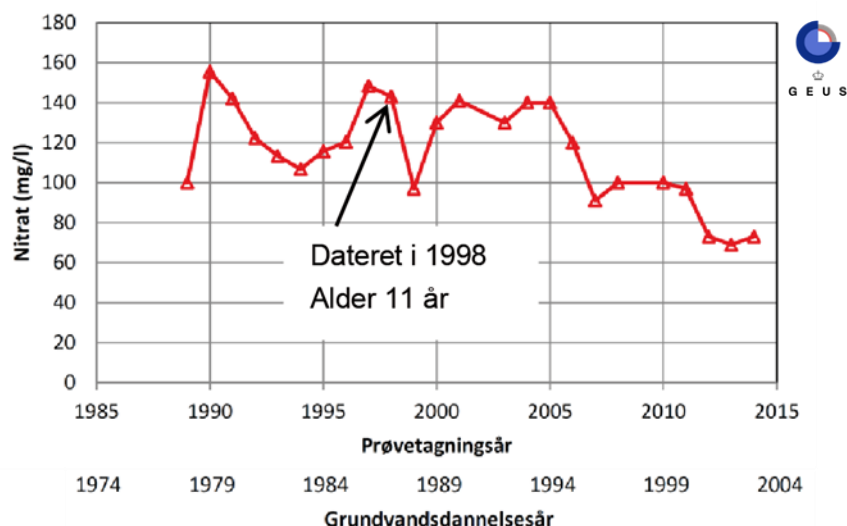
Opholdstiden for det overvågede grundvand.

Det antages som udgangspunkt, at opholdstiden/alderen for grundvandet i et punkt er nogenlunde konstant over tid, skønt den i et vist omfang vil variere med variationer i nedbøren fra år til år og hen over året. Gentagne dateringer og målinger af opholdstider i samme indtag i overvågningsprogrammet har vist, at langt hovedparten af indtagene kan karakteriseres med en opholdstid med en analyseusikkerhed på få år (Laier & Thorling, 2005, Thorling mfl., 2015a). Dette siger dog ikke noget om, hvor præcist denne bestemmelse er, da der kan være en systematisk fejl i fortolkningen af data, som for hvert enkelt indtag hænger sammen med aldersfordelingen af vandet i det enkelte indtag, hvor vandet i langt de fleste indtag vil være en blanding af vand fra en periode på mere end et år.

Grundvandsdannelsesåret beregnes ud fra dateringen under den antagelse, at opholdstiden er konstant i et givet indtag ved følgende simple formel:

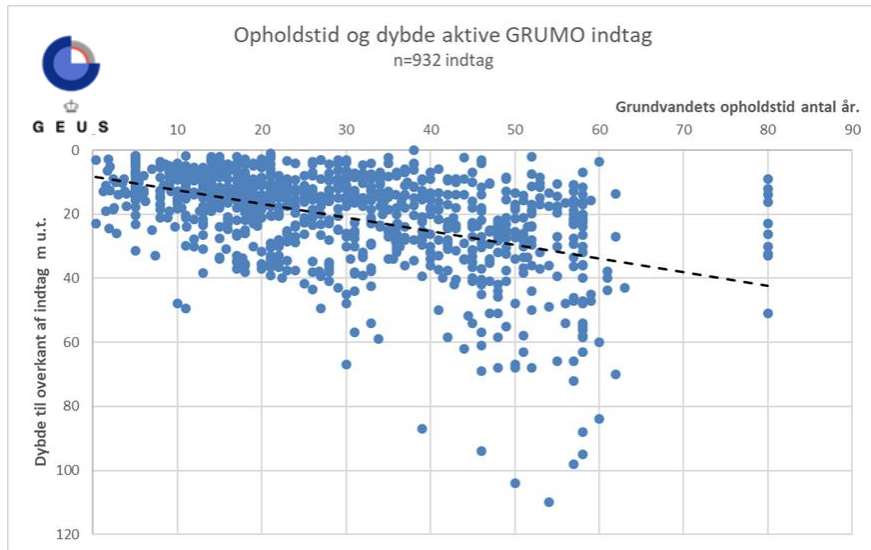
$$\text{Grundvandsdannelsesåret} = \text{Prøvetagningsåret} - \text{grundvandets alder}$$

Figur 79 viser et eksempel på beregning af grundvandsdannelsesåret for en tidsserie af gennemsnitlige årlige nitratværdier fra et indtag placeret i iltholdigt grundvand. Denne metode er anvendt i kapitel 4, hvor der er anvendt 340 daterede indtag med iltet grundvand, som har en alder under 50 år, til at vurdere effekten af vandmiljøplanerne på udviklingen i grundvandets indhold af nitrat.



Figur 79. Eksempel på beregning af grundvandsdannelsesåret for en tidsserie af gennemsnitlige årlige nitratværdier fra et indtag (DGU nr. 131.1052) placeret i iltholdigt grundvand.

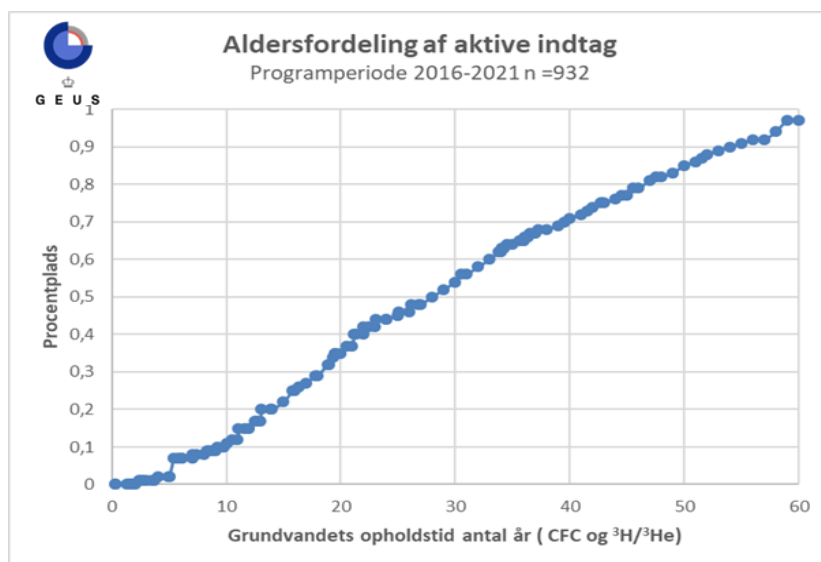
Figur 80 viser grundvandets opholdstid som funktion af dybden for 932 daterede ud af 1.426 aktive indtag i GRUMO-programmet, svarende til ca. 65 %. Det fremgår af figuren, at der i de øverste 40 m optræder grundvand med meget forskelligt dannelsesår og dermed opholdstid, og at der i de øverste 20 m ikke er nogen simpel sammenhæng mellem dybde og alder. Det skal dog bemærkes, at gennemsnitsalderen og medianalderen stiger med stigende dybde, da andelen af ungt vand falder med dybden. Årsagen til det billede, man ser på Figur 79, er forskelle i grundvandsdannelse, hydrauliske barrierer og andre variationer i de hydrogeologiske strømningsforhold. I udstrømningsområder med opadrettet gradient kan der træffes endog meget gammelt grundvand tæt ved terrænen, se Figur 72. Derfor går den bedste rette linje heller ikke igennem alderen 0 år i dybden 0 m u.t., idet der jo netop kan forventes opsivning (pga. en opadrettet hydraulisk gradient) af ældre vand i nogle af indtagene.



Figur 80. GRUMO. Dybdefordeling af opholdstiden for 932 daterede overvågningsindtag GRUMO-indtag ud af 1.426 GRUMO-indtag, der indgår i programperioden 2016-2021. Linjen viser bedste rette linje gennem alle punkter.

Detektionsgrænsen for alderen er nedadtil ca. 1-5 år og opadtil ca. 60 år. For en række prøver kunne der anvendes en detektionsgrænse på 80 år. Alderen er vist med den værdi, som detektionsgrænsen angiver, dvs. i praksis er der en del indtag med væsentligt ældre vand, end figuren viser. Derudover er der i alle indtag vand med forskellig opholdstid, og opholdstiden angiver en form for midling af alderen for det pågældende indtag.

Figur 80 viser aldersfordelingen for de 932 daterede indtag ud af 1.426 aktive GRUMO-indtag i programperioden 2016-2021. Indtagene er dateret med forskellige metoder over en lang periode. Trods de usikkerheder, der er knyttet til dateringerne, viser figuren, at hovedparten af indtagene reflekterer de seneste 50 års påvirkninger af grundvandet, idet medianopholdstiden er ca. 30 år. Det fremgår også af figuren, at blot ca. 10 % 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.



Figur 81. Fordelingen af opholdstiden (alderen dateret ved $3\text{H}/3\text{He}$ eller CFC) for grundvandet i de 932 daterede overvågningsindtag ud af 1.426 GRUMO-indtag, der indgår i programperioden 2016-2021. Aldre højere end ca. 60 år ikke vist, da det ofte er ældre over den øvre detektionsgrænse.

Referencer: Grundvandets strømning og alder

Diverse referencer

Albers, C.N, 2019: Dateringer i GRUMO 2018. GEUS-notat 05-VA-19-04.

Appello, C.A.J. & Postma, D., 2005: Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. CRC Press, 672 pp.

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelse fra GEUS. http://www.geo-vejledning.dk/2018_2/ (21.01.2021)

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 (21.01.2021)

Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvartære Varv-kort.

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 skrivestikret – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (21.01.2021)

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 (21.01.2021)

Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes 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> (21.01.2021)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, 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-momslag.pdf> (21.01.2021)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (21.01.2021)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (21.01.2021)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/viden-om/viden-om-grundvand> (21.01.2021)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (21.01.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (21.01.2021)

GRUNDVANDSOVERVÅGNING

1989-2019

Bilag





BILAG:

Grundvand Status og udvikling 1989 – 2019

GEUS 2020

Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling

Claus Ditlefsen

Birgitte Hansen

Anders R. Johnsen

Christian Nyrop Albers

Dato 22. januar 2021-

16. marts 2021, revideret bilag 3.4.

Bilagene kan hentes på nettet på: www.grundvandsovervaagning.dk

Indholdsfortegnelse:

Indhold

| | |
|---|----|
| Indholdsfortegnelse: | 3 |
| Bilag 1. Det Nationale Pejleprogram | 4 |
| Bilag 2: Nitrat og redoxforhold i LOOP og GRUMO | 7 |
| Bilag 3. GRUMO. Analyserede stoffer 1988-2019 | 8 |
| Bilag 3.1. GRUMO: Hovedbestanddele fra 1988 - 2019. | 9 |
| Bilag 3.2. GRUMO: Uorganiske sporstoffer analyseret 1990-2019. | 10 |
| Bilag 3.3. GRUMO: Organiske mikroforureninger analyseret 1990-2019. | 11 |
| Bilag 3.4. GRUMO: Analyserede pesticider 1989-2019. | 13 |
| Bilag 4. GRUMO. Tidsserier for 8 udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter. | 13 |
| Bilag 5. GRUMO, 2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter | 17 |
| Bilag 6. GRUMO 1990-2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter | 28 |
| Bilag 7. Boringskontrollen, 2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter i aktive vandværksboringer. | 40 |
| Bilag 8. Boringskontrollen, 1992-2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter i aktive vandværksboringer. ... | 45 |
| Bilag 9. Boringskontrollen, 2015-2019. Organiske mikroforureninger | 52 |
| Bilag 10. Udtrækskriterier til afrapportering af vandkemiske parametre, grundvandsovervågning -udtræk fra Jupiter | 55 |
| Bilag 11. Kravværdier for uorganiske sporstoffer i grundvand og overfladevand | 58 |
| Referencer, Bilag | 59 |

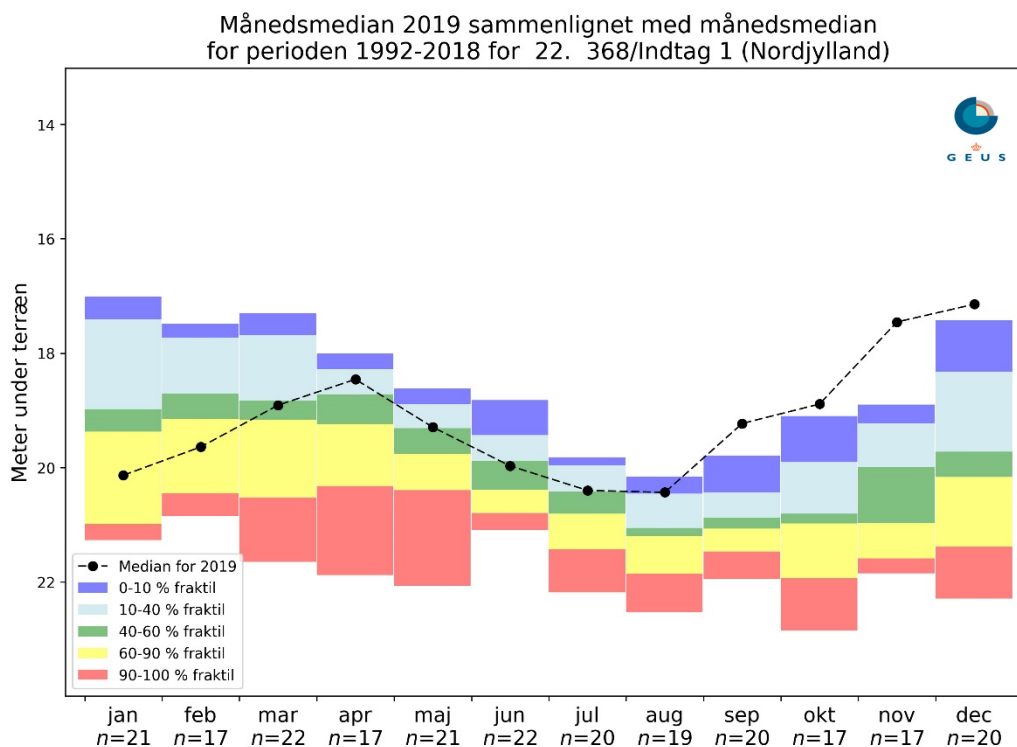
Bilag 1. Det Nationale Pejleprogram

Udvikling af grundvandsstand i udvalgte indtag i 2019

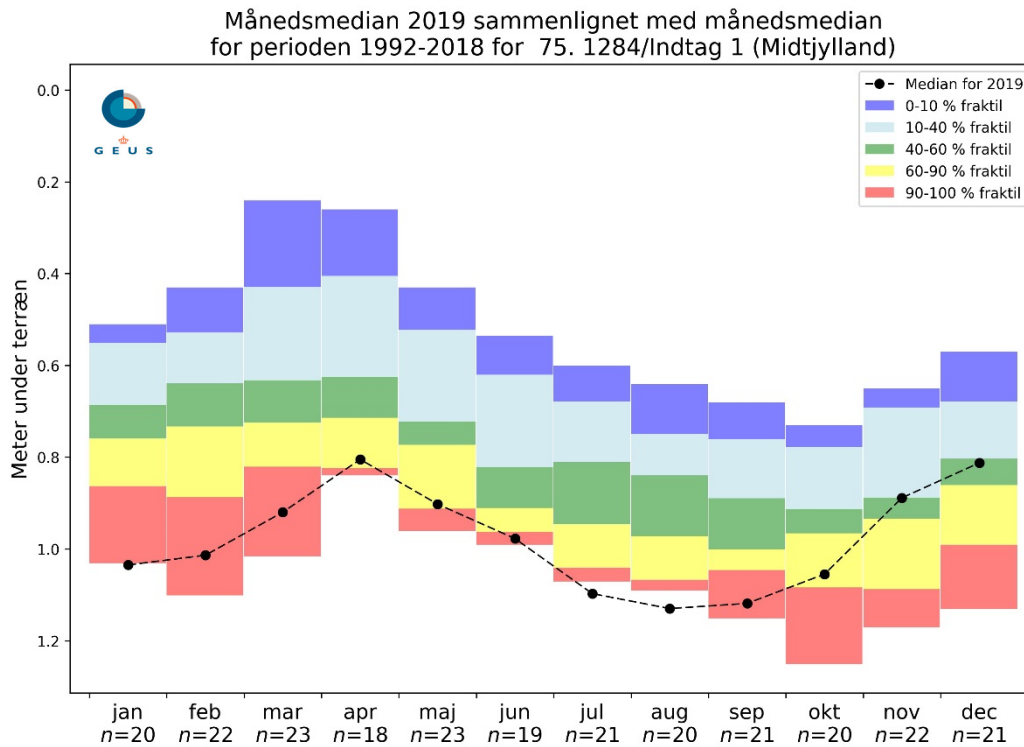
Figurene 1.1 til 1.4 viser, hvordan vandstanden i 4 udvalgte borer, (se Figur 17 i hovedrapporten) har udviklet sig i året 2019 hen over de enkelte måneder i forhold til månedsudviklingen i den forudgående periode (1992-2017).

Medianværdien af alle pejlinger i det enkelte indtag for hver af årets måneder i 2019 er vist med sorte fyldte cirkler. Denne månedsmedian sammenlignes med tidligere observationer fra samme indtag for hver måned i perioden 1992-2018. For hver af årets måneder er det beregnet, hvorledes vandstanden i de forudgående år har fordelt sig, idet der er beregnet 0-10, 10-40, 40-60, 60-90 og 90-100 % fraktiler. De fem forskellige fraktilintervaller vises med hver sin farve. Den grønne farve repræsenterer niveauer omkring medianen (40-60 % fraktilen) for den forudgående 25 års periode. De røde og gule farver repræsenterer lave grundvandsstande, mens de blå farver viser niveauet for høje grundvandsstande i indtagene. Antal år med observationer i de forskellige måneder er angivet med 'n'.

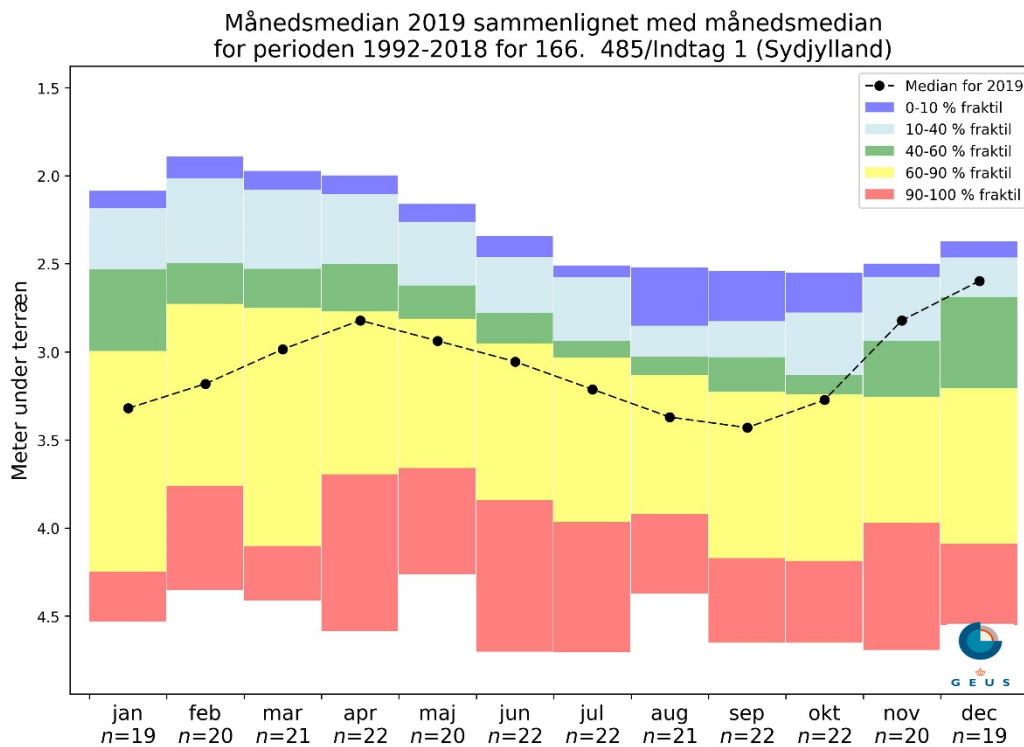
Det fremgår af figurene, at vandstanden i de analyserede indtag i begyndelsen af 2019 ligger under niveauet (dvs. i 60-90 % fraktilen, hvor vandstanden ligger dybere end 40-60 % fraktilen) for den forudgående årrække (1992-2018). Ved udgangen af 2019 ligger vandstanden i 3 af de regionale 4 indtag på eller over niveauet for den forudgående periode.



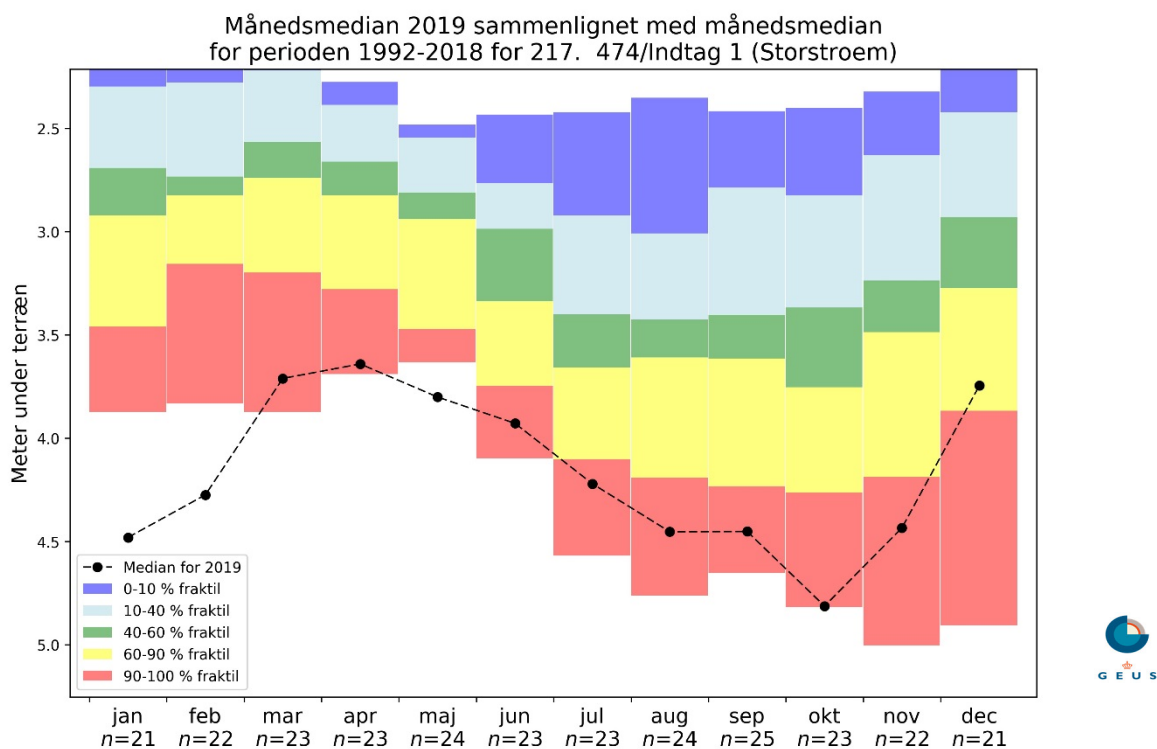
Figur 1.1. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) og månedsmedian for 2019 sammenlignet med månedsværdier for perioden 1992-2018, DGU-nr. 22.368, Nordjylland. Bogstavet n angiver det antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne.



Figur 1.2 Pejletidsserier (vandstand m u.t.) og månedsmedian for 2019 sammenlignet med månedsværdier for perioden 1992-2018, DGU-nr. 75.1284, Midtjylland. Bogstavet n angiver det antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne.



Figur 1.3. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) og månedsmedian for 2019 sammenlignet med månedsværdier for perioden 1992-2018, DGU-nr. 166.485, Sønderjylland. Bogstavet n angiver det antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne.



Figur 1.4 Pejletidsserier (vandstand m u.t.) og månedsmidian for 2019 sammenlignet med månedsværdier for perioden 1992-2018, DGU-nr. 216.474, Storstrøm. Bogstavet n angiver det antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne.

Bilag 2: Nitrat og redoxforhold i LOOP og GRUMO

I GRUMO og LOOP er der lavet en systematisk udsortering af data for at identificere den del af prøverne, der stammer fra iltet grundvand. Nitrat i iltet grundvand er en indikator for nitratudvaskningen fra rodzonen og er derfor vigtig i forhold til evaluering af responsen i grundvandet af indsatser i vandmiljøplanerne.

Nedenstående boks viser de tre kriterier, der er brugt til at identificere prøver fra GRUMO med iltholdigt grundvand, som i Zoneringsvejledningen (Miljøstyrelsen, 2000b) har betegnelsen "Vandtype A".

| | | |
|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| 1. $\text{NO}_3 > 1 \text{ mg/l}$ | 2. $\text{Fe} < 0,2 \text{ mg/l}$ | 3. $\text{O}_2 > 1 \text{ mg/l}$ |
|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|

Kriterier til identifikation af iltholdigt grundvand med vandtype A.

Kriteriet "nitrat > 1 mg/l" for iltholdigt grundvand er medtaget, da nitratmålingerne vurderes at have større sikkerhed end iltmålingerne, der kan være fejlbehæftede pga. risiko for kontaminering med atmosfærisk luft og dermed ilt under prøvetagningen (Hansen m.fl., 2009). Det betyder, at en lille andel (nogle få procent af alle prøver) af iltholdigt grundvand med meget lavt nitratindhold fravælges for at øge sikkerheden på bestemmelsen af prøver med iltholdigt grundvand. Nitrat-kriteriet skal hindre at reducerede prøver forurenet med ilt indgår i datasættet.

I LOOP bygger udvælgelsen af prøver med iltholdigt grundvand på en individuel vurdering af de tilgængelige redoxfølsomme parametre og en vurdering af den praktisk mulige detektionsgrænse for ilt og dermed ikke på en automatisk udsøgning ved hjælp af kriterierne i Boks 2 (Blicher-Mathiesen m.fl., 2019). Igen i 2019 er der foretaget iltmålinger i felten i alle LOOP-områder under prøvetagningen, dog varierer detektionsgrænsen mellem områderne på grund af forskellige lokale grundvandsforhold og procedurer.

Tabel 3.1 viser det samlede antal prøver analyseret for nitrat i 2019 og antal indtag med iltholdigt grundvand i 2019 for både LOOP og GRUMO. I 2019 er der fx udtaget én prøve i grundvandet i 1030 indtag i GRUMO, mens 11 indtag er prøvetaget 2 gange. I GRUMO er 405 indtag placeret i iltholdigt grundvand i 2019. Antallet af indtag i iltholdigt grundvand varierer fra to til 13 indtag per LOOP-opland, og er specielt lavt i det lerede LOOP 1.

| 2019 | | Antal prøver | Antal indtag | Indtag i iltet grundvand | Indtag i anoxisk grundvand | Indtag i reduceret grundvand ² |
|--|----------------------------|--------------|--------------|--------------------------|----------------------------|---|
| GRUMO | | 1052 | 1041 | 405 | 107 | 529 |
| LOOP | | 391 | 89 | 41 | 16 | 32 |
| | LOOP 1 (ler) | 50 | 19 | 2 | 6 | 11 |
| | LOOP 2 (sand) ¹ | 60 | 15 | 6 | 2 | 7 |
| | LOOP 3 (ler) | 111 | 19 | 13 | 5 | 1 |
| | LOOP 4 (ler) | 58 | 17 | 7 | 2 | 8 |
| | LOOP 6 (sand) | 112 | 19 | 13 | 1 | 5 |
| 1 Data fra horisontal boring med reduceret grundvand ikke medtaget | | | | | | |
| 2 Inkluderet er også indtag med varierende redoxforhold i LOOP | | | | | | |

Tabel 3.1 Antal aktive indtag og antal indtag i iltholdigt grundvand med prøver analyseret for nitrat i grundvandsovervågningen i GRUMO og LOOP i 2019.

Bilag 3. GRUMO. Analyserede stoffer 1988-2019

Oversigt over analyserede stoffer og tidlige ændringer i analyseprogrammet.

Dette bilag viser en skematisk oversigt over hvilke stoffer, der har været analyseret i GRUMO-indtagene i perioden 1988-2019, og det samlede antal prøver for hvert stof. Der er kun vist prøveår, hvor der er udtaget mere end 25 prøver. Lejlighedsvis kan der være udtaget enkelte prøver et år for nogle stoffer uden for det almindelige overvågningsprogram, skønt disse stoffer ikke indgår i tabellerne. Omvendt kan der også være stoffer, hvor der er udtaget over 25 prøver, skønt stoffet ikke har indgået i programmet, og hvor stofferne af den grund er medtaget i tabellerne. Stoffer, der ikke indgår i programmet, optræder især under pesticider og organiske mikroforureninger. Stofgruppen chlorphenoler er flyttet fra stofgruppen 'organiske mikroforureninger' til 'pesticider', og indgår som sådan i bilag 5-8. Stofferne fremgår ikke af Tabel 3.4.

Tabellerne er opdelt på

- Hovedbestanddele, Tabel 3.1
- Sporstoffer, Tabel 3.2
- Organiske mikroforureninger, Tabel 3.3
- Pesticider, uden chlorphenoler Tabel 3.4.

Der har i løbet af overvågningen været 6 programperioder med forskelligt analyseprogram. Hvis der er kryds i kolonne 1-6, betyder det, at stoffet har været obligatorisk i dele af eller hele denne programperiode, se også kapitel 2 og programbeskrivelserne i referencelisten.

- Programperiode 1: 1988-1992
- Programperiode 2: 1993-1997
- Programperiode 3: 1998-2003
- Programperiode 4: 2004-2010
- Programperiode 5: 2011-2016
- Programperiode 6: 2017-2021

For nogle stoffer gælder, at de har været programlagt som angivet med x i kolonnerne, men ikke er analyseret, idet der ikke har været økonomiske eller tekniske muligheder herfor, eksempelvis når analysemetoderne ikke har kunnet opfylde krav til detektionsgrænse og analysekvalitet inden for programøkonomien.

For visse stoffer, som fx xylener, er der analyseret for grupper af parametre (fx M+P xylen), skønt der er programlagt analyser for hver isomer for sig.

Antallet af analyser for de enkelte parametre er optalt som antallet af godkendte analyser for parametre i Jupiter for prøver med formålet GRUMO, og hvor prøven er udtaget i et indtag, der har et GRUMO-nr.

Tabel 3.4 for pesticider er designet en smule anderledes, idet de er udarbejdet på samme måde, som i tidligere rapporteringer. Tabellen opdateres i næste rapport med Chlorphenolerne.

Bilag 3.1. GRUMO: Hovedbestanddele fra 1988 - 2019.

Tabel 3.1 GRUMO. Stoffer i gruppen Hovedbestanddele, der er analyseret i mere end 25 GRUMO-indtag/år i perioden 1988-2019. Stofferne er ikke nødvendigvis obligatoriske i analyseprogrammet i de år, som de er analyseret eller obligatoriske for alle indtag. * Kun i perioden 2004-2006.

| Stof | Fra | Til | Antal prøver | Bemærkning | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|----------------------------------|------|------|--------------|-------------------------|---|---|---|----|---|---|
| Ammoniak + ammonium | 1988 | 2019 | 45.901 | | x | x | x | x | x | x |
| Calcium | 1988 | 2019 | 36.813 | | x | x | x | x | x | x |
| Carbondioxid, agg. | 1989 | 2010 | 19.249 | | x | x | x | | | |
| Fluorid | 1988 | 2006 | 18.374 | | x | x | x | x* | | |
| Fosfor, total-P | 1989 | 2019 | 37.563 | | x | x | x | x | x | x |
| Fosfor, orthophosphat-P | 2011 | 2019 | 12.498 | Enkelte prøver for 1996 | | | | | x | x |
| Hydrogenkarbonat | 1988 | 2019 | 37.643 | | x | x | x | x | x | x |
| Jern | 1988 | 2019 | 49.481 | | x | x | x | x | x | x |
| Kalium | 1988 | 2019 | 47.636 | | x | x | x | x | x | x |
| Klorid | 1988 | 2019 | 51.304 | | x | x | x | x | x | x |
| Konduktivitet (felt og lab) | 1989 | 2019 | 56.021 | Feltmåling fra 1998 | x | x | x | x | x | x |
| Magnesium | 1988 | 2019 | 36.770 | | x | x | x | x | x | x |
| Mangan | 1988 | 2019 | 48.231 | | x | x | x | x | x | x |
| Metan | 1989 | 2006 | 13.065 | | x | x | x | x* | | |
| Natrium | 1988 | 2019 | 36.085 | | x | x | x | x | x | x |
| Nitrat | 1988 | 2019 | 51.305 | | x | x | x | x | x | x |
| Nitrit | 1989 | 2019 | 46.831 | | x | x | x | x | x | x |
| NVOC | 1989 | 2019 | 22.120 | | x | x | x | x | x | x |
| Oxygen (felt og lab) | 1989 | 2019 | 42.194 | Feltmåling fra 1998 | x | x | x | x | x | x |
| Permanganattal KMnO ₄ | 1988 | 1998 | 13.704 | | x | x | | | | |
| pH (felt og lab) | 1988 | 2019 | 59.103 | Feltmåling fra 1998 | x | x | x | x | x | x |
| Redoxpotentiale | 1995 | 2019 | 23.210 | | x | x | x | x | x | x |
| Siliciumdioxid | 1989 | 2003 | 11.410 | | | x | x | | | |
| Sulfat | 1988 | 2019 | 50.763 | | x | x | x | x | x | x |
| Svovlbrinte | 1989 | 2013 | 11.557 | Feltmåling fra 1998 | x | x | x | x* | | |
| Temp. v. udtagning | 1989 | 2019 | 40.678 | | x | x | x | x | x | x |
| Tørstof, total | 1989 | 2010 | 25.540 | | x | x | | | | |

Bilag 3.2. GRUMO: Uorganiske sporstoffer analyseret 1990-2019.

Tabel 3.2 GRUMO. Stoffer i gruppen 'Uorganiske sporstoffer' analyseret i perioden 1989-2019. Stofferne har ikke nødvendigvis været obligatoriske i analyseprogrammet i de år, som de er blevet analyseret i eller obligatoriske for alle indtag. * Kun i perioden 2004-2006.

| Sporstof | Fra | Til | Antal prøver | Bemærkning | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---------------|------|------|--------------|------------|---|---|---|----|---|---|---|
| Aluminium | 1990 | 2019 | 13.207 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Antimon | 1998 | 2006 | 2.574 | | | | x | x* | | | |
| Arsen | 1990 | 2019 | 13.497 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Barium | 1990 | 2005 | 7.007 | | x | x | x | x* | | | |
| Beryllium | 2005 | 2019 | 2.905 | | | | | | x | x | x |
| Bly | 1990 | 2019 | 12.709 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Bor | 1990 | 2019 | 7.817 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Bromid | 1990 | 2012 | 3.235 | | x | x | x | | | | |
| Cadmium | 1990 | 2019 | 12.795 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Krom | 1990 | 2006 | 6.119 | | x | x | x | x* | | | |
| Cyanid, total | 1990 | 2003 | 3.219 | | x | x | x | | | | |
| Jod | 2011 | 2019 | 2.615 | | | | | | | x | x |
| Jodid | 1990 | 2006 | 2.224 | | x | x | x | x | x | | |
| Kobber | 1990 | 2019 | 12.884 | | x | x | x | x | x | x | x |
| Kobolt | 2005 | 2006 | 937 | | | | | x* | | | |
| Kviksølv | 1989 | 2003 | 2.724 | | x | x | x | | | | |
| Lithium | 1990 | 2003 | 3.181 | | x | x | x | | | | |
| Molybdæn | 1990 | 2003 | 3.188 | | x | x | x | | | | |
| Nikkel | 1989 | 2019 | 14.068 | | x | x | x | | | x | x |
| Selen | 1993 | 2005 | 6.255 | | x | x | x | x* | | | |
| Strontium | 1990 | 2006 | 4.143 | | x | x | x | | | | |
| Sølv | 1998 | 2003 | 721 | | | | x | | | | |
| Thallium | 1997 | 2003 | 744 | | | | x | | | | |
| Tin | 1998 | 2003 | 745 | | | | x | | | | |
| Vanadium | 1993 | 2003 | 2.400 | | x | x | x | | | | |
| Zink | 1990 | 2019 | 12.914 | | x | x | x | x | x | x | x |

Bilag 3.3. GRUMO: Organiske mikroforureninger analyseret 1990-2019.

Oversigt over hvilke organiske mikroforureninger, der har været analyseret i GRUMO-indtagene i perioden 1990-2019, samt antal prøver. Der er kun vist stoffer i tabellen, hvor der er analyseret mindst 25 prøver på et enkelt år. Det betyder, at hvis der lejlighedsvis har været udtaget < 25 prøver på et år for et stof, uden for det almindelige overvågningsprogram, indgår stofferne ikke i tabellen. Nogle stoffer er analyseret i forbindelse med screeninger.

Der er i efteråret 2017 gennemført en kvalitetsmærkning af gamle data, hvor misvisende resultater er mærket i databasen som forkastet. Disse tæller ikke længere med i opgørelsen over analyseindsatsen, og derfor er der for nogle stoffer et lavere antal prøver end i tidligere rapporteringer.

Tabel 3.3 GRUMO. Stoffer i gruppen Organiske mikroforureninger analyseret i mere end 25 GRUMO-indtag/år i perioden 1990-2019. Stofferne er ikke nødvendigvis obligatoriske i analyseprogrammet i de år, som de er analyseret eller obligatoriske for alle indtag.

* Kun analyseret i perioden 2004-2006.

| Stof | Fra | Til | Antal | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|-------------------------------------|------|------|-------|---|---|---|---|---|---|
| 1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre | 2014 | 2019 | 635 | | | | | | x |
| 1,1,1-trichlorethan | 1990 | 2019 | 8.541 | x | x | x | x | x | x |
| 1,1-dichlorethylen | 1998 | 1998 | 117 | | | | | | |
| 1,2-dibromethane | 1998 | 2019 | 5.165 | | | x | x | x | x |
| 4-nonylphenol | 1996 | 1996 | 28 | | | | | | |
| Alkylbenzensulfonat | 2005 | 2015 | 1.877 | | | | x | x | |
| Anioniske detergenter | 1990 | 2006 | 4.940 | x | x | x | | | |
| Anthraquinon ^{a)} | 2019 | 2019 | 248 | | | | | | |
| Benz(a)anthracen | 2000 | 2000 | 37 | | | | | | |
| Benzen | 1990 | 2015 | 7.146 | x | x | x | x | x | |
| Benzylbutylphthalat | 1996 | 1996 | 25 | | | | | | |
| Cloquintocet-mexyl ^{a)} | 2019 | 2019 | 248 | | | | | | |
| Chlor.org,AOX | 1990 | 1996 | 1.013 | x | x | | | | |
| Chlor.org,VOX | 1990 | 1997 | 2.785 | x | x | | | | |
| Chloroform | 1990 | 2019 | 8.468 | x | x | x | x | x | x |
| Cholin-chlorid ^{a)} | 2019 | 2019 | 248 | | | | | | |
| Cis-1,2-dichlorethylen | 1998 | 2006 | 148 | | | | | | |
| Cresoler | 1991 | 1991 | 65 | x | | | | | |
| DEHP | 1996 | 2015 | 2.775 | | | | x | x | |
| Detergenter kation | 1998 | 1999 | 119 | | | | | | |
| Dibutylphthalat | 1996 | 2015 | 4.336 | | | x | x | x | |
| Dichlorethan | 1998 | 1998 | 47 | | | | | | |
| Diisononylphthalat | 2005 | 2015 | 2.739 | | | | x | x | |
| Ethylbenzen | 1996 | 2006 | 791 | | | | | | |

| Stof | Fra | Til | Antal | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--------------------------|------|------|-------|---|---|---|----|---|---|
| M+P-xylen | 1991 | 2015 | 5.546 | x | x | x | x | x | |
| MTBE | 2000 | 2006 | 656 | | | x | x* | | |
| M-xylen | 1990 | 1995 | 655 | x | x | x | x | x | |
| Naphtalen | 1990 | 2010 | 6.491 | x | x | x | x* | | |
| Nonylphenol(NP1EO) | 1998 | 2015 | 3.433 | | | | x | x | |
| Nonylphenol(NP2EO) | 1998 | 2015 | 3.439 | | | | x | x | |
| Nonylphenoler | 1998 | 2015 | 4.309 | | | | x | x | |
| Nonylphenoethoxylat | 1998 | 2011 | 2.404 | | | | x | x | |
| NPE NP1EO+NP2EO+NP | 2006 | 2011 | 91 | | | | | | |
| O-xylen | 1990 | 2015 | 6.466 | x | x | x | x | x | |
| Perfluorbutansulfonsyre | 2014 | 2019 | 677 | | | | | | x |
| Perfluorbutansyre | 2015 | 2019 | 634 | | | | | | x |
| Perfluordecansulfonsyre | 2014 | 2015 | 42 | | | | | | |
| Perfluorhexansulfonsyre | 2014 | 2019 | 677 | | | | | | x |
| Perfluorodecansyre | 2014 | 2019 | 677 | | | | | | x |
| Perfluoroheptansyre | 2014 | 2019 | 676 | | | | | | x |
| Perfluorohexansyre | 2014 | 2019 | 676 | | | | | | x |
| Perfluoroktansulfonamid | 2014 | 2019 | 677 | | | | | | x |
| Perfluoroktansulfonsyre | 2014 | 2019 | 676 | | | | | | x |
| Perfluoroktansyre | 2014 | 2019 | 677 | | | | | | x |
| Perfluorononansyre | 2014 | 2019 | 676 | | | | | | x |
| Perfluoroundecansyre | 2014 | 2015 | 42 | | | | | | |
| Perfluorpentansyre | 2015 | 2019 | 634 | | | | | | x |
| P-xylen | 1990 | 1996 | 691 | x | x | x | x | x | |
| Pyren | 2000 | 2000 | 27 | | | | | | |
| Tetrachlorethylen | 1990 | 2019 | 8.568 | x | x | x | x | x | x |
| Tetrachlormethan | 1990 | 2019 | 8.536 | x | x | x | x | x | x |
| Toluen | 1990 | 2015 | 6.764 | x | x | x | x | x | |
| Trans-1,2-dichlorethylen | 1998 | 2006 | 118 | | | | | | |
| Trichlorethylen | 1990 | 2019 | 8.537 | x | x | x | x | x | x |
| Trimethylenamin | 1991 | 1991 | 32 | | | | | | |
| Vinylchlorid | 1998 | 2019 | 5.086 | | | x | x | x | x |
| Xylen | 2001 | 2015 | 1.144 | | | | | | |

^{a)}Stoffer fra pesticidescreening i 2019, som efterfølgende er blevet vurderet som ikke-værende pesticider og dermed overgået til gruppen af organiske mikroforureninger.

Bilag 3.4. GRUMO: Analyserede pesticider 1989-2019

Oversigt over hvilke pesticider og nedbrydningsprodukter, der har indgået i GRUMO-analysepakkerne i perioden 1989-2019. Tabellen indeholder ikke stofgruppen Chlorphenoler, der fremover rapporteres i pesticidstofgruppen, og i denne rapport indgår i bilag 5 - bilag 8.

Tabel 3.4 Stoffer i gruppen Pesticider, analyseret i perioden 1989-2019. Stofferne er ikke nødvendigvis programlagt de år, som de er analyseret eller obligatoriske for alle indtag.

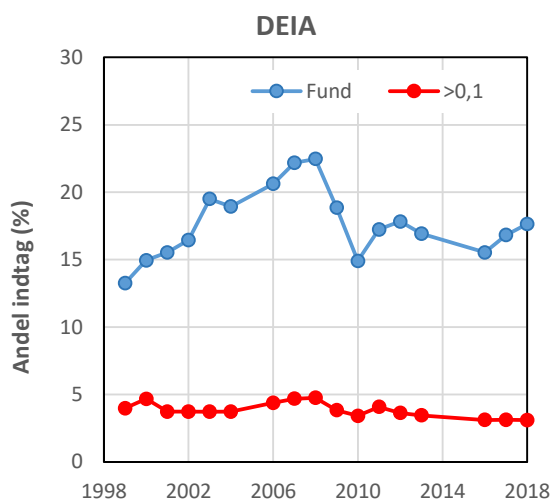
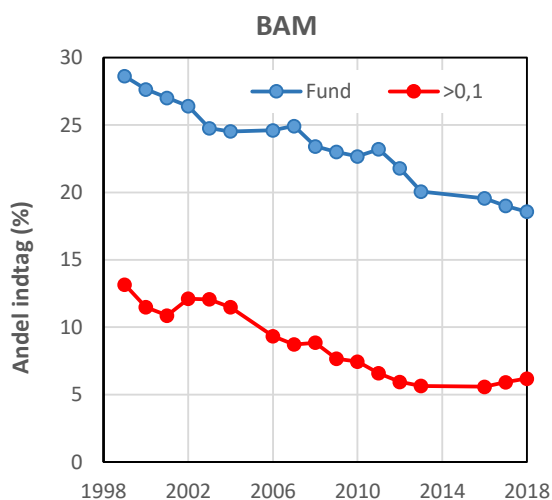
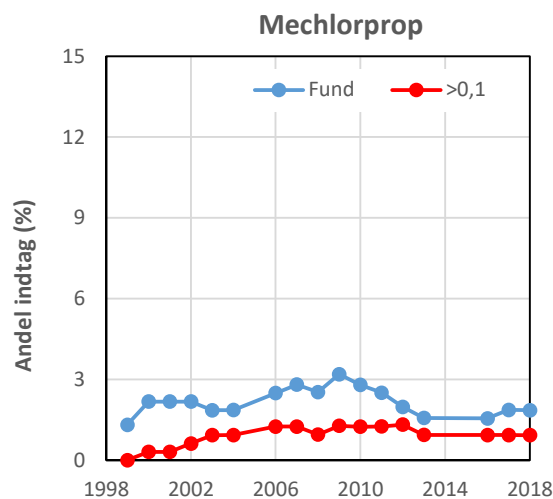
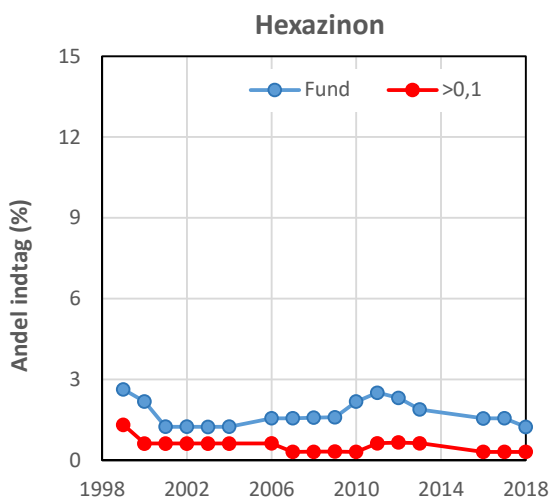
| Stofnavn | Fra | Til | Bemærkning |
|---|--------------|------|--|
| 1,2,4-Triazol | 2018 | | Screening i 2017 |
| 1,2-Dichlorpropan | 1989 | 1992 | Programsat for relevante indtag, men ingen data i Jupiter. |
| 1,3-Dichlorpropylen | 1989 | 1992 | Programsat for relevante indtag, men ingen data i Jupiter. |
| 2,4-D | 1993 | | Ikke med 2007-2015 |
| 2,6-DCPP | 2004 | | |
| 2,6-Dichlorbenzamid (BAM) | 1998 | | |
| 2,6-Dichlorbenzoesyre | 2003 | | |
| 3-Hydroxycarbofuran | 1998 | 2003 | |
| 2-Hydroxydesethylterbuthylazin | 2011 | 2015 | |
| 2-Hydroxyterbuthylazin (tidligere hydroxyterbuthylazin) | 2004 | 2015 | Ikke med 2007-2010 |
| 4-Nitrophenol | 1998 | | |
| 4-CPP | 2004 | | |
| Alachlor | 1989 | 1992 | |
| Aldicarb | 1989 | 1992 | |
| AMPA | 1998 | | |
| Atrazin | 1989 | | |
| Bentazon | 1998 | | |
| Bromoxynil | 1998 | 2003 | |
| Carbofuran | 1989 | 2003 | Ikke med 1993 -1998 |
| Chloridazon | 1998 | 2003 | |
| Chlorothalonilamidsulfonsyre (CTAS) | 2019 | | |
| Chlorsulfuron | 1998 | 2003 | |
| CL153815 | 2011 | 2015 | |
| Cyanazin | 1998 | 2003 | |
| CyPM | 2011 | 2015 | |
| CGA62826 | 2016 | | Screening i 2013 |
| CGA108906 | 2016 | | Screening i 2013 |
| Dalapon | 1998 | 2003 | |
| Desaminodiketometribuzin | 2004 | | |
| Desaminometribuzin | 2016 | | |
| Desethylatrazin | 1998 | | |
| Desethyldeisopropylatrazin (DEIA) | 1998 | | |
| Desethylhydroxyatrazin | (2007)* 2011 | | 100-200 analyser per år 2007-2010 |
| Desethylterbuthylazin | 1998 | | Ikke med 2007-2015 |
| Desisopropylhydroxyatrazin | (2007)* 2011 | | 100-200 analyser per år 2007-2010 |
| Desisopropylatrazin | 1998 | | |
| Desphenylchloridazon (DPC) | 2018 | | Screening i 2017 |
| Didealkylhydroxyatrazin | (2007)* 2011 | | 100-200 analyser per år 2007-2010 |
| Dichlobenil | 1998 | | |
| Dichlorprop | 1989 | | |
| Diketometribuzin | 2004 | | |
| Dimethoat | 1998 | 2003 | |

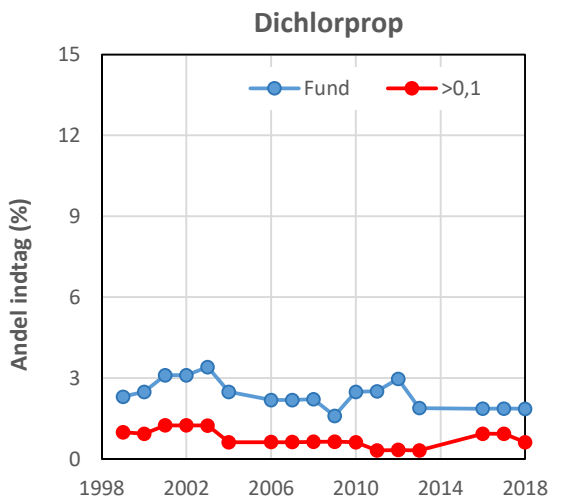
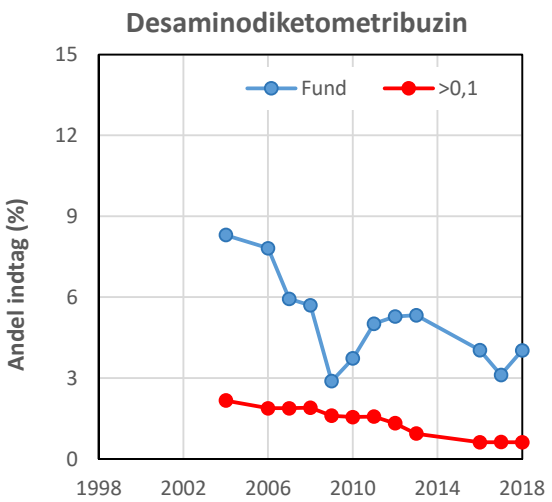
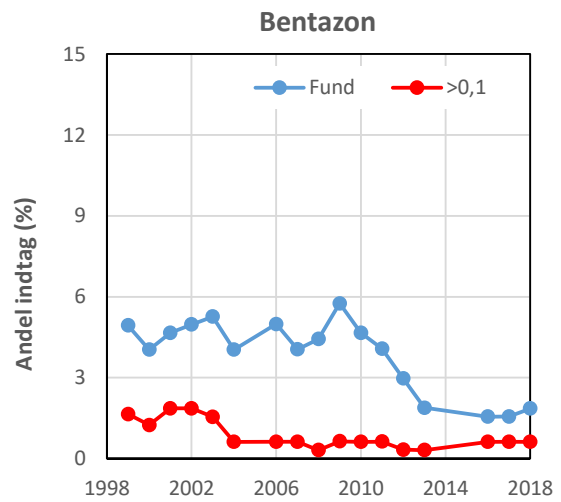
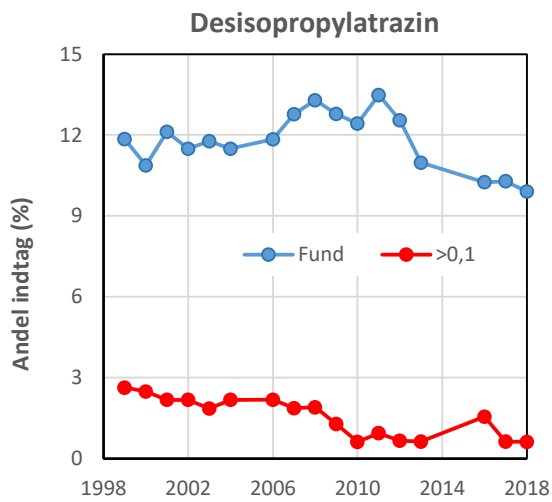
| Stofnavn | Fra | Til | Bemærkning |
|----------------------------------|------|------|--|
| Dinoseb | 1989 | 2006 | |
| Diuron | 1998 | | Ikke med 2007-2015 |
| DNOC | 1989 | 2006 | |
| Ethofumesat | 1998 | 2003 | |
| Ethylenthiourea | 1998 | | Ikke med 2004-2015 |
| Fenpropimorph | 1998 | 2003 | |
| Glyphosat | 1998 | | |
| Hexazinon | 1998 | | |
| Hydroxyatrazin | 1998 | | Ikke med 2007-2015 |
| Hydroxysimazin | 1998 | | Ikke med 2007-2015 |
| Ioxynil | 1998 | 2003 | |
| Isoproturon | 1998 | 2006 | |
| Lenacil | 1998 | 2003 | |
| Maleinhydrazid | 1998 | 2003 | |
| MCPA | 1989 | | Ikke med 2007-2015 |
| Mechlorprop | 1989 | | |
| Metalaxyl | 2016 | | Screening i 2013 |
| Metamitron | 1998 | 2006 | |
| Methylisothiocyanat | 1989 | 1992 | Programsat for relevante indtag, men ingen data i Jupiter. |
| Methyldephenylchloridazon (MDPC) | 2018 | | Screening i 2017 |
| Metribuzin | 1998 | | |
| Metsulfuron methyl | 1998 | 2003 | |
| N,N-Dimethylsulfamid (DMS) | 2019 | | Screening i 2018 |
| PPU | 2011 | 2015 | |
| PPU-desamino | 2011 | 2015 | |
| Pendimethalin | 1998 | 2006 | |
| Picolinafen | 2011 | 2015 | |
| Pirimicarb | 1998 | 2003 | |
| Propiconazol | 1998 | 2003 | |
| Simazin | 1989 | | |
| Terbutylazin | 1998 | 2006 | |
| Thiram | 1998 | 2003 | |
| Trichloreddikesyre | 1989 | 2015 | Ikke med 1993 -1998 |

*Stoffer der kun er analyseret i områder af Syddjylland i perioden 2007-2010

Bilag 4. GRUMO. Tidsserier for 8 udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter.

GRUMO. Tidslig 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 pesticidet er påvist mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år). Tidslig udvikling i andelen af hexazinon og mechlorprop i "den faste kerne" af indtag vist øverst, indgår ikke i hovedrapportens kapitel 5.





Figur 4.1 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 pesticidet er påvist mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

Bilag 5. GRUMO, 2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter

Antal prøver og antal indtag analyseret for pesticider og nedbrydningsprodukter i 2019. Mindst ét fund er påvist over detektionsgrænsen i indtag med fund, og mindst ét fund er påvist over kvalitetskravet i indtag > 0,1 µg/l. Hvert stof er identificeret med Standatkode og navn. Stoffer med fund er sorteret efter fundprocent, stoffer uden fund er sorteret efter Standatkode.

| Grundvandsovervågning 2019 | Prøver | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|---|--------|-----------------|-------------|--------------|---------------------|--------------|
| | I alt | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l |
| 4696 Desphenylchloridazon | 1036 | 1033 | 265 | 128 | 25,7 | 12,4 |
| 4743 N,N-Dimethylsulfamid | 1030 | 1027 | 244 | 33 | 23,8 | 3,2 |
| 3670 1,2,4-Triazol | 1033 | 1030 | 166 | 30 | 16,1 | 2,9 |
| 4712 Methyl-desphenylchloridazon | 1036 | 1033 | 156 | 45 | 15,1 | 4,4 |
| 2712 2,6-Dichlorbenzamid | 1036 | 1033 | 115 | 29 | 11,1 | 2,8 |
| 0421 DEIA | 1036 | 1033 | 108 | 11 | 10,5 | 1,1 |
| 4945 Chlorthalonilamidsulfonsyre R417888 | 716 | 714 | 39 | 6 | 5,5 | 0,8 |
| 3506 Atrazin, desisopropyl- | 1036 | 1033 | 42 | 2 | 4,1 | 0,2 |
| 4718 CGA 108906 | 1036 | 1033 | 32 | 2 | 3,1 | 0,2 |
| 3505 Atrazin, desethyl- | 1036 | 1033 | 31 | 2 | 3,0 | 0,2 |
| 3174 TFMP | 248 | 248 | 6 | 0 | 2,4 | 0,0 |
| 9944 Bentazon | 1036 | 1033 | 25 | 9 | 2,4 | 0,9 |
| 4719 CGA 62826 | 1036 | 1033 | 24 | 4 | 2,3 | 0,4 |
| 3683 Metribuzin-desamino-diketo | 1036 | 1033 | 22 | 5 | 2,1 | 0,5 |
| 4506 Monuron | 248 | 248 | 5 | 0 | 2,0 | 0,0 |
| 4751 Alachlor ESA | 248 | 248 | 5 | 1 | 2,0 | 0,4 |
| 4515 Atrazin | 1036 | 1033 | 18 | 2 | 1,7 | 0,2 |
| 3685 Metribuzin-diketo | 1036 | 1033 | 17 | 2 | 1,7 | 0,2 |
| 2401 t-Sulfinylacetic acid | 248 | 248 | 4 | 1 | 1,6 | 0,4 |
| 4747 Metazachlor ESA | 248 | 248 | 4 | 2 | 1,6 | 0,8 |
| 4808 CGA 369873 | 248 | 248 | 4 | 1 | 1,6 | 0,4 |
| 2324 Dichlorprop-P | 248 | 248 | 3 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 4755 Dimethachlor ESA | 248 | 248 | 3 | 1 | 1,2 | 0,4 |
| 4512 Mechlorprop | 1284 | 1034 | 11 | 4 | 1,1 | 0,4 |
| 4510 Dichlorprop | 1036 | 1033 | 10 | 2 | 1,0 | 0,2 |
| 3108 Pentachlorbenzen | 246 | 246 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3138 Hexachlorbenzen | 246 | 246 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3599 Imazalil | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3682 Metamitron-desamino | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4646 Triclosan | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4748 Metazachlor OA | 248 | 248 | 2 | 2 | 0,8 | 0,8 |
| 4756 Dimethachlor OA | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3597 Hexazinon | 1036 | 1033 | 8 | 2 | 0,8 | 0,2 |

| | | | | | | |
|--|------|------|---|---|-----|-----|
| 3611 Metalaxyl | 1036 | 1033 | 8 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4516 Simazin | 1036 | 1033 | 8 | 1 | 0,8 | 0,1 |
| 4536 AMPA | 1036 | 1033 | 6 | 1 | 0,6 | 0,1 |
| 3507 Atrazin, hydroxy- | 1036 | 1033 | 5 | 0 | 0,5 | 0,0 |
| 3573 Ethylenthiourea | 1036 | 1033 | 5 | 1 | 0,5 | 0,1 |
| 0315 Prosulfocarb | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 0413 2C6MPP | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 2329 Mechlorprop-P | 248 | 248 | 1 | 1 | 0,4 | 0,4 |
| 3094 4-Chlor-3-methylphenol | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3528 Chloridazon | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3536 Chlorsulfuron | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3537 Clopyralid | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3641 Propazin | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3688 Dichloroctylisothiazolinon | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4627 Boscalid | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4717 Metalaxyl.M | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4733 Imidacloprid | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4745 Metolachlor ESA | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4961 Metaldehyd | 248 | 248 | 1 | 1 | 0,4 | 0,4 |
| 0410 4-CPP | 1036 | 1033 | 4 | 2 | 0,4 | 0,2 |
| 3125 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre | 1036 | 1033 | 4 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3756 Didealkylhydroxyatrazin | 1036 | 1033 | 4 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 2688 2,4-dichlorphenol | 1036 | 1033 | 3 | 1 | 0,3 | 0,1 |
| 3592 Glyphosat | 1036 | 1033 | 3 | 1 | 0,3 | 0,1 |
| 3754 Desethylhydroxyatrazin | 1036 | 1033 | 3 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 0422 Terbutylazin, desethyl- | 1036 | 1033 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3011 4-Nitrophenol | 1036 | 1033 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3617 Metribuzin | 1036 | 1033 | 2 | 2 | 0,2 | 0,2 |
| 4014 2,6-dichlorbenzosyre | 1036 | 1033 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 0452 Simazin, hydroxy- | 1036 | 1033 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 2628 Diuron | 1036 | 1033 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 4511 MCPA | 1036 | 1033 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 0311 Aclonifen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0312 Bitertanol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0313 Diflufenican | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0314 Endosulfansulfat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0429 Dichlorvos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0444 Fluazifop-p-butyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0446 Furathiocarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0447 Gluphosinat.ammonium | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0448 Haloxyfop-ethoxyethyl ester | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0453 Irgarol 1051 (cybutryn) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0454 Isodrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0459 Mercaptodimethur (methiocarb) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 0462 Metoxuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0477 Propaquizafop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0492 Thiram | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2263 Chlordecon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2308 Methamidophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2310 3-Aminotoluene | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2312 Nicosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2313 Furalaxyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2315 Metazachlor metabolit M11 | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2316 Metazachlor metabolit M09 | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2318 Cyhexatin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2320 Isoxaflutol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2321 Bifenazat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2322 Dimoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2323 Tepraloxym | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2325 Chlortoluron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2326 Zoxamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2327 Fosetyl.AI | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2328 Aldoxycarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2330 3-Ketocarbofuran | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2331 Spinosad | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2332 Jodfenphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2333 Iodosulfuron | 247 | 247 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2335 Ethirimol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2336 Tridemorph | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2338 Etridiazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2339 1,2-Benzisothiazolin-3-on | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2342 Quinoclamim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2343 4-Hydroxy-2,5,6-trichloroisophthalonitrile | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2344 Bromadiolon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2346 Acephat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2347 Thiencarbazon-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2348 Dithianon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2351 Dinocap | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2353 Trichlorfon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2355 Dazomet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2356 Flurprimidol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2357 2,6-Diethylaniline | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2360 3,5-Dichloroaniline | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2361 Thiometon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2365 Abamectin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2367 Paclobutrazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2368 Oxadixyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 2371 Teflubenzuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2372 Tetrahydrophthalimide | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2373 Phthalimide | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2375 N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2376 Tralkoxydim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2377 Isopyrazam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2379 Fluxapyroxad | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2380 Demeton-S-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2384 Pyriproxyfen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2386 Clethodim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2387 Isopropyl-6-methyl-4-pyrimidone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2399 Azamethiphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2404 Perthane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2405 DDM | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2406 Chlorbenside | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2407 Pyrethrin I | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2408 4,4'-DDMU | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2409 p,p'-Methoxychlorolefin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2411 Chloroneb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2412 Methyl.triclosan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2413 cis-Chlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2414 cis-Nonachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2415 trans-Chlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2416 Tetramethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2417 Phenothrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2418 Ethofumesat-2-keto | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2419 Oxychlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2420 2,4'-Methoxychlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2421 Flampropisopropyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2422 cis-Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2423 trans-Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2424 Flutolanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2425 Buprofezin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2426 Bifenthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2427 Primisulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2428 Cyproconazole | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2429 Quizalofop-P-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2430 Acrinathrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2431 Mepanipirim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2432 Transfluthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2433 Quinoxifen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2434 Famoxadone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2435 Propoxycarbazone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-----------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 2436 Spirodiclofen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2437 Fenamidone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2438 Spirotetramat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2439 Pinoxaden | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2440 Fenpyrazamine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2441 Penflufen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2442 Pyriofenone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2443 Sedaxane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2444 Halauxifen-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2445 Benzovindiflupyr | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2446 Fosetyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2447 R+S-Indoxacarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2488 Mepiquat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2627 Dichlobenil | 1036 | 1033 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2652 Formaldehyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2679 2,3-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2680 2-methylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2682 3,4-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2683 3,5-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2684 2,6-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2685 2,4-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2686 4-Chlor-2-methylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2690 2,6-dichlorphenol | 1036 | 1033 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2697 2,5-dimethylphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2698 4-chlorphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2716 Trans-heptachlorepoxyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3017 1-Naphthol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3103 3,4-Dichloranilin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3107 Pentachloranisol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3119 Hexachlorbutadien | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3126 2,4,5-T | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3129 Amitrol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3130 Bromacil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3132 Dalapon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3134 Dieldrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3135 Endrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3136 Heptachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3137 Heptachlorepoxyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3139 Lindan (gamma-HCH) | 496 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3140 Malathion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3141 Methoxychlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3142 Methylbromid | 247 | 247 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3146 Terbacil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3169 Quintozen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 3171 1,2,3,5-trtrachlorbenzen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3173 Bifenox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3503 Aldrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3504 Amitraz | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3509 Azinphos.methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3512 Bromophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3513 Bromophos.ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3515 Bromoxynil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3516 Bupirimat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3517 Captafol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3518 Captan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3519 Carbaryl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3520 Car bendazim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3521 Carbetamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3523 Carbosulfan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3524 Carboxin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3525 Chinomethionat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3526 Chlorfenson | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3527 Chlorfenvinphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3529 Chlormefos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3530 Chlormequat.chlorid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3531 Chloropropylate | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3532 Chlorothalonil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3533 Chlorpropham | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3539 Cyanazin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3542 Cycloat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3543 Cyfluthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3544 Cyhalothrin, lambda- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3545 Cypermethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3547 2,4-DB | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3549 DDD, o,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3550 DDD, p,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3551 DDE, o,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3552 DDE, p,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3553 DDT, o,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3554 DDT, p,p'- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3555 Deltamethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3556 Desmedipham | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3559 Diazinon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3560 Dicamba | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3561 Dichlofluanid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3562 Dimethachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3563 Dimethoat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3566 Endosulfan, alpha | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 3567 Endosulfan, beta | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3569 Esfenvalerat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3570 Ethiofencarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3572 Ethofumesat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3574 Etrimfos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3576 Fenchlorphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3578 Fenitrothion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3580 Fenpropimorph | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3583 Fenvalerat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3585 Fluazifop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3586 Fluazifop-butyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3587 Flucythrinat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3588 Fluroxypyr | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3589 Folpet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3591 Formothion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3593 HCH-alfa | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3594 HCH-beta | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3595 HCH-delta | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3596 Heptenophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3600 Ioxynil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3601 Iprodion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3602 Isofenphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3603 Lenacil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3605 Linuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3608 MCPB | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3612 Metamitron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3613 Metazachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3614 Methabenzthiazuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3615 Methidathion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3616 Metolachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3618 Metsulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3619 Mevinphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3620 Mirex | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3621 Oxydemeton-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3622 Parathion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3623 Parathion-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3624 Penconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3625 Pendimethalin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3626 Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3627 Phenmedipham | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3628 Phosalon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3630 Phosphamidon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3631 Pirimicarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3633 Prochloraz | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--|------|------|---|---|-----|-----|
| 3637 Prometryn | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3638 Propachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3640 Propargit | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3643 Propiconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3645 Propoxur | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3646 Propyzamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3648 Pyrazophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3651 Sulfofep | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3653 Tecnazen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3655 Terbuthylazin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3657 Terbutryn | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3659 Tetradifon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3661 Thiabendazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3662 Thifensulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3664 Tolclofos-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3665 Tolyfluanid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3666 Tri.allat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3667 Triadimefon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3668 Triadimenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3669 Triasulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3672 Tribenuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3673 Trifluralin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3675 Vinclozolin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3684 Metribuzin-desamino | 1036 | 1033 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3755 Deisopropyl-hydroxyatrazin | 1036 | 1033 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3758 Mesosulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4010 Terbutylazin.hydroxy | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4012 Methomyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4016 Chlorpyrifos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4021 Dinoterb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4502 DMST | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4505 Quinmerac | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4507 1-(3,4-dichlorophenyl)-urea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4508 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4513 DNOC | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4514 Dinoseb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4520 Aldicarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4521 Carbofuran | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4523 Alachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4524 Methylisothiocyanat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4525 1,3-dichlorpropylen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4534 2,4,5-trichlorphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4537 Omethoat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4540 Cis-1,3-dichlorpropen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 4541 Trans-1,3-dichlorpropylen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4558 Azoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4559 Clofentezine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4560 Cyprodinil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4561 Diflubenzuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4563 Fluazinam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4564 Haloxyfop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4565 Hexythiazox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4567 Pyridate | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4568 Pyrimethanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4569 Tebuconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4572 Dicofol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4573 Fenarimol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4593 4-CPA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4620 CyPM | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4621 Picolinafen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4623 2-hydroxydesethylterbutylazine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4624 PPU (IN70941) | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4625 PPU-desamino (IN70942) | 1 | 1 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4628 Metrafenon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4687 Sulfosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4693 Bifenox.syre | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4700 Triflusulfuron.methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4725 Epoxiconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4728 Clodinafop.propargyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4730 Nitrofen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4734 Thiacloprid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4735 Thiamethoxam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4736 Clothianidin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4737 Acetamiprid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4738 Oxadiazon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4739 Acetochlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4741 Flufenacet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4744 Desmethylisoproturon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4746 Metolachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4749 Acetochlor ESA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4752 Alachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4762 1-(4-isopropylphenyl)-urea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4763 Propachlor ESA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4764 Propachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4766 Metolachlor NOA-413173 | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4809 Mesotrione | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4810 Foramsulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4811 Amisulbrom | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 4812 Cyazofamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4815 Difenconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4816 Fenpropidin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4817 Florasulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4818 Fludioxonil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4819 Fluopicolid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4821 Flurtamon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4823 Fuberidazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4824 S.Indoxacarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4825 Iodosulfuronmethyl natrium | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4826 Carfentrazon-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4828 Mandipropamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4829 Picloram | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4830 Picoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4831 Propamocarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4834 Pymetrozin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4835 Pyraclostrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4836 Pyroxsulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4837 Silthiofam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4838 Spiroxamin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4839 Thiophanat-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4840 Trifloxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4841 Trinexapac-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4843 Triticonazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4866 Imazamox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4872 Quizalofop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4873 Sulcotrion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4881 Chlorbufam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4882 Kresoxim-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4918 Benomyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4920 Dodemorf | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4942 Dimethachlor Metabolit CGA 373464* | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4946 Aldicarb-sulfoxid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4948 Aminopyralid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4949 Asulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4950 Chloroxuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4951 Cymoxanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4952 Cyromazin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4953 Dimethomorph | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4954 Fenhexamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4957 Flonicamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4960 Mepiquat chlorid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4963 Napropamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|------|------|---|---|-----|-----|
| 4964 Oxamyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4965 Pencycuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4966 Proquinazid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4979 2,4-dichloranisol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4981 Metconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4982 2-(3-Trifluoromethyl-phenoxy)nico-tinsyre | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4984 N-(1,1-Dimethylacetyl)-3,5-dichlorbenzamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4985 DEET | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4990 Chlorthalonilamidbenzoesyre (R 611965) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4991 Methiocarb-sulfoxid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5023 Trans-nonachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5088 Allethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5089 Glufosinat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5092 Trichloronat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5099 Tritosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5134 Chlormequat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6133 Amidosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6134 Clomazon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6135 Rimsulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6139 Diquat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6141 Endrin aldehyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6142 Endrin keton | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6143 Furmecyclox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9414 Isoxaben | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9943 2,4-D | 1036 | 1033 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9945 Isoproturon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

*Stoffet er sandsynligvis fejlidentificeret.

Bilag 6. GRUMO 1990-2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter.

Antal prøver og antal indtag analyseret for pesticider og nedbrydningsprodukter gennem hele monitoringsperioden 1990-2019. Mindst ét fund er påvist over detektionsgrænsen i indtag med fund, og mindst ét fund er påvist over kvalitetskravet i indtag > 0,1 µg/l. Hvert stof er identificeret med Standatkode og navn. Stoffer med fund er sorteret efter fundprocent, stoffer uden fund er sorteret efter Standatkode.

| Grundvandsovervågning 1990-2019 | Prøver | Indtag antal | | | Indtag andel (%) | |
|---|--------|--------------|----------|-----------|------------------|-----------|
| | I alt | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l |
| 4696 Desphenylchloridazon | 1758 | 1045 | 282 | 148 | 27,0 | 14,2 |
| 4743 N,N-Dimethylsulfamid | 1171 | 1027 | 246 | 35 | 24,0 | 3,4 |
| 3670 1,2,4-Triazol | 1602 | 1040 | 214 | 35 | 20,6 | 3,4 |
| 2712 2,6-Dichlorbenzamid | 17647 | 1883 | 381 | 144 | 20,2 | 7,7 |
| 4712 Methylsphenylchloridazon | 1751 | 1045 | 162 | 52 | 15,5 | 5,0 |
| 0421 DEIA | 15501 | 1804 | 267 | 63 | 14,8 | 3,5 |
| 3506 Atrazin, desisopropyl- | 17448 | 1877 | 203 | 32 | 10,8 | 1,7 |
| 3011 4-Nitrophenol | 15417 | 1799 | 136 | 9 | 7,6 | 0,5 |
| 3756 Didealkylhydroxyatrazin | 7133 | 1296 | 91 | 14 | 7,0 | 1,1 |
| 3505 Atrazin, desethyl- | 17460 | 1878 | 131 | 26 | 7,0 | 1,4 |
| 9944 Bentazon | 17476 | 1879 | 127 | 39 | 6,8 | 2,1 |
| 3592 Glyphosat | 15717 | 1807 | 110 | 23 | 6,1 | 1,3 |
| 4945 Chlorthalonilamidsulfonsyre R417888 | 716 | 714 | 39 | 6 | 5,5 | 0,8 |
| 3683 Metribuzin-desamino-diketo | 11440 | 1607 | 81 | 26 | 5,0 | 1,6 |
| 4515 Atrazin | 20811 | 2014 | 100 | 20 | 5,0 | 1,0 |
| 4517 Trichloreddikesyre | 10831 | 1587 | 73 | 17 | 4,6 | 1,1 |
| 4536 AMPA | 15707 | 1807 | 75 | 19 | 4,2 | 1,1 |
| 4510 Dichlorprop | 20834 | 2011 | 83 | 24 | 4,1 | 1,2 |
| 4512 Mechlorprop | 21071 | 2012 | 72 | 18 | 3,6 | 0,9 |
| 3685 Metribuzin-diketo | 11559 | 1609 | 55 | 17 | 3,4 | 1,1 |
| 4718 CGA 108906 | 3452 | 1090 | 32 | 2 | 2,9 | 0,2 |
| 4719 CGA 62826 | 3452 | 1090 | 32 | 7 | 2,9 | 0,6 |
| 3755 Deisopropylhydroxyatrazin | 7107 | 1296 | 38 | 2 | 2,9 | 0,2 |
| 4014 2,6-dichlorbenzosyre | 11710 | 1619 | 42 | 5 | 2,6 | 0,3 |
| 4516 Simazin | 20658 | 2010 | 50 | 9 | 2,5 | 0,5 |
| 3174 TFMP | 248 | 248 | 6 | 0 | 2,4 | 0,0 |
| 0410 4-CPP | 11805 | 1641 | 35 | 12 | 2,1 | 0,7 |
| 3597 Hexazinon | 17409 | 1874 | 40 | 8 | 2,1 | 0,4 |
| 4506 Monuron | 248 | 248 | 5 | 0 | 2,0 | 0,0 |
| 4751 Alachlor ESA | 248 | 248 | 5 | 1 | 2,0 | 0,4 |
| 4511 MCPA | 15000 | 1890 | 38 | 6 | 2,0 | 0,3 |
| 3507 Atrazin, hydroxy- | 10923 | 1716 | 30 | 1 | 1,8 | 0,1 |

| | | | | | | |
|---|-------|------|----|----|-----|-----|
| 3573 Ethylthiourea | 7697 | 1559 | 27 | 5 | 1,7 | 0,3 |
| 2401 t-Sulfinylacetic acid | 248 | 248 | 4 | 1 | 1,6 | 0,4 |
| 4747 Metazachlor ESA | 248 | 248 | 4 | 2 | 1,6 | 0,8 |
| 4808 CGA 2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 248 | 248 | 4 | 1 | 1,6 | 0,4 |
| 3754 Desethylhydroxyatrazin | 7107 | 1296 | 20 | 1 | 1,5 | 0,1 |
| 0411 2-CPP | 154 | 66 | 1 | 0 | 1,5 | 0,0 |
| 3617 Metribuzin | 16134 | 1827 | 26 | 11 | 1,4 | 0,6 |
| 2627 Dichlobenil | 16440 | 1858 | 24 | 2 | 1,3 | 0,1 |
| 2324 Dichlorprop.P | 248 | 248 | 3 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 3625 Pendimethalin | 8131 | 1490 | 18 | 1 | 1,2 | 0,1 |
| 4514 Dinoseb | 11851 | 1653 | 20 | 4 | 1,2 | 0,2 |
| 4755 Dimethachlor ESA | 248 | 248 | 3 | 1 | 1,2 | 0,4 |
| 9943 2,4-D | 13966 | 1831 | 22 | 3 | 1,2 | 0,2 |
| 0422 Terbutylazin, desethyl- | 9881 | 1673 | 19 | 0 | 1,1 | 0,0 |
| 3655 Terbutylazin | 8503 | 1516 | 17 | 0 | 1,1 | 0,0 |
| 3125 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre | 11930 | 1645 | 16 | 8 | 1,0 | 0,5 |
| 3607 Maleinhydrazid | 2926 | 895 | 8 | 2 | 0,9 | 0,2 |
| 2676 Phenol | 9886 | 1666 | 14 | 11 | 0,8 | 0,7 |
| 3108 Pentachlorbenzen | 246 | 246 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3682 Metamitron desamino | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4646 Triclosan | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4748 Metazachlor OA | 248 | 248 | 2 | 2 | 0,8 | 0,8 |
| 4756 Dimethachlor OA | 248 | 248 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3599 Imazalil | 249 | 249 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 4513 DNOC | 11853 | 1652 | 13 | 3 | 0,8 | 0,2 |
| 2628 Diuron | 10892 | 1714 | 13 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3138 Hexachlorbenzen | 271 | 268 | 2 | 0 | 0,8 | 0,0 |
| 3611 Metalaxyl | 3383 | 1087 | 8 | 1 | 0,7 | 0,1 |
| 2688 2,4-dichlorphenol | 13445 | 1834 | 13 | 8 | 0,7 | 0,4 |
| 4624 PPU (IN70941) | 3167 | 983 | 7 | 2 | 0,7 | 0,2 |
| 4717 Metalaxyl M | 317 | 301 | 2 | 0 | 0,7 | 0,0 |
| 3537 Clopyralid | 426 | 311 | 2 | 1 | 0,6 | 0,3 |
| 3132 Dalapon | 4202 | 1131 | 7 | 0 | 0,6 | 0,0 |
| 3684 Metribuzin-desamino | 3520 | 1133 | 6 | 2 | 0,5 | 0,2 |
| 0452 Simazin, hydroxy- | 9153 | 1633 | 7 | 1 | 0,4 | 0,1 |
| 3515 Bromoxynil | 4788 | 1166 | 5 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3528 Chloridazon | 4765 | 1168 | 5 | 1 | 0,4 | 0,1 |
| 0315 Prosulfocarb | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 0413 2C6MPP | 251 | 250 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 2329 Mechlorprop.P | 248 | 248 | 1 | 1 | 0,4 | 0,4 |
| 3539 Cyanazin | 6085 | 1240 | 5 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 3688 Dichloroctylisothiazolinon | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4627 Boscalid | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 4733 Imidacloprid | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4745 Metolachlor.ESA | 248 | 248 | 1 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4961 Metaldehyd | 248 | 248 | 1 | 1 | 0,4 | 0,4 |
| 3643 Propiconazol | 4792 | 1167 | 4 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 2681 4-methylphenol | 3817 | 1048 | 3 | 2 | 0,3 | 0,2 |
| 4010 Terbutylazin, hydroxy- | 5815 | 1392 | 4 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 3094 4-Chlor-3-methylphenol | 442 | 377 | 1 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 3641 Propazin | 404 | 382 | 1 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 3668 Triadimenol | 640 | 438 | 1 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 0451 Carbofuran, hydroxy- | 4147 | 977 | 2 | 1 | 0,2 | 0,1 |
| 3612 Metamitron | 8092 | 1492 | 3 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 9945 Isoproturon | 8485 | 1514 | 3 | 1 | 0,2 | 0,1 |
| 4623 2-hydroxydesethylterbutylazine | 3414 | 1054 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3536 Chlorsulfuron | 4230 | 1127 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3618 Metsulfuron-methyl | 4254 | 1127 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3572 Ethofumesat | 4532 | 1148 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3580 Fenpropimorph | 4744 | 1166 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3603 Lenacil | 4575 | 1166 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3563 Dimethoat | 5755 | 1222 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 2687 6-Chlor-2-methylphenol | 1053 | 697 | 1 | 1 | 0,1 | 0,1 |
| 4622 Cl153815 | 3166 | 982 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 4620 CyPM | 3414 | 1054 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 4621 Picolinafen | 3414 | 1054 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 2685 2,4-dimethylphenol | 4132 | 1220 | 1 | 1 | 0,1 | 0,1 |
| 2686 4-Chlor-2-methylphenol | 4427 | 1255 | 1 | 1 | 0,1 | 0,1 |
| 4521 Carbofuran | 5263 | 1181 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 0311 Aclonifen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0312 Bitertanol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0313 Diflufenican | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0314 Endosulfansulfat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0412 2CPA, 2-Chlorphenoxyeddikesyre | 61 | 60 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0429 Dichlorvos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0444 fluazifop-p-butyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0446 Furathiocarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0447 gluphosinat ammonium | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0448 Haloxyfop-ethoxyethyl-ester | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0453 Irgarol 1051 (cybutryn) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0454 isodrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0459 Mercaptodimethur (methiocarb) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0462 Metoxuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0477 propaquizafop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0492 thiram | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 1559 Chlorphenol | 12 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2263 Chlordecon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 2308 Methamidophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2310 3-Aminotoluene | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2312 Nicosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2313 Furalaxyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2315 Metazachlor metabolit M11 | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2316 Metazachlor metabolit M09 | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2318 Cyhexatin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2320 Isoxaflutol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2321 Bifenazat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2322 Dimoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2323 Tepraloxydim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2325 Chlortoluron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2326 Zoxamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2327 Fosetyl Al | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2328 Aldoxycarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2330 3-Ketocarbofuran | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2331 Spinosad | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2332 Jodfenphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2333 Iodosulfuron | 247 | 247 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2335 Ethirimol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2336 Tridemorph | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2338 Etridiazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2339 1,2-Benzisothiazolin-3-on | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2342 Quinoclamín | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2343 4-Hydroxy-2,5,6-trichloroisophthalonitrile | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2344 Bromadiolon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2346 Acephat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2347 Thiencarbazon.methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2348 Dithianon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2351 Dinocap | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2353 Trichlorfon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2355 Dazomet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2356 Flurprimidol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2357 2.6-Diethylaniline | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2360 3,5-Dichloroaniline | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2361 Thiometon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2365 Abamectin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2367 Paclobutrazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2368 Oxadixyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2371 Teflubenzuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2372 Tetrahydrophthalimide | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2373 Phthalimide | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2375- N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)alanine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--------------------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 2376 Tralkoxydim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2377 Isopyrazam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2379 Fluxapyroxad | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2380 Demeton-S-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2384 Pyriproxyfen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2386 Clethodim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2387 Isopropyl-6-methyl-4-pyrimidone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2399 Azamethiphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2404 Perthane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2405 DDM | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2406 Chlorbenside | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2407 Pyrethrin I | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2408 4,4'-DDMU | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2409 p,p'-Methoxychlorolefin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2411 Chloroneb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2412 Methyltriclosan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2413 cis-Chlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2414 cis-Nonachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2415 trans-Chlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2416 Tetramethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2417 Phenothrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2418 Ethofumesat-2-keto | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2419 Oxylchlordane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2420 2,4'-Methoxychlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2421 Flampropisopropyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2422 cis-Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2423 trans-Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2424 Flutolanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2425 Buprofezin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2426 Bifenthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2427 Primisulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2428 Cyproconazole | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2429 Quisalofop-P-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2430 Acrinathrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2431 Mepanipyrim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2432 Transfluthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2433 Quinoxifen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2434 Famoxadone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2435 Propoxycarbazono | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2436 Spirodiclofen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2437 Fenamidone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2438 Spirotetramat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2439 Pinoxaden | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2440 Fenpyrazamine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|---|---|-----|-----|
| 2441 Penflufen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2442 Pyriofenone | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2443 Sedaxane | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2444 Halauxifen-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2445 Benzovindiflupyr | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2446 Fosetyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2447 R+S-Indoxacarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2488 Mepiquat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2625 Tetrachlorphenol | 132 | 131 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2652 Formaldehyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2678 3-methylphenol | 829 | 490 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2679 2,3-dimethylphenol | 786 | 677 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2680 2-methylphenol | 1632 | 1004 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2682 3,4-dimethylphenol | 1480 | 980 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2683 3,5-dimethylphenol | 1452 | 957 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2684 2,6-dimethylphenol | 4187 | 1226 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2689 4,6-Dichlor-2-methylphenol | 1071 | 699 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2690 2,6-dichlorphenol | 13252 | 1823 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2691 2,4,6-trichlorphenol | 4014 | 1058 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2692 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | 3900 | 1049 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2693 2,3,5,6-Tetrachlorphenol | 587 | 535 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2694 2,3,4,5-Tetrachlorphenol | 905 | 598 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2695 Pentachlorphenol | 10956 | 1670 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2697 2,5-dimethylphenol | 621 | 517 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2698 4-chlorphenol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2716 Trans-heptachlorepoxyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3017 1-Naphthol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3103 3,4-Dichloranilin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3107 Pentachloranisol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3119 Hexachlorbutadien | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3126 2,4,5-T | 456 | 316 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3129 Amitrol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3130 Bromacil | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3131 Chlordan | 25 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3134 Dieldrin | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3135 Endrin | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3136 Heptachlor | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3137 Heptachlorepoxyd | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3139 Lindan (gamma-HCH) | 521 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3140 Malathion | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3141 Methoxychlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3142 Methylbromid | 247 | 247 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3143 DDE (sum o,p'+p,p') | 25 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3145 DDT (sum o,p'+p,p') | 25 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 3146 Terbacil | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3169 Quintozen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3171 1,2,3,5-tetrachlorbenzen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3173 Bifenox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3503 Aldrin | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3504 Amitraz | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3509 Azinphos-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3510 Benazolin-ethyl | 185 | 71 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3512 Bromophos | 281 | 275 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3513 Bromophos-ethyl | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3516 Bupirimat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3517 Captafol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3518 Captan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3519 Carbaryl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3520 Carbendazim | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3521 Carbetamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3522 Carbofenotion | 25 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3523 Carbosulfan | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3524 Carboxin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3525 Chinomethionat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3526 Chlorfenson | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3527 Chlorfenvinphos | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3529 Chlormefos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3530 Chlormequatchlorid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3531 Chloropropylate | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3532 Chlorothalonil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3533 Chlorpropham | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3542 Cycloat | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3543 Cyfluthrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3544 Cyhalothrin, lambda- | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3545 Cypermethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3547 2,4-DB | 416 | 310 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3549 DDD, o,p'- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3550 DDD, p,p'- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3551 DDE, o,p'- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3552 DDE, p,p'- | 272 | 269 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3553 DDT, o,p'- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3554 DDT, p,p'- | 272 | 269 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3555 Deltamethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3556 Desmedipham | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3559 Diazinon | 450 | 312 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3560 Dicamba | 645 | 441 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3561 Dichlofluanid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3562 Dimethachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 3566 Endosulfan, alpha- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3567 Endosulfan, beta- | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3569 Esfenvalerat | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3570 Ethiofencarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3574 Etrimfos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3576 Fenchlorphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3578 Fenitrothion | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3583 Fenvalerat | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3585 Fluazifop | 437 | 317 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3586 Fluazifop-butyl | 420 | 395 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3587 Flucythrinat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3588 Fluroxyppyr | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3589 Folpet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3590 Fonofos | 25 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3591 Formothion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3593 HCH-alfa | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3594 HCH-beta | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3595 HCH-delta | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3596 Heptenophos | 251 | 251 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3600 Ioxynil | 4797 | 1167 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3601 Iprodion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3602 Isufenphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3605 Linuron | 1458 | 773 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3608 MCPB | 450 | 312 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3613 Metazachlor | 651 | 485 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3614 Methabenzthiazuron | 614 | 441 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3615 Methidathion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3616 Metolachlor | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3619 Mevinphos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3620 Mirex | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3621 Oxydemeton-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3622 Parathion | 487 | 414 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3623 Parathion-methyl | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3624 Penconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3626 Permethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3627 Phenmedipham | 340 | 332 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3628 Phosalon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3630 Phosphamidon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3631 Pirimicarb | 4716 | 1152 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3633 Prochloraz | 469 | 339 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3637 Prometryn | 277 | 274 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3638 Propachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3640 Propargit | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3645 Propoxur | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 3646 Propyzamid | 664 | 444 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3648 Pyrazophos | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3650 Sebutylazin | 91 | 91 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3651 Sulfotep | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3653 Tecnazen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3657 Terbutryn | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3659 Tetradifon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3661 Thiabendazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3662 Thifensulfuron-methyl | 260 | 258 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3664 Tolclofos-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3665 Tolyfluanid | 387 | 340 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3666 Tri.allat | 251 | 251 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3667 Triadimefon | 251 | 251 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3669 Triasulfuron | 260 | 258 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3672 Tribenuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3673 Trifluralin | 252 | 251 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3675 Vinclozolin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3696 2,4,2,5-Dichlorphenol | 53 | 53 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3758 Mesosulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4012 Methomyl | 326 | 314 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4013 2.6.D | 177 | 67 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4015 Flamprop | 181 | 67 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4016 Chlorpyrifos | 450 | 312 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4017 2-M-6-CPA | 196 | 84 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4018 2-M-4,6-DCPA | 177 | 67 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4019 2.M.4.6.DCPP | 202 | 68 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4020 2.3.6.TCBA | 177 | 67 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4021 Dinoterb | 425 | 311 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4502 DMST | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4505 Quinmerac | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4507 1-(3,4-dichlorophenyl)-urea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4508 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4520 Aldicarb | 273 | 270 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4523 Alachlor | 548 | 434 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4524 Methylisothiocyanat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4525 1,3-dichlorpropylen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4534 2,4,5-trichlorphenol | 444 | 378 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4537 Omethoat | 352 | 301 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4540 Cis-1,3-dichlorpropen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4541 Trans-1,3-dichlorpropylen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4558 Azoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4559 Clofentezine | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4560 Cyprodinil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4561 Diflubenzuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|------|-----|---|---|-----|-----|
| 4563 Fluazinam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4564 Haloxyfop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4565 Hexythiazox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4567 Pyridate | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4568 Pyrimethanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4569 Tebuconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4572 Dicofol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4573 Fenarimol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4593 4-CPA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4625 PPU-desamino (IN70942) | 3167 | 983 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4628 Metrafenon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4687 Sulfosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4693 Bifenoxsyre | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4700 Triflusulfuron-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4725 Epoxiconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4728 Clodinafop-propargyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4730 Nitrofen | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4734 Thiaclopid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4735 Thiamethoxam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4736 Clothianidin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4737 Acetamiprid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4738 Oxadiazon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4739 Acetochlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4741 Flufenacet | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4744 Desmethylisoproturon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4746 Metolachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4749 Acetochlor ESA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4752 Alachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4762 1-(4-isopropylphenyl)-urea | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4763 Propachlor ESA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4764 Propachlor OA | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4766 Metolachlor (NOA.413173) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4809 Mesotrione | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4810 Foramsulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4811 Amisulbrom | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4812 Cyazofamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4815 Difenconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4816 Fenpropidin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4817 Florasulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4818 Fludioxonil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4819 Fluopicolid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4821 Flurtamon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4823 Fuberidazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4824 S.Indoxacarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 4825 Iodosulfuronmethyl natrium | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4826 Carfentrazon-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4828 Mandipropamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4829 Picloram | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4830 Picoxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4831 Propamocarb | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4834 Pymetrozin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4835 Pyraclostrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4836 Pyroxsulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4837 Silthiofam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4838 Spiroxamin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4839 Thiophanat-methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4840 Trifloxystrobin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4841 Trinexapac-ethyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4843 Triticonazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4866 Imazamox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4872 Quizalofop | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4873 Sulcotrion | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4881 Chlorbufam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4882 Kresoxim.methyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4918 Benomyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4920 Dodemorf | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4942 Dimethachlor Metabolite CGA 373464* | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4946 Aldicarb-sulfoxid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4948 Aminopyralid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4949 Asulam | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4950 Chloroxuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4951 Cymoxanil | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4952 Cyromazin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4953 Dimethomorph | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4954 Fenhexamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4957 Flonicamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4960 Mepiquat.chlorid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4963 Napropamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4964 Oxamyl | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4965 Pencycuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4966 Proquinazid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4979 2,4-dichloranisol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4981 Metconazol | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4982 2-(3-Trifluoromethyl-phenoxy)nicotinsyre | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4984 N-(1,1-Dimethylacetyl)-3,5-dichlorbenzamid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4985 DEET | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--|-----|-----|---|---|-----|-----|
| 4990 Chlorthalonilamid benzoesyre (R 611965) | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4991 Methiocarb-sulfoxid | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5023 Trans-nonachlor | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5088 Allethrin | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5089 Glufosinat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5092 Trichloronat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5099 Tritosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5134 Chlormequat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6133 Amidosulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6134 Clomazon | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6135 Rimsulfuron | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6139 Diquat | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6141 Endrin-aldehyd | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6142 Endrin-ke-ton | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6143 Furmecyclox | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9414 Isoxaben | 248 | 248 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

*Stoffet er sandsynligvis fejlidentificeret.

Bilag 7. Boringskontrollen, 2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter i aktive vandværksboringer.

Antal analyser og antal boringer analyseret for pesticider og metabolitter i aktive vandværksboringer i 2019. Mindst ét fund er påvist over detektionsgrænsen i boringer med fund, og mindst ét fund er påvist over kvalitetskriteriet på > 0,1 µg/l. Hvert stof er identificeret med Standatkode og navn. Maks.konc angiver den maksimalt målte koncentration. Hvis stoffet ikke er påvist, er tallet negativt og angiver den højeste anvendte detektionsgrænse. Stoffer med fund er sorteret efter fundprocent, stoffer uden fund er sorteret efter Standatkode.

| Boringskontrollen 2019 | Prøver | Indtag, antal | | | Indtag, andel (%) | | Maks. konc. |
|---|--------|---------------|----------|-----------|-------------------|-----------|-------------|
| | I alt | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l | µg/l |
| 4743 N,N-Dimethylsulfamid | 3028 | 2143 | 613 | 158 | 28,6 | 7,4 | 4 |
| 4808 CGA 2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 23 | 17 | 4 | 1 | 23,5 | 5,9 | 0,22 |
| 4696 Desphenylchloridazon | 2485 | 2030 | 456 | 135 | 22,5 | 6,7 | 4,2 |
| 2712 2,6-Dichlorbenzamid | 2044 | 1839 | 291 | 28 | 15,8 | 1,5 | 0,7 |
| 4755 Dimethachlor ESA | 266 | 234 | 21 | 5 | 9,0 | 2,1 | 0,28 |
| 4942 Dimethachlor metabolite CGA 373464* | 24 | 18 | 1 | 1 | 5,6 | 5,6 | 0,16 |
| 4712 Methyl-desphenylchloridazon | 2148 | 1836 | 91 | 15 | 5,0 | 0,8 | 0,86 |
| 4747 Metazachlor ESA | 231 | 212 | 6 | 3 | 2,8 | 1,4 | 0,16 |
| 4751 AlachlorESA | 247 | 223 | 6 | 2 | 2,7 | 0,9 | 0,13 |
| 9944 Bentazon | 1818 | 1680 | 44 | 3 | 2,6 | 0,2 | 0,53 |
| 4752 Alachlor OA | 129 | 119 | 2 | 0 | 1,7 | 0,0 | 0,03 |
| 0421 DEIA | 1719 | 1644 | 27 | 1 | 1,6 | 0,1 | 0,11 |
| 0410 4-CPP | 1784 | 1667 | 27 | 1 | 1,6 | 0,1 | 0,35 |
| 3683 Metribuzin-desamino-diketo | 1607 | 1520 | 23 | 2 | 1,5 | 0,1 | 0,77 |
| 4718 CGA 108906 | 1647 | 1541 | 22 | 3 | 1,4 | 0,2 | 0,42 |
| 4763 Propachlor ESA | 231 | 212 | 3 | 0 | 1,4 | 0,0 | 0,028 |
| 3670 1,2,4-Triazol | 1864 | 1761 | 23 | 0 | 1,3 | 0,0 | 0,04 |
| 4756 Dimethachlor OA | 263 | 232 | 3 | 1 | 1,3 | 0,4 | 0,13 |
| 3597 Hexazinon | 1717 | 1648 | 20 | 2 | 1,2 | 0,1 | 0,19 |
| 3011 4-Nitrophenol | 1707 | 1637 | 17 | 0 | 1,0 | 0,0 | 0,04 |
| 4748 Metazachlor OA | 229 | 210 | 2 | 1 | 1,0 | 0,5 | 0,26 |
| 4010 Terbutylazin, hydroxy- | 111 | 106 | 1 | 0 | 0,9 | 0,0 | 0,018 |
| 2676 Phenol | 111 | 110 | 1 | 1 | 0,9 | 0,9 | 0,25 |
| 4719 CGA 62826 | 1569 | 1495 | 13 | 0 | 0,9 | 0,0 | 0,07 |
| 4945 Chlorthalonilamidsulfonsyre R417888 | 3654 | 3383 | 29 | 2 | 0,9 | 0,1 | 0,39 |
| 4512 Mechlorprop | 1796 | 1678 | 14 | 1 | 0,8 | 0,1 | 0,21 |
| 4510 Dichlorprop | 1737 | 1625 | 13 | 2 | 0,8 | 0,1 | 0,13 |
| 3125 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre | 1713 | 1643 | 12 | 0 | 0,7 | 0,0 | 0,03 |
| 4014 2,6-dichlorbenzoesyre | 1706 | 1638 | 12 | 0 | 0,7 | 0,0 | 0,071 |
| 3505 Atrazin, desethyl- | 1720 | 1644 | 8 | 1 | 0,5 | 0,1 | 0,11 |

| | | | | | | | |
|---------------------------------|------|------|---|---|-----|-----|--------|
| 3507 Atrazin, hydroxy- | 1713 | 1642 | 8 | 0 | 0,5 | 0,0 | 0,02 |
| 3506 Atrazin, desisopropyl- | 1717 | 1647 | 7 | 0 | 0,4 | 0,0 | 0,03 |
| 2628 Diuron | 1573 | 1520 | 6 | 0 | 0,4 | 0,0 | 0,02 |
| 2690 2,6-dichlorphenol | 1690 | 1624 | 4 | 1 | 0,3 | 0,1 | 0,2 |
| 2688 2,4-dichlorphenol | 1644 | 1578 | 3 | 2 | 0,2 | 0,1 | 0,22 |
| 3528 Chloridazon | 690 | 528 | 1 | 0 | 0,2 | 0,0 | 0,02 |
| 3137 Heptachlorepoxyd | 577 | 557 | 1 | 0 | 0,2 | 0,0 | 0,01 |
| 3573 Ethylthiourea | 1710 | 1642 | 3 | 0 | 0,2 | 0,0 | 0,071 |
| 0452 Simazin, hydroxy- | 1711 | 1641 | 2 | 1 | 0,1 | 0,1 | 0,17 |
| 3592 Glyphosat | 1698 | 1630 | 2 | 1 | 0,1 | 0,1 | 0,11 |
| 4515 Atrazin | 1712 | 1642 | 2 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,03 |
| 4516 Simazin | 1712 | 1641 | 2 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,013 |
| 4536 AMPA | 1692 | 1625 | 2 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,011 |
| 3617 Metribuzin | 1552 | 1496 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,021 |
| 3684 Metribuzin-desamino | 1552 | 1496 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,011 |
| 3685 Metribuzin-diketo | 1551 | 1494 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,01 |
| 3754 Desethylhydroxyatrazin | 1710 | 1641 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,013 |
| 3756 Didealkylhydroxyatrazin | 1712 | 1641 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 | 0,05 |
| 0312 Bitertanol | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 0315 Prosulfocarb | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 0413 2C6MPP | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,025 |
| 0422 Terbutylazin, desethyl- | 1711 | 1641 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 0444 fluazifop-p-butyl | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 0458 Benazolin | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 2627 Dichlobenil | 1723 | 1656 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2678 3-methylphenol | 105 | 104 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2679 2,3-dimethylphenol | 89 | 89 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2680 2-methylphenol | 106 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2681 4-methylphenol | 106 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2682 3,4-dimethylphenol | 69 | 69 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2683 3,5-dimethylphenol | 69 | 69 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2684 2,6-dimethylphenol | 92 | 92 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2685 2,4-dimethylphenol | 92 | 92 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2686 4-Chlor-2-methylphenol | 61 | 61 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2687 6-Chlor-2-methylphenol | 44 | 44 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2689 4,6-Dichlor-2-methylphenol | 43 | 43 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2691 2,4,6-trichlorphenol | 44 | 44 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2692 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | 44 | 44 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2693 2,3,5,6-Tetrachlorphenol | 3 | 3 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2694 2,3,4,5-Tetrachlorphenol | 44 | 44 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 2695 Pentachlorphenol | 276 | 268 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2697 2,5-dimethylphenol | 91 | 91 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 2698 4-chlorphenol | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,1 |
| 3094 4-Chlor-3-methylphenol | 41 | 41 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |

| | | | | | | | |
|-------------------------|-----|-----|---|---|-----|-----|-------|
| 3126 2,4,5-T | 9 | 9 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3130 Bromacil | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3132 Dalapon | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3134 Dieldrin | 589 | 569 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3136 Heptachlor | 584 | 565 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3139 Lindan (gamma-HCH) | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3146 Terbacil | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3173 Bifenox | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3174 TFMP | 9 | 9 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3503 Aldrin | 589 | 569 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3509 Azinphos-methyl | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3512 Bromophos | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3513 Bromophos-ethyl | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3515 Bromoxynil | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | 0 |
| 3520 Carbendazim | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3527 Chlorfenvinphos | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3532 Chlorothalonil | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3533 Chlorpropham | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3536 Chlorsulfuron | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3537 Clopyralid | 29 | 29 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3539 Cyanazin | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3543 Cyfluthrin | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3545 Cypermethrin | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3555 Deltamethrin | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3559 Diazinon | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3560 Dicamba | 112 | 108 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3561 Dichlofluanid | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3562 Dimethachlor | 143 | 124 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3563 Dimethoat | 107 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3569 Esfenvalerat | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3572 Ethofumesat | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3578 Fenitrothion | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3585 Fluazifop | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3588 Fluroxypyr | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3600 Ioxynil | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3601 Iprodion | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3602 Isofenphos | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3603 Lenacil | 111 | 109 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3605 Linuron | 108 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3608 MCPB | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3611 Metalaxyl | 766 | 731 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3612 Metamitron | 107 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3613 Metazachlor | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3614 Methabenzthiazuron | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |

| | | | | | | | |
|--------------------------------|------|------|---|---|-----|-----|--------|
| 3616 Metolachlor | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3618 Metsulfuron-methyl | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,003 |
| 3622 Parathion | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3625 Pendimethalin | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3627 Phenmedipham | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3628 Phosalon | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3630 Phosphamidon | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3631 Pirimicarb | 107 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3633 Prochloraz | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3637 Prometryn | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3638 Propachlor | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3643 Propiconazol | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3645 Propoxur | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3646 Propyzamid | 107 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3655 Terbutylazin | 111 | 106 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3661 Thiabendazol | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3662 Thifensulfuron-methyl | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3665 Tolyfluanid | 130 | 120 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3666 Tri-allat | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3667 Triadimefon | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3668 Triadimenol | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 3672 Tribenuron-methyl | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,025 |
| 3673 Trifluralin | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3681 Pirimicarb, desmethyl- | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 3682 Metamitron, desamino- | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3692 2,3-dichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3694 3,4-dichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3695 3,5-dichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 3696 2,4+2,5-Dichlorphenol | 53 | 51 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 3755 Deisopropylhydroxyatrazin | 1710 | 1641 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4016 Chlorpyrifos | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4021 Dinoterb | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4502 DMST | 130 | 120 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4503 Fenoxaprop | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4511 MCPA | 1713 | 1643 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4513 DNOC | 107 | 105 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4514 Dinoseb | 108 | 106 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4517 Trichloreddikesyre | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4520 Aldicarb | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 4521 Carbofuran | 106 | 104 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4523 Alachlor | 129 | 119 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4534 2,4,5-trichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4558 Azoxystrobin | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4569 Tebuconazol | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |

| | | | | | | | |
|--|-----|-----|---|---|-----|-----|--------|
| 4620 CyPM | 27 | 26 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4621 Picolinafen | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4622 Cl153815 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4623 2-hydroxydesethylterbutylazine | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4624 PPU (IN70941) | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4625 PPU-desamino (IN70942) | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4693 Bifenoxyre | 6 | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4717 Metalaxyl-M | 881 | 863 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4739 Acetochlor | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4740 Dimethenamid | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4741 Flufenacet | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4742 Butachlor | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4744 Desmethylisoproturon | 129 | 119 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,025 |
| 4745 Metolachlor ESA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4746 Metolachlor OA | 130 | 120 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4749 Acetochlor ESA | 129 | 119 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4750 Acetochlor OA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4753 Butachlor ESA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4754 Butachlor OA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4757 Dimethenamid ESA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4758 Dimethenamid OA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4759 Flufenacet ESA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4760 Flufenacet OA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4761 iso-Chloridazon | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 4762 1-(4-isopropylphenyl)-urea | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4764 Propachlor OA | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4765 Metolachlor CGA 50720 | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4766 Metolachlor NOA 413173 | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 4800 Metazachlor metabolit BH479-9 | 125 | 116 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 4818 Fludioxonil | 8 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,015 |
| 4990 Chlorthalonilamidbenzoesyre R 611965 | 90 | 82 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,025 |
| 5048 2,3,4-trichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 5049 2,3,5-trichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 5050 2,3,6-trichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 5051 3,4,5-trichlorphenol | 2 | 2 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,05 |
| 6133 Amidosulfuron | 4 | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 6134 Clomazon | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,02 |
| 6135 Rimsulfuron | 7 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 9414 Isoxaben | 5 | 5 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,03 |
| 9943 2,4-D | 502 | 483 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |
| 9945 Isoproturon | 111 | 108 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | -0,01 |

*Stoffet er sandsynligvis fejlidentificeret.

Bilag 8. Boringskontrollen, 1992-2019. Pesticider og nedbrydningsprodukter i aktive vandværksboringer.

Antal boringer analyseret for pesticider og nedbrydningsprodukter gennem hele monitoringsperioden fra 1992 til 2019 for vandværksboringer, der var aktive i 2019. Mindst ét fund er påvist over detektionsgrænsen i boringer med fund, og mindst ét fund er påvist, over kvalitetskriteriet på >0,1 µg/l. Hvert stof er identificeret med Standatkode og navn. Stoffer med fund er sorteret efter fundprocent, stoffer uden fund er sorteret efter Standatkode.

| Boringskontrollen | Prøver | Indtag, antal | | | Indtag, andel (%) | |
|---|--------|---------------|----------|-----------|-------------------|-----------|
| | I alt | I alt | Med fund | >0,1 µg/l | Med fund | >0,1 µg/l |
| 4743 N,N-Dimethylsulfamid | 4969 | 3176 | 824 | 220 | 25,9 | 6,9 |
| 4808 CGA 2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre | 23 | 17 | 4 | 1 | 23,5 | 5,9 |
| 4696 Desphenylchloridazon | 7123 | 4128 | 807 | 255 | 19,6 | 6,2 |
| 2712 2,6-Dichlorbenzamid | 39531 | 6591 | 1288 | 243 | 19,5 | 3,7 |
| 3512 Bromophos | 26 | 19 | 2 | 1 | 10,5 | 5,3 |
| 4755 Dimethachlor ESA | 429 | 334 | 30 | 7 | 9,0 | 2,1 |
| 2676 Phenol | 4327 | 1586 | 113 | 59 | 7,1 | 3,7 |
| 4942 Dimethachlor metabolite CGA 373464* | 24 | 18 | 1 | 1 | 5,6 | 5,6 |
| 3535 Chlorpyrifos-methyl | 25 | 20 | 1 | 0 | 5,0 | 0,0 |
| 4520 Aldicarb | 43 | 42 | 2 | 0 | 4,8 | 0,0 |
| 4712 Methyl-desphenylchloridazon | 5966 | 3890 | 183 | 28 | 4,7 | 0,7 |
| 1563 2-Chlorphenol | 89 | 65 | 3 | 1 | 4,6 | 1,5 |
| 9944 Bentazon | 33536 | 6564 | 229 | 26 | 3,5 | 0,4 |
| 4751 Alachlor ESA | 410 | 328 | 8 | 2 | 2,4 | 0,6 |
| 4512 Mechlorprop | 36558 | 6566 | 159 | 14 | 2,4 | 0,2 |
| 3140 Malathion | 203 | 89 | 2 | 1 | 2,3 | 1,1 |
| 4747 Metazachlor ESA | 394 | 317 | 7 | 3 | 2,2 | 1,0 |
| 4510 Dichlorprop | 36421 | 6559 | 129 | 13 | 2,0 | 0,2 |
| 4515 Atrazin | 35193 | 6563 | 117 | 10 | 1,8 | 0,2 |
| 3597 Hexazinon | 32702 | 6562 | 107 | 11 | 1,6 | 0,2 |
| 0421 DEIA | 14838 | 6372 | 103 | 7 | 1,6 | 0,1 |
| 3505 Atrazin, desethyl- | 32685 | 6561 | 100 | 6 | 1,5 | 0,1 |
| 3094 4-Chlor-3-methylphenol | 279 | 204 | 3 | 0 | 1,5 | 0,0 |
| 3011 4-Nitrophenol | 14964 | 6371 | 93 | 2 | 1,5 | 0,0 |
| 0410 4-CPP | 17989 | 6411 | 93 | 13 | 1,5 | 0,2 |
| 3506 Atrazin, desisopropyl- | 32515 | 6558 | 92 | 2 | 1,4 | 0,0 |
| 2681 4-methylphenol | 2932 | 1124 | 15 | 4 | 1,3 | 0,4 |
| 0413 2C6MPP | 359 | 166 | 2 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 3559 Diazinon | 111 | 84 | 1 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 3670 1,2,4-Triazol | 3394 | 2853 | 34 | 0 | 1,2 | 0,0 |
| 4718 CGA 108906 | 8881 | 5503 | 59 | 4 | 1,1 | 0,1 |
| 4558 Azoxystrobin | 263 | 188 | 2 | 0 | 1,1 | 0,0 |

| | | | | | | |
|--|-------|------|----|----|-----|-----|
| 4014 2,6-dichlorbenzoesyre | 14372 | 6326 | 63 | 0 | 1,0 | 0,0 |
| 4763 Propachlor ESA | 394 | 317 | 3 | 0 | 1,0 | 0,0 |
| 2683 3,5-dimethylphenol | 1580 | 756 | 7 | 2 | 0,9 | 0,3 |
| 2684 2,6-dimethylphenol | 2904 | 1117 | 10 | 4 | 0,9 | 0,4 |
| 4756 Dimethachlor OA | 426 | 332 | 3 | 1 | 0,9 | 0,3 |
| 3683 Metribuzin-desamino-diketo | 12804 | 5911 | 52 | 2 | 0,9 | 0,0 |
| 4752 Alachlor OA | 292 | 227 | 2 | 0 | 0,9 | 0,0 |
| 4945 Chlorthalonilamidsulfonsyre R417888 | 3654 | 3383 | 29 | 2 | 0,9 | 0,1 |
| 4516 Simazin | 35133 | 6564 | 56 | 3 | 0,9 | 0,1 |
| 2688 2,4-dichlorphenol | 29458 | 6534 | 55 | 12 | 0,8 | 0,2 |
| 3507 Atrazin, hydroxy- | 31216 | 6559 | 49 | 6 | 0,8 | 0,1 |
| 4534 2,4,5-trichlorphenol | 175 | 141 | 1 | 0 | 0,7 | 0,0 |
| 2627 Dichlobenil | 28157 | 6516 | 45 | 2 | 0,7 | 0,0 |
| 3592 Glyphosat | 15582 | 6382 | 44 | 6 | 0,7 | 0,1 |
| 4511 MCPA | 35381 | 6565 | 44 | 7 | 0,7 | 0,1 |
| 3125 2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre | 16592 | 6391 | 40 | 1 | 0,6 | 0,0 |
| 3536 Chlorsulfuron | 273 | 158 | 1 | 0 | 0,6 | 0,0 |
| 4748 Metazachlor OA | 392 | 315 | 2 | 1 | 0,6 | 0,3 |
| 2685 2,4-dimethylphenol | 2900 | 1128 | 7 | 1 | 0,6 | 0,1 |
| 0444 fluazifop-p-butyl | 320 | 172 | 1 | 0 | 0,6 | 0,0 |
| 2693 2,3,5,6-Tetrachlorphenol | 282 | 203 | 1 | 0 | 0,5 | 0,0 |
| 2678 3-methylphenol | 1832 | 837 | 4 | 2 | 0,5 | 0,2 |
| 2686 4-Chlor-2-methylphenol | 13862 | 5126 | 24 | 4 | 0,5 | 0,1 |
| 3756 Didealkylhydroxyatrazin | 14200 | 6354 | 30 | 2 | 0,5 | 0,0 |
| 2680 2-methylphenol | 1972 | 874 | 4 | 4 | 0,5 | 0,5 |
| 2689 4,6-Dichlor-2-methylphenol | 1767 | 1082 | 5 | 2 | 0,5 | 0,2 |
| 4719 CGA 62826 | 8741 | 5502 | 24 | 1 | 0,4 | 0,0 |
| 3573 Ethylenthiourea | 14262 | 6349 | 27 | 2 | 0,4 | 0,0 |
| 2690 2,6-dichlorphenol | 23826 | 6483 | 27 | 3 | 0,4 | 0,1 |
| 2628 Diuron | 19488 | 6325 | 26 | 1 | 0,4 | 0,0 |
| 2697 2,5-dimethylphenol | 1559 | 745 | 3 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 2695 Pentachlorphenol | 6165 | 2840 | 11 | 3 | 0,4 | 0,1 |
| 3625 Pendimethalin | 17922 | 5652 | 20 | 0 | 0,4 | 0,0 |
| 4536 AMPA | 15556 | 6380 | 22 | 1 | 0,3 | 0,0 |
| 2687 6-Chlor-2-methylphenol | 1652 | 917 | 3 | 1 | 0,3 | 0,1 |
| 4513 DNOC | 21538 | 5755 | 17 | 2 | 0,3 | 0,0 |
| 2679 2,3-dimethylphenol | 1552 | 753 | 2 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 4514 Dinoseb | 21578 | 5760 | 15 | 0 | 0,3 | 0,0 |
| 3755 Deisopropylhydroxyatrazin | 14037 | 6315 | 15 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3539 Cyanazin | 17976 | 5642 | 13 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3655 Terbutylazin | 18241 | 5576 | 13 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 9943 2,4-D | 29437 | 6272 | 14 | 1 | 0,2 | 0,0 |
| 3580 Fenpropimorph | 768 | 483 | 1 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 9945 Isoproturon | 18895 | 5719 | 12 | 0 | 0,2 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-------|------|----|---|-----|-----|
| 0452 Simazin, hydroxy- | 15028 | 6373 | 12 | 1 | 0,2 | 0,0 |
| 2691 2,4,6-trichlorphenol | 2717 | 1079 | 2 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 4523 Alachlor | 817 | 582 | 1 | 0 | 0,2 | 0,0 |
| 3560 Dicamba | 1519 | 841 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3612 Metamitron | 18787 | 5715 | 7 | 1 | 0,1 | 0,0 |
| 3528 Chloridazon | 4593 | 2773 | 3 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3646 Propyzamid | 1772 | 951 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3754 Desethylhydroxyatrazin | 14012 | 6315 | 7 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3134 Dieldrin | 1177 | 1023 | 1 | 1 | 0,1 | 0,1 |
| 3137 Heptachlorepoxid | 1107 | 991 | 1 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3605 Linuron | 6580 | 3146 | 3 | 2 | 0,1 | 0,1 |
| 4010 Terbutylazin, hydroxy- | 2711 | 1012 | 1 | 1 | 0,1 | 0,1 |
| 3563 Dimethoat | 18273 | 5711 | 5 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 0422 Terbutylazin, desethyl- | 15640 | 6388 | 4 | 0 | 0,1 | 0,0 |
| 3617 Metribuzin | 13840 | 5985 | 2 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3684 Metribuzin-desamino | 12413 | 5873 | 2 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3685 Metribuzin-diketo | 12750 | 5915 | 2 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0312 Bitertanol | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0315 Prosulfocarb | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0401 Chlorphenol, (m &-p) | 55 | 48 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0411 2-CPP | 468 | 238 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0412 2CPA, 2-chlorphenoxyeddikesyre | 331 | 145 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0429 Dichlorvos | 139 | 45 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0451 Carbofuran, hydroxy- | 356 | 191 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0454 isodrin | 44 | 12 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0458 Benazolin | 21 | 20 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 0462 Metoxuron | 160 | 54 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 1559 Chlorphenol | 22 | 18 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2625 Tetrachlorphenol | 12 | 12 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2682 3,4-dimethylphenol | 1590 | 762 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2692 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | 2839 | 1190 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2694 2,3,4,5-Tetrachlorphenol | 566 | 354 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 2698 4-chlorphenol | 789 | 280 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3093 3-Chlorphenol | 15 | 7 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3126 2,4,5-T | 1141 | 484 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3130 Bromacil | 48 | 42 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3132 Dalapon | 34 | 17 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3135 Endrin | 46 | 13 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3136 Heptachlor | 1115 | 1000 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3138 Hexachlorbenzen | 32 | 22 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3139 Lindan (gamma.HCH) | 67 | 33 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3141 Methoxychlor | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3143 DDE (sum o,p'+p,p') | 38 | 13 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3145 DDT (sum o,p'+p,p') | 40 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 3146 Terbacil | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3172 Chlorthiamid | 31 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3173 Bifenox | 73 | 51 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3174 TFMP | 84 | 61 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3503 Aldrin | 1176 | 1022 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3508 Azinphos-ethyl | 55 | 23 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3509 Azinphosmethyl | 70 | 38 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3510 Benazolinethyl | 141 | 101 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3513 Bromophosethyl | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3514 Bromopropylat | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3515 Bromoxynil | 809 | 481 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3516 Bupirimat | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3517 Captafol | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3518 Captan | 33 | 26 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3519 Carbaryl | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3520 Carbendazim | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3525 Chinomethionat | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3527 Chlorfenvinphos | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3529 Chlormefos | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3530 Chlormequatchlorid | 23 | 22 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3532 Chlorothalonil | 18 | 17 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3533 Chlorpropham | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3537 Clopyralid | 232 | 143 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3540 Cyanofenphos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3543 Cyfluthrin | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3545 Cypermethrin | 27 | 22 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3547 2,4-DB | 76 | 70 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3550 DDD, p,p'- | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3551 DDE, o,p'- | 32 | 12 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3552 DDE, p,p'- | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3553 DDT, o,p'- | 42 | 22 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3554 DDT p,p'- | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3555 Deltamethrin | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3556 Desmedipham | 22 | 12 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3557 Desmetryn | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3561 Dichlofluanid | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3562 Dimethachlor | 321 | 237 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3565 Endosulfan | 30 | 21 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3566 Endosulfan, alpha | 48 | 24 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3567 Endosulfan, beta | 48 | 24 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3569 Esfenvalerat | 135 | 56 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3571 Ethion | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3572 Ethofumesat | 760 | 398 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3576 Fenchlorphos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 3578 Fenitrothion | 59 | 27 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3581 Fenson | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3583 Fenvalerat | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3584 Flamprop-M-isopropyl | 124 | 72 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3585 Fluazifop | 131 | 90 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3586 Fluazifop-butyl | 192 | 177 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3587 Flucythrinat | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3588 Fluroxypyr | 34 | 34 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3591 Formothion | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3593 HCH-alfa | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3596 Heptenophos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3599 Imazalil | 28 | 27 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3600 Ioxynil | 867 | 520 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3601 Iprodion | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3602 Isofenphos | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3603 Lenacil | 873 | 569 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3608 MCPB | 121 | 81 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3609 Mecarbam | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3611 Metalaxyl | 3692 | 2591 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3613 Metazachlor | 922 | 574 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3614 Methabenzthiazuron | 1157 | 546 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3615 Methidathion | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3616 Metolachlor | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3618 Metsulfuron-methyl | 265 | 151 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3619 Mevinphos | 69 | 37 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3622 Parathion | 222 | 114 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3623 Parathion-methyl | 58 | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3626 Permethrin | 12 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3627 Phenmedipham | 298 | 219 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3628 Phosalon | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3629 Phosmet | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3630 Phosphamidon | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3631 Pirimicarb | 1339 | 791 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3632 Pirimiphos-methyl | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3633 Prochloraz | 426 | 228 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3634 Procymidon | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3636 Promecarb | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3637 Prometryn | 17 | 16 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3638 Propachlor | 459 | 274 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3641 Propazin | 323 | 255 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3642 Propham | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3643 Propiconazol | 973 | 572 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3645 Propoxur | 56 | 51 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3647 Prothiofos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|-------------------------------------|------|------|---|---|-----|-----|
| 3648 Pyrazophos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3649 Quinalphos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3651 Sulfotep | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3657 Terbutryn | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3659 Tetradifon | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3660 Tetrasul | 12 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3661 Thiabendazol | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3662 Thifensulfuron-methyl | 122 | 48 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3664 Tolclofos-methyl | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3665 Tolyfluanid | 305 | 239 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3666 Tri-allat | 24 | 23 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3667 Triadimefon | 34 | 33 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3668 Triadimenol | 525 | 299 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3671 Triazophos | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3672 Tribenuron-methyl | 15 | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3673 Trifluralin | 800 | 331 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3675 Vinclozolin | 12 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3681 Pirimicarb, desmethyl- | 32 | 17 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3682 Metamitron-desamino | 101 | 72 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3692 2,3-dichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3694 3,4-dichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3695 3,5-dichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 3696 2,4 + 2,5-Dichlorphenol | 196 | 145 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4012 Methomyl | 79 | 79 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4013 2,6-D | 112 | 75 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4015 Flamprop | 125 | 85 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4016 Chlorpyrifos | 88 | 73 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4017 2-M-6-CPA | 144 | 102 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4018 2-M-4,6-DCPA | 116 | 76 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4019 2-M-4,6-DCPP | 128 | 78 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4020 2,3,6-TCBA | 116 | 76 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4021 Dinoterb | 112 | 100 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4502 DMST | 293 | 228 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4503 Fenoxaprop | 11 | 11 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4517 Trichloreddikesyre | 282 | 161 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4521 Carbofuran | 2249 | 1506 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4537 Omethoat | 174 | 79 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4569 Tebuconazol | 102 | 79 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4593 4-CPA | 172 | 31 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4620 CyPM | 117 | 79 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4621 Picolinafen | 79 | 57 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4622 Cl153815 | 74 | 52 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4623 2-hydroxydesethylterbutylazine | 77 | 55 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4624 PPU (IN70941) | 76 | 53 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

| | | | | | | |
|---|------|------|---|---|-----|-----|
| 4625 PPU-desamino (IN-70942) | 76 | 53 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4693 Bifenoxyse | 63 | 49 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4717 Metalaxyl-M | 5443 | 3564 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4739 Acetochlor | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4740 Dimethenamid | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4741 Flufenacet | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4742 Butachlor | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4744 Desmethylisoproturon | 292 | 227 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4745 Metolachlor ESA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4746 Metolachlor OA | 293 | 228 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4749 Acetochlor ESA | 292 | 227 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4750 Acetochlor OA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4753 Butachlor ESA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4754 Butachlor OA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4757 Dimethenamid ESA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4758 Dimethenamid OA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4759 Flufenacet ESA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4760 Flufenacet OA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4761 iso-Chloridazon | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4762 1-(4-isopropylphenyl)-urea | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4764 Propachlor OA | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4765 Metolachlor CGA 50720 | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4766 Metolachlor NOA 413173 | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4800 Metazachlor metabolit BH479-9 | 288 | 224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4818 Fludioxonil | 10 | 10 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 4990 Chlorthalonilamidbenzoesyre R 611965 | 90 | 82 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5048 2,3,4-trichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5049 2,3,5-trichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5050 2,3,6-trichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 5051 3,4,5-trichlorphenol | 16 | 8 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6133 Amidosulfuron | 13 | 13 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6134 Clomazon | 14 | 14 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 6135 Rimsulfuron | 91 | 60 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9414 Isoxaben | 28 | 28 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| 9952 Prometon | 2 | 1 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

*Stoffet er sandsynligvis fejlidentificeret.

Bilag 9. Boringskontrollen, 2015-2019. Organiske mikroforureninger.

Alle stoffer i gruppen organiske mikroforureninger analyseret i boringskontrollen i perioden 2015-2019, opstillet i alfabetisk orden. Data er opgjort på antal boringer. Detektionsgrænser (DG) er angivet som typisk detektionsgrænse i perioden 2015-2019 (dvs. enkelte undtagelser accepteres). Hvis detektionsgrænsen for et stof varierer, angives interval for den typiske detektionsgrænse.

For en lang række af disse stoffer findes der ingen kravværdi. Stoffer, der er påvist i mere end 10 indvindingsboringer, er diskuteret i kapitel 6.

| Stofnavn | DG (µg/l) | Boringer antal | | Boringer andel (%) |
|-------------------------------------|-------------|----------------|-----|--------------------|
| | | I alt | >DG | >DG |
| 1,1,1,2-tetraklorethan | 0,02 | 636 | 1 | 0,2 |
| 1,1,1-triklorethan | 0,02 | 2328 | 12 | 0,5 |
| 1,1,2,2-tetraklorethan | 0,02 | 642 | 0 | 0,0 |
| 1,1,2-triklorethan | 0,02 | 986 | 0 | 0,0 |
| 1,1-diklorethan | 0,02 | 629 | 34 | 5,4 |
| 1,1-diklorethylen | 0,02 | 1100 | 11 | 1,0 |
| 1,2,3-trimethylbenzen | 0,03 | 1 | 0 | 0,0 |
| 1,2,4-trimethylbenzen | 0,02-0,1 | 580 | 2 | 0,3 |
| 1,2-dibromethane | 0,003-0,02 | 649 | 3 | 0,5 |
| 1,2-diklorethan | 0,02 | 2294 | 22 | 1,0 |
| 1,3,5-trimethylbenzen | 0,02-0,1 | 572 | 1 | 0,2 |
| 1,3-dioxan | 1-5 | 11 | 0 | 0,0 |
| 1-2-diklorpropan | 0,02 | 278 | 4 | 1,4 |
| 1-buthanol | 10 | 27 | 0 | 0,0 |
| 1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre | 0,0003-0,01 | 641 | 2 | 0,3 |
| 2-propanol | 5 | 28 | 1 | 3,6 |
| 3-ethyltoluen | 0,02-0,1 | 572 | 1 | 0,2 |
| Acenaphthen | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Acenaphthylen | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Acetone | 5 | 29 | 1 | 3,4 |
| Acrylamid | 0,05 | 279 | 0 | 0,0 |
| Alkylbenzener (sum af 3) | 0,1 | 309 | 1 | 0,3 |
| Anioniske detergenter | 3-50 | 890 | 349 | 39,2 |
| Antracen | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Benz[a]pyren | 0,001-0,01 | 578 | 3 | 0,5 |
| Benzen | 0,02 | 2548 | 25 | 1,0 |
| Benzo(a)anthracen | 0,002-0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Benzo(b)fluoranthen | 0,0017-0,01 | 333 | 2 | 0,6 |
| Benzo(B+J+K)fluoranthen | 0,005-0,01 | 152 | 0 | 0,0 |
| Benzo(b+k)fluoranthen | 0,0017-0,01 | 103 | 0 | 0,0 |
| Benzo(e)pyren | 0,01 | 4 | 0 | 0,0 |
| Benzo(ghi)perylene | 0,0017-0,01 | 555 | 7 | 1,3 |
| Benzo(k)fluoranthen | 0,0017-0,01 | 315 | 3 | 1,0 |
| Benzylbutylphthalat | 0,1 | 5 | 0 | 0,0 |

| | | Boringer antal | | Boringer andel (%) |
|---------------------------|-------------|----------------|----|--------------------|
| | | | | |
| Bromoform | 0,02-0,05 | 9 | 0 | 0,0 |
| BTEX (sum) | 0,02 | 15 | 2 | 13,3 |
| Butanon | 5 | 27 | 0 | 0,0 |
| C10-C15 kulbrintefraktion | 5 | 23 | 0 | 0,0 |
| C10-C25 kulbrintefraktion | 5-8 | 633 | 9 | 1,4 |
| C15-C20 kulbrintefraktion | 5 | 23 | 0 | 0,0 |
| C20-C35 kulbrintefraktion | 8 | 23 | 0 | 0,0 |
| C25-C35 kulbrintefraktion | 5-9 | 553 | 2 | 0,4 |
| C25-C40 kulbrintefraktion | 10 | 80 | 1 | 1,3 |
| C2-Phenoler | 0,01-0,05 | 2 | 0 | 0,0 |
| C5-C10 kulbrintefraktion | 2,5 | 106 | 0 | 0,0 |
| C5-C40 total kulbrinter | 2 | 72 | 4 | 5,6 |
| C5-C8 kulbrintefraktion | 2-10 | 6 | 0 | 0,0 |
| C6-C10 kulbrintefraktion | 2-5 | 550 | 1 | 0,2 |
| C6-C35 kulbrintefraktion | 2-9 | 533 | 4 | 0,8 |
| C8-C10 kulbrintefraktion | 2-10 | 6 | 0 | 0,0 |
| Carbon, organisk, VOC | 0,5 | 2 | 0 | 0,0 |
| Chrysen | 0,01 | 4 | 0 | 0,0 |
| Cis-1,2-diklorethylen | 0,02 | 2280 | 90 | 3,9 |
| Crysen/triphenylen | 0,01 | 5 | 0 | 0,0 |
| DEHP | 0,1 | 5 | 1 | 20,0 |
| Dibenzo(a,h)anthracen | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Dibrommonoklormetan | 0,02-0,05 | 18 | 0 | 0,0 |
| Dibutylphthalat | 0,1 | 5 | 0 | 0,0 |
| Diethylether | 5 | 27 | 4 | 14,8 |
| Diethylphthalat | 0,1 | 5 | 0 | 0,0 |
| Di-iso-propylether | 0,1-5 | 11 | 0 | 0,0 |
| Diklormethan | 0,02-0,1 | 759 | 8 | 1,1 |
| Diklormonobrommetan | 0,02-0,05 | 9 | 0 | 0,0 |
| Dimethylphthalat | 0,1 | 5 | 0 | 0,0 |
| di-n-octylphthalat | 0,1 | 5 | 0 | 0,0 |
| Dioxan | 1-2 | 11 | 0 | 0,0 |
| Epiklorhydrin | 0,05 | 279 | 0 | 0,0 |
| Ethan | 0,5 | 3 | 1 | 33,3 |
| Ethanol | 5 | 28 | 3 | 10,7 |
| Ethylacetat | 7 | 2 | 0 | 0,0 |
| Ethylbenzen | 0,02-0,01 | 2158 | 16 | 0,7 |
| Ethylen | 0,5 | 3 | 0 | 0,0 |
| Fluoranthen | 0,0017-0,03 | 571 | 8 | 1,4 |
| Fluoren | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | 0,001-0,01 | 557 | 5 | 0,9 |
| Isobutanol | 10 | 28 | 1 | 3,6 |

| | | Boringer antal | | Boringer andel (%) |
|-------------------------|-------------|----------------|----|--------------------|
| | | | | |
| Iso-butylacetat | 5 | 10 | 0 | 0,0 |
| klor, organisk, AOX | 5-10 | 40 | 12 | 30,0 |
| klor, organisk, VOX | 2-3 | 24 | 3 | 12,5 |
| klorethan | 0,02-0,1 | 579 | 2 | 0,3 |
| kloroform | 0,02 | 2330 | 34 | 1,5 |
| M+P-xylen | 0,02-0,1 | 2045 | 22 | 1,1 |
| Methanol | 10 | 28 | 0 | 0,0 |
| Methyl-isobutylketon | 5 | 27 | 0 | 0,0 |
| MTBE | 0,02-0,5 | 974 | 65 | 6,7 |
| Naphtalen | 0,02 | 2244 | 9 | 0,4 |
| N-butyl-acetat | 5 | 15 | 0 | 0,0 |
| nonylphenol(NP1EO) | 0,1 | 1 | 0 | 0,0 |
| nonylphenol(NP2EO) | 0,1 | 1 | 0 | 0,0 |
| nonylphenoler | 0,1 | 1 | 0 | 0,0 |
| n-Propanol | 5 | 27 | 0 | 0,0 |
| O-xylen | 0,02-0,1 | 2043 | 15 | 0,7 |
| Perfluorbutansulfonsyre | 0,0003-0,01 | 670 | 12 | 1,8 |
| Perfluorbutansyre | 0,0006-0,01 | 676 | 13 | 1,9 |
| Perfluordecansulfonsyre | 0,002-0,01 | 38 | 0 | 0,0 |
| Perfluordodecansyre | 0,005-0,01 | 7 | 0 | 0,0 |
| Perfluorhexansulfonsyre | 0,0002-0,01 | 685 | 18 | 2,6 |
| Perfluorodecansyre | 0,0006-0,01 | 671 | 0 | 0,0 |
| Perfluoroheptansyre | 0,0003-0,01 | 683 | 6 | 0,9 |
| Perfluoroheptansyre | 0,0003-0,01 | 685 | 8 | 1,2 |
| Perfluoroktansulfonamid | 0,0003-0,01 | 685 | 2 | 0,3 |
| Perfluoroktansulfonsyre | 0,0002-0,01 | 704 | 14 | 2,0 |
| Perfluoroktansyre | 0,0003-0,01 | 706 | 25 | 3,5 |
| Perfluorononansyre | 0,0006-0,01 | 681 | 0 | 0,0 |
| Perfluoroundecansyre | 0,002 | 19 | 0 | 0,0 |
| Perfluorpentansyre | 0,0006-0,01 | 661 | 6 | 0,9 |
| phenanthren | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Pyren | 0,01 | 9 | 0 | 0,0 |
| Styren | 0,02 | 2 | 0 | 0,0 |
| tert-butyl-alkohol | 0,02-1 | 351 | 6 | 1,7 |
| tert-butyl-formiat | 0,02-1 | 351 | 0 | 0,0 |
| Tetraklorethylen | 0,02 | 2327 | 55 | 2,4 |
| Tetraklormethan | 0,02 | 1965 | 4 | 0,2 |
| Toluen | 0,02-0,1 | 2253 | 63 | 2,8 |
| Trans-1,2-diklorethylen | 0,02 | 1153 | 22 | 1,9 |
| Trikllorethylen | 0,02 | 2325 | 88 | 3,8 |
| Vinylklorid | 0,02 | 978 | 38 | 3,9 |
| Xylen | 0,02 | 493 | 21 | 4,3 |

Bilag 10. Udtrækskriterier til afrapportering af vandkemiske parametre, grundvandsovervågning -udtræk fra Jupiter

Fast dataudtræk fra Jupiter

Som grundlag for rapporteringen af grundvandsprøver 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 af kemidata 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.

Udtrækskriterierne er moderniseret i 2019.

Desuden foretages et udtræk af indvindingsdata for grundvand og overfladevand. Ligeledes 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.

Kriterier for udtræk af kemidata til Grundvands-rapporten

Der udtrækkes årligt et sæt på 45 lister fra Jupiter-databasen omhandlende grundvandsprøver fra perioden 1. januar 1988 til og med 31. december 2019. Der udtrækkes kun prøver godkendt af dataejer og uden attribut markerende fejl i data. Til dette benyttes følgende kriterier:

1. Attribut ud for mængde må ikke være "!", "A", ">" eller "O".
2. Analysens kvalitetssikringsmarkør må ikke være 4, 5, 6, 8, 12, 13 eller 14 (betyder "afvist")
3. Prøvens status skal være blank, -1, 2, 4, 6, 8, 10, 12 eller 14 (betyder "godkendt")

Prøverne opdeles i de 45 lister efter stofgruppe og datatype.

Der er udvalgt ni stofgrupper:

- 20 - Kemiske hovedbestanddele
- 30 - Uorganiske sporstoffer
- 40 - Organisk mikroforurening
- 50 - Pesticider, nedbrydningsprodukter og beslægtede stoffer
- 70 - Lægemidler og beslægtede stoffer
- 100 - Halogenerede alifatiske kulbrinter + nedbrydningsprodukter
- 110 - Perfluorerede stoffer

Og defineret fem datatyper:

- BK (Boringskontrol)
- GRUMO (Grundvandsmonitorering)
- LOOP
- DEPOT
- ANDRE

Stofgrupperne ændrer sig løbende. Den aktuelle definition kan hentes her:

<https://data.geus.dk/geusmapmore/getstofgrp.jsp>

Fordeling af prøver på datatype sker ud fra følgende formel:

- Prøven anses for at være "BK" (Boringskontrol), hvis
 - Indvindingsanlæggets virksomhedstype på prøvetidspunktet var "V01", "V02" eller "M42"
 - Og boringens anvendelse (sekundært formål) på prøvetidspunktet var "V" eller "VV"
 - Og nyeste prøve på boringen er yngre end fem år
- Ellers anses prøven for at være "GRUMO", hvis GRUMO-markører er angivet for boringen
- Ellers anses prøven for at være "LOOP", hvis LOOP-markører er angivet for boringen
- Ellers anses prøven for at være "DEPOT", hvis prøvens projekt indikerer dette
- Ellers anses prøven som værende af datatypen "ANDET"

Der udtrækkes følgende attributter fra Jupiter:

| | |
|----------------|------------------------------------|
| DGUNR | Boringens alternative ID |
| INDTNR | Indtagets løbenummer |
| BORID | Boringens database-ID |
| XUTM32EUREF89 | X-koordinat UTM32 EUREF89 |
| YUTM32EUREF89 | Y-koordinat UTM32 EUREF89 |
| GRUMO_NR* | Internt GRUMO-nummer |
| ETABLERET_AAR* | Projektstart, år |
| UDGAAET_AAR* | Projektudgået, år |
| LOOPOMRAADE** | LOOP-område |
| LOOP_NR** | Internt LOOP-nummer |
| PROJEKT*** | Projekt |
| INDTTOP | Indtagets top (m under terræn) |
| INDTBUND | Indtagets bund (m under terræn) |
| PROEVE_AAR | Prøvens år |
| PROEVEDATO | Prøvens dato |
| PROEVEDATO_KL | Prøvens dato og klokkeslæt |
| PROVEID | Prøvens database-ID |
| HREF | Link til prøvedetaljer |
| DUBLET | Flag for, om analysen er en dublet |

*GRUMO-specifikke felter.

**LOOP-specifikke felter.

***DEPOT/ANDRE-specifikt felt.

For hver datatype udtrækkes tillige en liste over indtag med ekstra detaljer for hvert indtag. Dette er gjort for at mindske gentagelser i prøveudtrækket.

Følgende attributter hentes:

| | |
|----------------------|---|
| DGUNR | Boringens alternative ID |
| INDTNR | Indtagets løbenummer |
| STAMMENR | Indtagets stammenummer |
| FOREKOMSTNUMMER | Indtagets forekomstnummer |
| KOMMUNENR | Kommunennummer |
| BORE_AAR | Boringens etablering, år |
| GRUMO_NR* | Internt GRUMO-nummer |
| ETABLERET_AAR* | Projektstart, år |
| UDGAAET_AAR* | Projektudgået, år |
| LOOPOMRAADE** | LOOP-område |
| LOOP_NR** | Internt LOOP-nummer |
| PROJEKT*** | Projekt |
| XUTM32EUREF89 | X-koordinat UTM32 EUREF89 |
| YUTM32EUREF89 | Y-koordinat UTM32 EUREF89 |
| TERRAENKOTE | Terrænkote |
| INDTAG_LITHOLOGI | Liste over jordlag ved indtaget |
| BOR_FORMAAL | Boringens oprindelige formål |
| BOR_ANVENDELSE | Boringens aktuelle anvendelse |
| BOR_ANVENDELSE_HIST | Boringens anvendelse på prøvetidspunktet |
| INDTAG_TOP | Indtagets top (m under terræn) |
| INDTAG_BUND | Indtagets bund (m under terræn) |
| INDTAG_TOP_KOTE | Indtagets top (m over hav) |
| INDTAG_BUND_KOTE | Indtagets bund (m over hav) |
| SENESTE_PEJLING | Dato for seneste pejling |
| VANDSTANDKOTE | Seneste pejlings kote (m over hav) |
| VANDSTANDTERRAEN | Seneste pejling (m under terræn) |
| ANTAL_PRV_SIDEN_1988 | Antal prøver siden 1988 |
| DATA_TYPE | Prøvens tilknytning (BK GRUMO LOOP DEPOT ANDRE) |
| BORLINK | Link til detaljer for boringen |
| ANLAEGLINK | Link til detaljer for indvindingsanlægget |

*GRUMO-specifikke felter.

**LOOP-specifikke felter.

***DEPOT/ANDRE-specifikt felt.

Udtræk dannes i GEUS' Jupiter-database under skema NOVANA[åååå] – fx NOVANA2020. Her lægges endvidere snapshots for aktuelt indhold i Jupiter's relevante produktionstabeller, så udtræk kan genskabes på et senere tidspunkt.

Bilag 11. Kravværdier for uorganiske sporstoffer i grundvand og overfladevand

| Uorganiske sporstoffer | Kravværdier, grundvand ^a | Kravværdier, drikkevand ^b | Kravværdier for overfladevand (Miljøstyrelsen, 2017) | | | |
|------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|---|----------------------------------|--|--------------------------------------|
| | | | Søer og vandløb Generelt krav | Søer og vandløb Max konc. | Overgangs- og kystvande Generelt krav | Overgangs- og kystvande Max konc. |
| | µg/l | µg/l | µg/l | | µg/l | |
| Aluminium | - | 200 | - | - | - | - |
| Antimon | - | 5 | - | - | - | - |
| Arsen | 8 | 5 | 4,3 | 43 | 0,6 ^f | 1,1 ^f |
| Barium | - | - | 19 ^f | 145 | 5,8 ^f | 145 |
| Bly | 1 | 5 | - | - | - | - |
| Bor | 300 | 1.000/300 ^c | 94 ^f /20.000 ^g | 2080 ^f | 94 ^f /20.000 ^g | 2080 ^f |
| Cadmium | 0,5 | 3 | - | - | - | - |
| Kobolt | - | 5 | 0,28 ^f | 18 | 0,28 ^f | 34 |
| Jod | - | - | 10 ^f | 10 ^f | 10 ^f | 10 ^f |
| Krom, total | 25 | 50 | - | - | - | - |
| Krom, VI | 1 | - | 3,4 | 17 | 3,4 | 17 |
| Krom III | - | - | 4,9 | 124 | 3,4 | 124 |
| Cyanid | 50 | 50 | - | - | - | - |
| Kobber | 100 | 2000 | 1 ^f /4,9 ^g | 2 ^f /4,9 ^g | 1 ^f /4,9 ^g | 2 ^f /4,9 ^g |
| Kviksølv | 0,1 | 1/0,1 ^d | - | - | - | - |
| Molybdæn | 20 | - | 67 | 587 | 6,7 ^f | 587 |
| Nikkel | 10 | 20 | - | - | - | - |
| Selen | - | 10 | 0,1 ^f | 31 ^f | 0,08 ^f | 31 ^f |
| Strontium | - | - | 2100 | 5530 ^f | 2100 ^f | 5530 ^f |
| Sølv | - | 10 ^c | 0,017 ^f | 0,36 ^f | 0,2 ^f | 1,2 ^f |
| Tallium | - | - | 0,48 ^f | 1,2 ^f | 0,048 ^f | 1,2 ^f |
| Tin | - | - | 2 | 20 | 0,2 | 20 |
| Vanadium | - | - | 4,1 ^f | 57,8 | 4,1 ^f | 57,8 |
| Zink | 100 | 3000 | 7,8 ^{f,h} /3,1 ^{f,i} | 8,4 ^f | 7,8 ^f | 8,4 ^f |

a) MST: Miljøstyrelsen, 2018. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord.

b) Drikkevandsbekendtgørelsen.

c) Krav/anbefaling. Det bør tilstræbes så lavt et indhold af bor som muligt og under 300 µg/l.

d) Krav/anbefaling. Det bør tilstræbes så lavt et indhold af kviksølv som muligt og under 0,1 µg/l.

e) Kvalitetsparameter gælder inden for de forsyningsområder, hvor vand produceres eller distribueres fra anlæg, hvor der anvendes sølv til desinfektion.

f) Kvalitetskravet for denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, jf. dog note g. Gælder ikke i kombination med note h.

g) Kvalitetskravet angiver den øvre koncentration af stoffet uanset den naturlige baggrundskoncentration.

h) Kvalitetskravet gælder for den biotilgængelige koncentration af stoffet. Gælder ikke i kombination med note f.

i) Kvalitetskravet gælder for blødt vand (H<24 mg CaCO₃/l).

Referencer, Bilag

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. Landovervågningsoplände 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 224 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 305DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495.

DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.

DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.

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.

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelsen fra GEUS. http://www.geovejledning.dk/2018_2/

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

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

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (08.01.2018)

Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (08.01.2018)