

# GRUNDVANDSOVERVÅGNING

## 1989-2018



# Grundvandsovervågning

## Status og udvikling 1989 – 2018

GEUS 2019

**Redaktør:** Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling

Claus Ditlefsen

Vibeke Ernstsén

Birgitte Hansen

Anders R. Johnsen

Lars Troldborg

**Dato** 5. december 2019. (Tabel 12 rettet 29. jan 2020)

Rapporten kan hentes på: [www.grundvandsovervaagning.dk](http://www.grundvandsovervaagning.dk)



**G E U S**

# Forord

Denne rapportering om grundvandets status og udvikling er baseret på data indsamlet i perioden 1989-2018 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 vandindvindings størrelse er baseret på oplysninger fra indvindere af grundvand og overfladevand, dvs. vandværker, 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 tilstandsvurderingerne af grundvandsforekomsterne i relation til vandrammedirektivet.

De indsamlede data er præsenteret i en række figurer og tabeller, der indgår hvert år. Med udgangspunkt heri præsenteres supplerende resultater og konklusioner. Derudover kan der være en uddybende data-præsentation i varierende omfang, typisk i form af et tema. Ikke alle emner rapporteres hvert år. I dette års rapport indgår overvågningsresultater for fosfor og redoxboringerne, mens sporstoffer og organiske mikroforureninger 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](http://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
Redoxzonernes udvikling	Vibeke Ernstsens
Fosfor	Vibeke Ernstsens
Pesticider	Anders R. Johnsen
Appendiks 1: Datagrundlag og metoder	Lærke Thorling
Appendiks 2: Stationsnet	Vibeke Ernstsens
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](http://www.geus.dk) eller [www.grundvandsovervaagning.dk](http://www.grundvandsovervaagning.dk) ved en henvisning til denne rapport:**

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Troldborg, L., 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2018. Teknisk rapport, GEUS 2019.

# Indholdsfortegnelse

1. Sammenfatning.....	4
1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse.....	4
1.2 Nitrat.....	6
1.3 Fosfor.....	10
1.4 Pesticider.....	12
2. Formål.....	19
Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA.....	19
2.1 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen.....	20
2.2 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen.....	21
3. Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram.....	25
3.1 Vandindvinding.....	25
3.2 Det Nationale Pejleprogram.....	30
4. Nitrat.....	36
4.1 Sammenligning af datasæt.....	36
4.2 Grundvandsovervågningen.....	39
4.3 Landovervågningen.....	45
4.4 Vandværksboringer.....	50
4.5 Tidsmæssige variationer i variationer i redoxzonernes dybde og tykkelse.....	53
5. Fosfor.....	65
5.1 Grundvandsovervågningen.....	69
5.2 Vandværksboringer.....	70
6. Pesticider og deres nedbrydningsprodukter.....	73
6.1 Grundvandsovervågningen.....	76
6.2 Vandværksboringer.....	83
6.3 Sammenligning af hyppigt fundne stoffer i grundvandsovervågningen og vandværksboringer. ....	87
6.4 Chlorphenoler.....	94
7. Referencer.....	97
Appendiks 1: Datagrundlag og metoder.....	102
Appendiks 1.1: Analyseindsats og dataindsamling.....	102
Appendiks 1.2: Metoder til databehandling.....	105
Appendiks 1.3: Repræsentativitet og bias.....	108
Appendiks 2: Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen.....	111
Appendiks 2.1: Det Nationale Pejleprogram.....	111
Appendiks 2.1: Grundvandsovervågning - vandkvalitet.....	112
Appendiks 2.3: Vandværksboringer.....	117
Appendiks 3: Faglig baggrundsviden om grundvand.....	121
Appendiks 3.1: Grundvandets hydrogeologi.....	121
Appendiks 3.2: Grundvandets opholdstid.....	129



# 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. Året 2018 var dog et usædvanligt tørt år, hvilket bl.a. afspejler sig i årets pejletidsserier for grundvandsstanden og i markvandingsens omfang.

Drikkevandsforsyningen i Danmark er baseret på oppumpning 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 ikke-almene vandforsyninger, som hver forsyner mellem én og ni husstande.

### Miljømål og formål med overvågningen af ressourcen

Grundvandsressourcen overvåges så der kan foretages en løbende vurdering af den generelle vandbalance, med henblik på en bæredygtig udnyttelse af den tilgængelige vandressource.

### Datagrundlaget

Grundvandsstanden overvåges i Det Nationale Pejleprogram med automatisk dataopsamling i ca. 160 pejlestationer. Opgørelsen af udviklingen i vandstanden 2018 bygger på pejledata rapporteret af MST til Jupiterdatabasen. De oppumpede vandmængder indberettes årligt af kommunerne til Jupiter, efter de modtager og kvalitetssikrer data fra vandværker og andre vandindvindere.

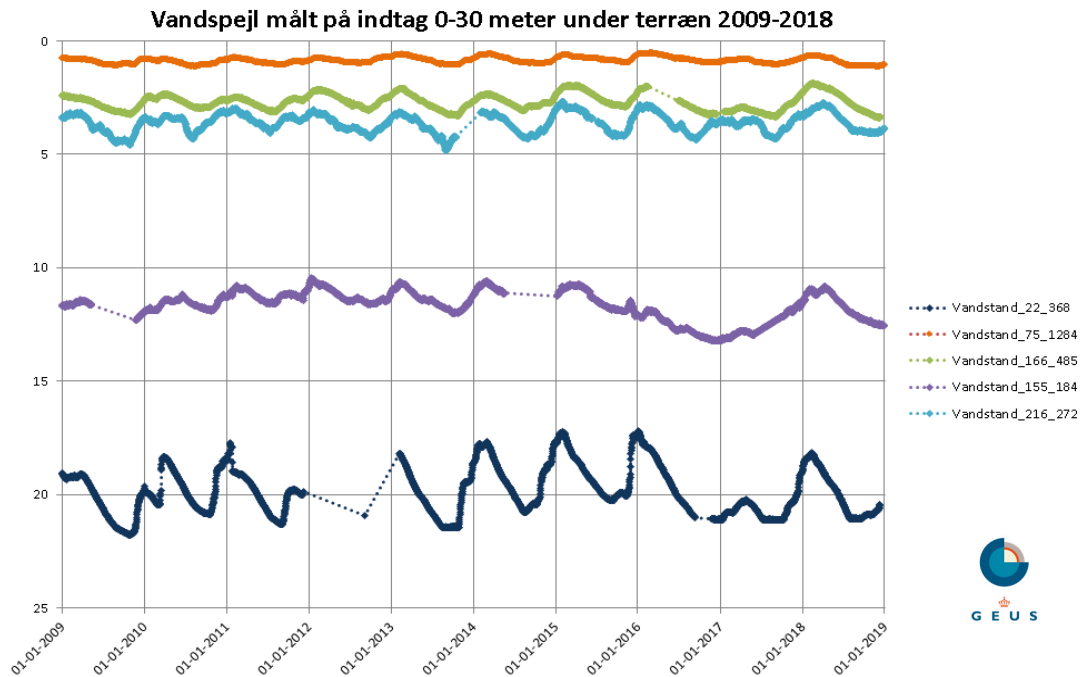
### Status og udvikling

Grundvandsstandens status og udvikling er vurderet ud fra lange pejleserier inden for fem forskellige geografiske områder.

For at forstå udviklingen i grundvandets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret oppumpning og ændringer i nettonedbør og grundvandsdannelse, dvs. mellem samfundsmæssige og naturlige påvirkninger. I 2018 faldt der på landsplan blot 596 millimeter nedbør, hvilket er 196 millimeter eller 25 % under det seneste tiårs-gennemsnit (2006-2015; 792 mm). 2018 var således et særdeles tørt år. Især var perioden maj-juli meget tør med en samlet nedbør på blot 59 mm mod gennemsnitligt 196 mm i perioden 2006-2015.

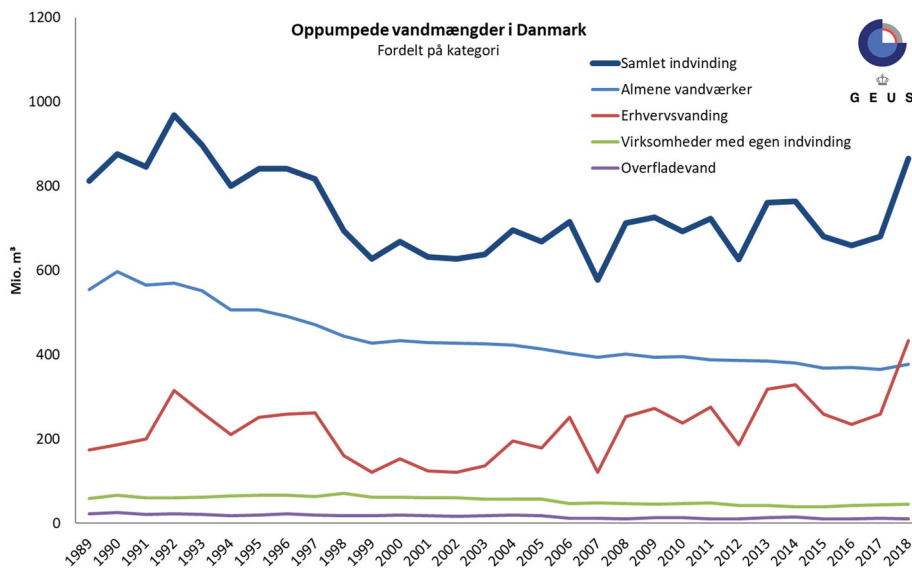
Effekterne af variationer i grundvandsdannelsen (pga. variationer i klima og nedbør) forventes først at kunne spores i de overfladenære grundvandsmagasiner. Derfor er der særlig fokus på vandstandsudviklingen i 5 udvalgte regionale magasiner, se Figur 1. Disse pejleserier udviser karakteristiske årstidsvariationer, hvor vandstanden i hovedparten af årene stiger i 4. kvartal. Denne stigning ses imidlertid ikke eller kun i meget begrænset omfang i 2018, hvilket tolkes at afspejle en reduceret grundvandsdannelse i efteråret som følge af den meget tørre sommer. I de fem indtag var vandstanden ved årets udgang mellem 0,29 m og 1,44 m lavere end ved udgangen af 2017.

For at undersøge hvor udbredt effekten af den tørre sommer har været, er vandstandsvariationerne i de øvrige indtag i pejleprogrammet også undersøgt. Generelt er vandstanden i størstedelen af indtagene tydeligt lavere ved udgangen af 2018 end ved slutningen af de foregående år, hvilket indikerer at den tørre sommer har påvirket grundvandsressourcernes kvantitative tilstand i hele landet. En sådan kortere periode med meget lille nedbør vil dog ikke isoleret set påvirke grundvands kvantitative tilstand i en tid med generelt stigende nedbørsmængder. På kort sigt vil en meget tør sæson, som den vi oplevede i 2018, dog formodentlig kunne give udfordringer for vandindvindingen fra grundvandsmagasiner, hvor vandstanden er meget følsom for ændret grundvandsdannelse.



Figur 1. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) i udvalgte regionale borer, 2009-2018.

Figur 2 viser indvinding af grundvand opdelt på almene vandværker, erhvervsvanding, industri og overfladevand. Med en fed, mørk blå linje er den samlede indberettede indvinding vist.



Figur 2. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2018 opdelt på almene vandværker, 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.

Den samlede årlige indvinding (uden markvanding) var omkring 1990 på 700 mio. m<sup>3</sup>/år. Den faldt frem til 1999 til omkring 530 mio. m<sup>3</sup>/år, og har efterhånden stabiliseret sig omkring 500 mio. m<sup>3</sup>/år. For de almene vandværker faldt indvindingen gennem perioden 1989-2000 fra omkring 600 mio. m<sup>3</sup> til 400 mio. m<sup>3</sup>/år. Derefter faldt forbruget langsomt til det nuværende niveau, og lå i 2018 på ca. 377 mio. m<sup>3</sup>/år. Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien 'Erhvervsvanding') var i 2018 omkring 433 mio. m<sup>3</sup>, hvilket er det højeste niveau for hele perioden (1989-2018).

Indvindingen af overfladevand i Danmark er meget begrænset og halveret i perioden 1989-2018 og ligger nu på omkring 10 mio. m<sup>3</sup>/år. Overfladevand indgår ikke i drikkevandsforsyningen.

## 1.2 Nitrat

### Indledning

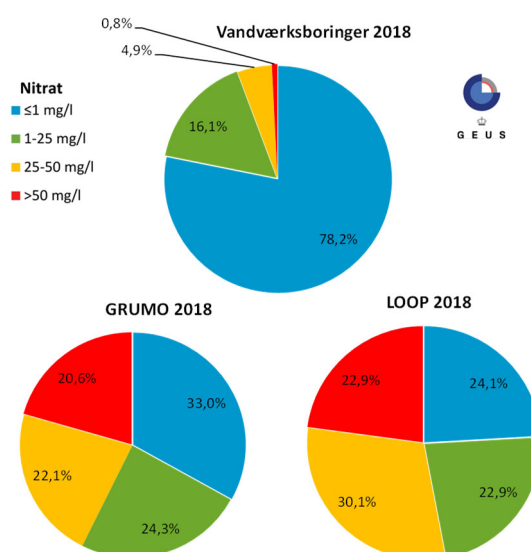
Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af det øvrige vandmiljø. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning 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 indsatsplanerne udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder efter bekendtgørelse om udpegnings af drikkevandsressourcer.

### 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. I perioden 2014-2018 er grundvandsprøver fra 1.289 GRUMO-indtag, 95 LOOP-indtag og 6.243 vandværksboringer analyseret for nitrat. I 2018 blev der prøvetaget i indtag, der indgår i den såkaldte "operationelle overvågning", dvs. indtag, hvor der ofte tidligere er påvist risiko for nitratpåvirkning. Derfor er der i 2018, jf. overvågningsprogrammet, ikke prøvetages i alle de GRUMO-indtag, som blev prøvetaget i 2017.

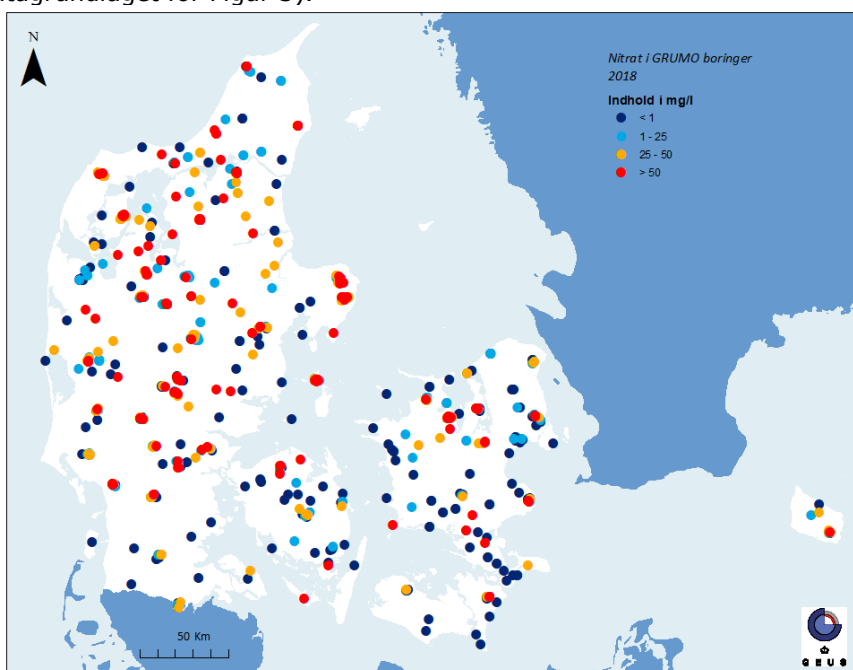
### Status og udvikling, grundvandsovervågning

Figur 3 viser indholdet af nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandværksboringer, der er prøvetaget i 2018. Nitrat er beregnet som årligt gennemsnit for de enkelte indtag. I omkring 21 % af GRUMO- og 23 % 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. 22 og 30 % mod blot 5 % i vandværksboringer. Nitratfrit grundvand, (nitratkoncentration ≤1 mg/l) optræder i ca. 33 % af GRUMO-, i ca. 24 % af LOOP-indtagene og i ca. 78 % af vandværksboringerne.



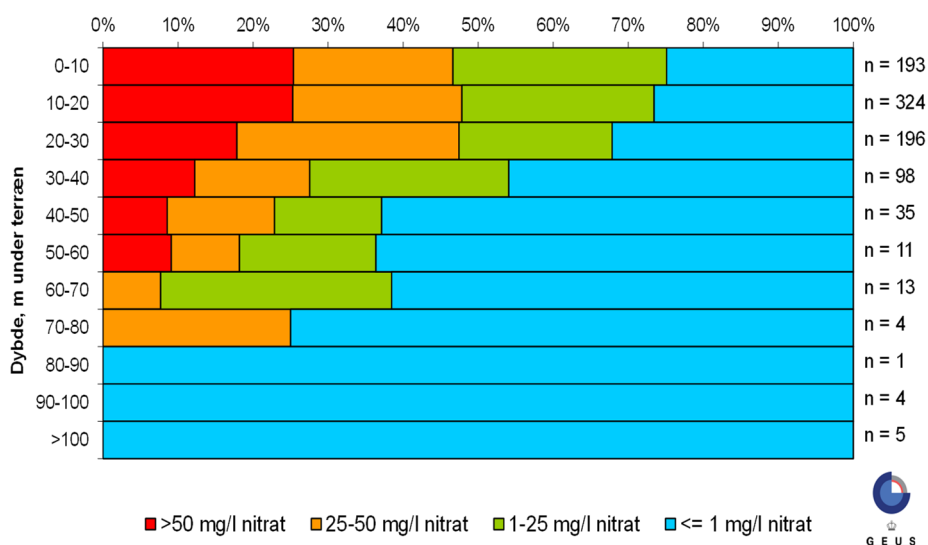
Figur 3. GRUMO, LOOP og Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold 2018 i 884 GRUMO-, 83 LOOP-indtag og 1.772 vandværksboringer.

Figur 4 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i 2018 i GRUMO-indtag, hvoraf det ses, at nitratkoncentrationer over kravværdien på 50 mg/l er fundet fordelt i hele landet, (ét indtag mangler koordinater i forhold til datagrundlaget for Figur 3).



Figur 4. GRUMO. Nitratindholdet i grundvand i 2018 (883 GRUMO-indtag). Nitratindholdet er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

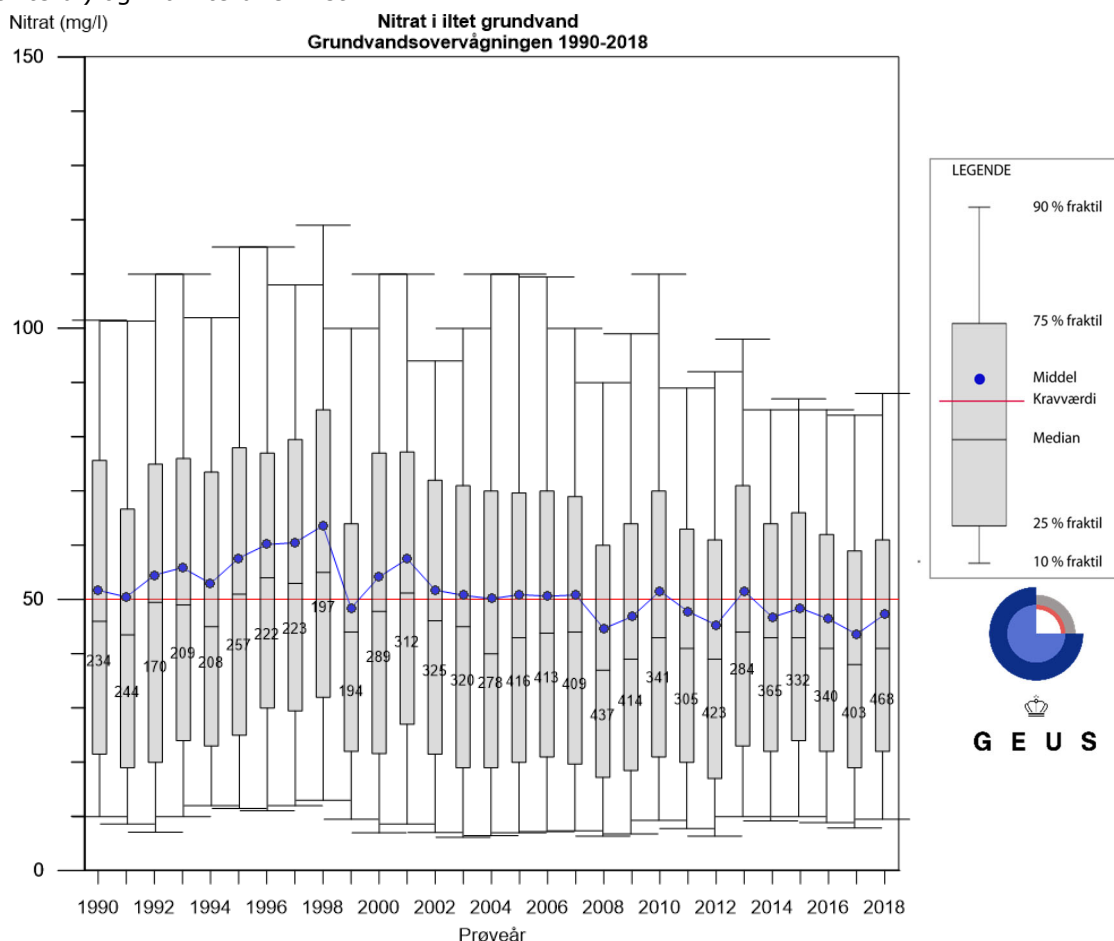
Figur 5 viser dybdefordelingen for nitrat i GRUMO-indtag prøvetaget i 2018. Dybden er opdelt i 10 meters intervaller. Tættest på terrænen (0-10 m u.t.) er nitrat til stede (>1 mg/l) i ca. 75 % af indtagene. Koncentrationen af nitrat i grundvandet er over 50 mg/l i omkring 25 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 47 % 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 i alle indtag under 1 mg/l.



Figur 5. GRUMO. Dybdemæssig fordeling (til top af indtag i m u.t.) af det gennemsnitlige nitratindhold i 2018 i 884 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 6 viser fordelingen af det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra 1990-2018 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 53 % af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2018 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 67 % 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 6. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2018. 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 (1990-2018) 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 ca. 11 år har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand i forhold til prøvetagningsåret fluktueret omkring kravværdien på 50 mg/l, dog med flest årlige gennemsnitsværdier under kravværdien og en tendens til, at færre indtag har meget høje koncentrationer (faldende trend for nitratindholdet for 90 % fraktile af prøvetagede indtag).

I 2018 er gennemsnitsværdien for nitrat i det iltholdige grundvand 47 mg/l og medianværdien 41 mg/l.

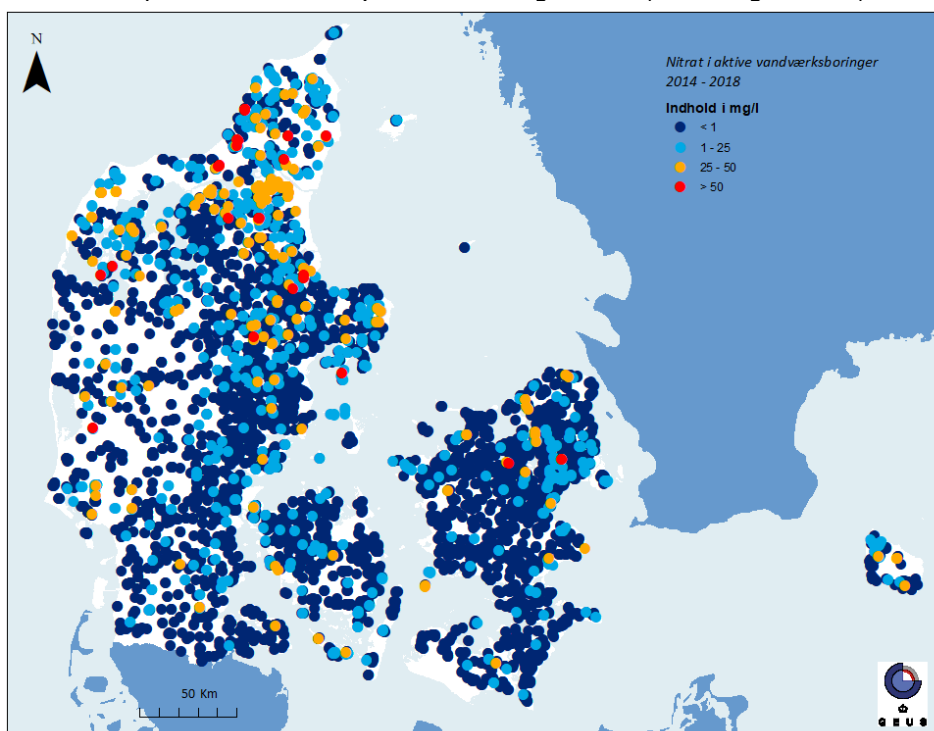
## Vandværksboringer

Figur 7 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i grundvandet i vandværksboringer gennem de seneste fem år (2014-2018), beregnet som gennemsnittet i perioden af det årlige gennemsnit for nitrat i de enkelte indtag.

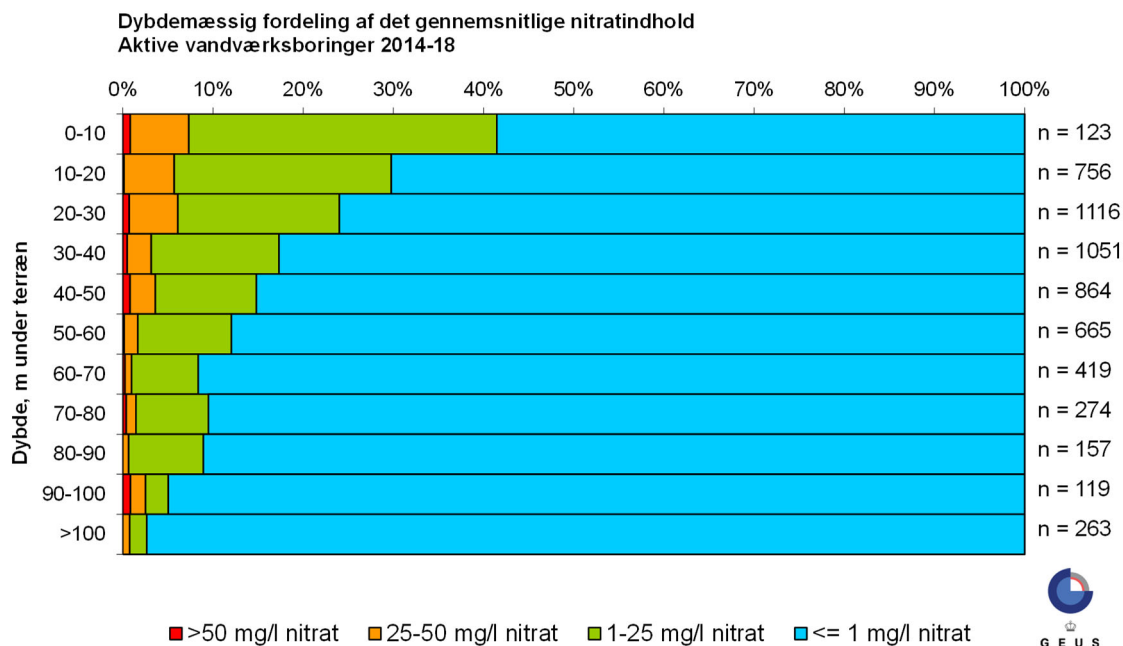
De højeste nitratkoncentrationer målt i prøver fra vandværksboringer optræder især i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette skyldes en ringe naturlig beskyttelse af grundvandsmagasinerne i disse områder som følge af fraværet af et beskyttende, leret geologisk dæklag og en relativt dybtliggende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

Figur 8 viser dybdefordelingen af nitrat i vandværksboringer i perioden 2014-2018. Nitratkoncentrationerne er betydeligt lavere i vandværksboringerne sammenlignet med nitrat i GRUMO-indtagene (Figur 5). I vandværksboringerne blev der dog i perioden 2014-2018 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 90-100 m u.t. i enkelte borer. Der er et gradvist fald i nitratindholdet med dybden. Der er også fundet nitratkoncentrationer med op til 50 mg/l i de dybeste vandværksboringer, som er dybere end 100 m u.t.

Udbredelsen af nitrat på større dybder i vandværksboringerne kan forekomme, hvor nitratholdigt grundvand som følge af oppumpningen i nogle tilfælde kan trækkes ned til stor dybde i grundvandsmagasinerne. Derudover er der et langt større datagrundlag for den dybe del af grundvandet for vandværksboringerne end for GRUMO-indtagene. Det generelt lavere nitratindhold i vandværksboringer, sammenlignet med nitratindholdet i GRUMO-indtagene, hænger sammen med, at vandværkerne undgår indvinding fra borer, der ikke lever op til kravværdien (Schullehner og Hansen, 2014 og DANVA, 2018).



Figur 7. Vandværksboringer. Nitratindholdet i grundvandet i vandværksboringer (6.243) fordelt på fire koncentrationsklasser. Data viser gennemsnit pr. indtag i perioden 2014-2018. Der kan indgå borer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.



Figur 8. Vandværksboringer. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i 2014-2018 i forhold til top af indtag i m u.t. i 5.807 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 Fosfor

### Indledning

Fosfor findes som en naturlig bestanddel i grundvand, idet det frigives fra sedimenterne, men det kan også under særlige forhold udvaskes fra rodzonen. I lighed med nitrat kan fosfor i udstrømmende grundvand medvirke til næringsstofbelastning af vandmiljøet i åer, søer og havet.

### Miljømål og formål med overvågningen

Der er ikke fastsat en kravværdi for fosfor i grundvand eller drikkevand. Hovedformålet med overvågning af fosfor i grundvandet er at fastslå, om fosfor udvaskes fra landbrugsarealer til grundvandet og herfra videre til overfladevand, og at belyse hvilken rolle naturlig frigivelse af fosfor fra de dybere jordlag spiller.

### Datagrundlag

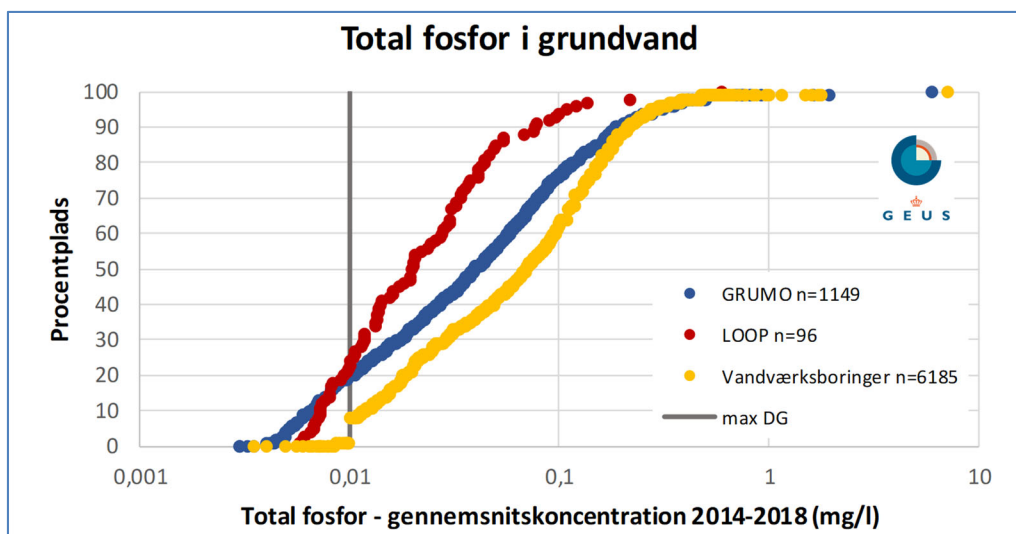
I 2017-2018 er analyseret for såvel total-fosfor,  $P_{tot}$  som uorganisk ortho-fosfat,  $P_{ortho}$  i prøver fra 1.060 GRUMO-indtag. I Landovervågningen (LOOP) har både  $P_{tot}$  og  $P_{ortho}$  siden overvågningsens start i 1989 været analyseret flere gange årligt i det øvre grundvand i ca. 100 terrænnære LOOP-indtag, heraf blot 83 LOOP-indtag i 2018 på grund af tørke.

### Status

Figur 9 viser fordelingen af total-fosfor,  $P_{tot}$ , i samtlige indtag, som er analyseret i den seneste 5-års periode, 2014-2018. Figuren viser data fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. For hvert indtag er gennemsnitsværdien for perioden vist.

De maksimale værdier for  $P_{tot}$  i perioden 2014-2018 er 6,1, 0,6 og 7,2 mg/l for henholdsvis GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. Figur 9 anvender en logaritmisk skala til at vise koncentrationerne, da der er mere end en faktor 1.000 til forskel på de højeste og de laveste koncentrationer. Det fremgår, at koncentrationerne i det øvre grundvand i LOOP generelt er lavere end i de øvrige indtag, og at vandværksboringer har højere koncentrationer end GRUMO/LOOP-indtag, idet der især er færre meget lave koncentrationer på vandværkerne.

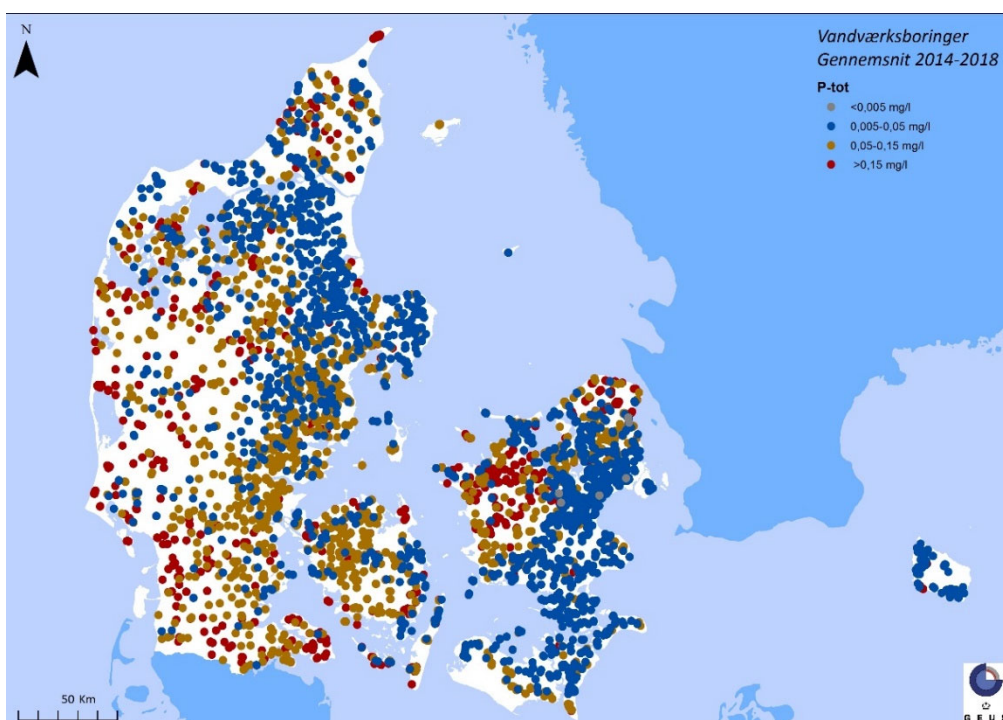




Figur 9. GRUMO, LOOP og Vandværksboringer. Fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af total fosfor i alle analyserede indtag fra GRUMO, LOOP og vandværksboringer i perioden 2014-18. Bemærk, at x-aksen er logaritmisk, og at koncentrationerne varierer med en faktor omkring 1000. Antallet af indtag fremgår af legenden. Der er anvendt forskellige detektionsgrænser i perioden, max DG viser den højeste anvendte detektionsgrænse.

### Geografisk fordeling af fosfor i grundvandet

Figur 10 viser den geografiske fordeling af fosforindholdet i grundvandet i vandværksboringer. Fosforindholdet afhænger i høj grad af undergrundens geologiske sammensætning og kan relateres til de prækvar-tære aflejringer. Især kalkområderne træder frem med lave fosforindhold, se fx Djursland og Møn. Det geologiske bidrag til grundvandets fosforindhold er særlig stort i reduceret grundvand, der typisk anvendes til vandforsyning (Thorling mfl. 2013).



Figur 10. Vandværksboringer. Total fosfor,  $P_{tot}$  (mg/l) i 6.185 vandværksboringer. Gennemsnit 2014-2018, hvor alle vandværksboringer kan forventes prøvetaget mindst én gang. Fosforindholdet afhænger i høj



grad af geologien, og kan relateres til undergrunden. Indtag med den laveste koncentrationsklasse er vist øverst på kortene.

## 1.4 Pesticider

### Indledning

Pesticider og deres nedbrydningsprodukter kan forekomme i grundvand som følge af erhvervmæssig eller privat anvendelse af pesticider i skov- og jordbrug, parker, haver, sportsanlæg og på befæstede arealer samt ved infrastruktur anlæg. Nogle pesticider anvendes også, eller har været anvendt, som bejdsemidler i såsæd og som biocider fx i maling og træbeskyttelsesprodukter.

### Miljømål og formål med overvågning

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. Kravværdien på 0,1 µg/l gælder både for anvendelse som pesticid og som biocid. Grundvandet overvåges for dets indhold af pesticider bl.a. for at vurdere, om reguleringen af pesticidforbruget har de ønskede effekter.

### Datagrundlag

I denne rapport indgår pesticidanalyser fra perioden 1990-2018 fra grundvandsovervågningen (GRUMO-indtag) og grundvandsprøver fra vandværksboringer. Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammerne. En oversigt over analyseprogrammerne for grundvandsovervågningen gennem årene fremgår af bilag 3. 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 eller mindst ét stof med overskridelse af kravværdien på 0,1 µg/l. 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; 0,01-0,1 µg/l; >0,1 µg/l), selv om der har været udtaget flere vandprøver.

### Status i grundvandsovervågningen

Desphenylchloridazon (DPC), methyldesphenylchloridazon (MDPC) og 1,2,4-triazol blev tilføjet analyseprogrammet i løbet af 2018, og derfor er ikke alle prøvetagede GRUMO-indtag blevet analyseret for disse stoffer. I 2018 blev 141 udvalgte indtag desuden screenet for N,N-dimethylsulfamid (DMS) og tolylfluonid. Tabel 1 viser, at der i 2018 blev fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 62,8 % af de prøvetagede indtag, og kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 26,4 % af de prøvetagede indtag. Fundprocenterne for 2018 er meget højere end for 2017 og 2016. Det skyldes dels, at få eller ingen indtag var analyseret for DPC, MDPC, 1,2,4-triazol og DMS i 2016 og 2017, dels at man i 2018 fortrinsvis prøvetog indtag, hvor der tidligere ofte er påvist pesticider, den såkaldte operationelle overvågning.

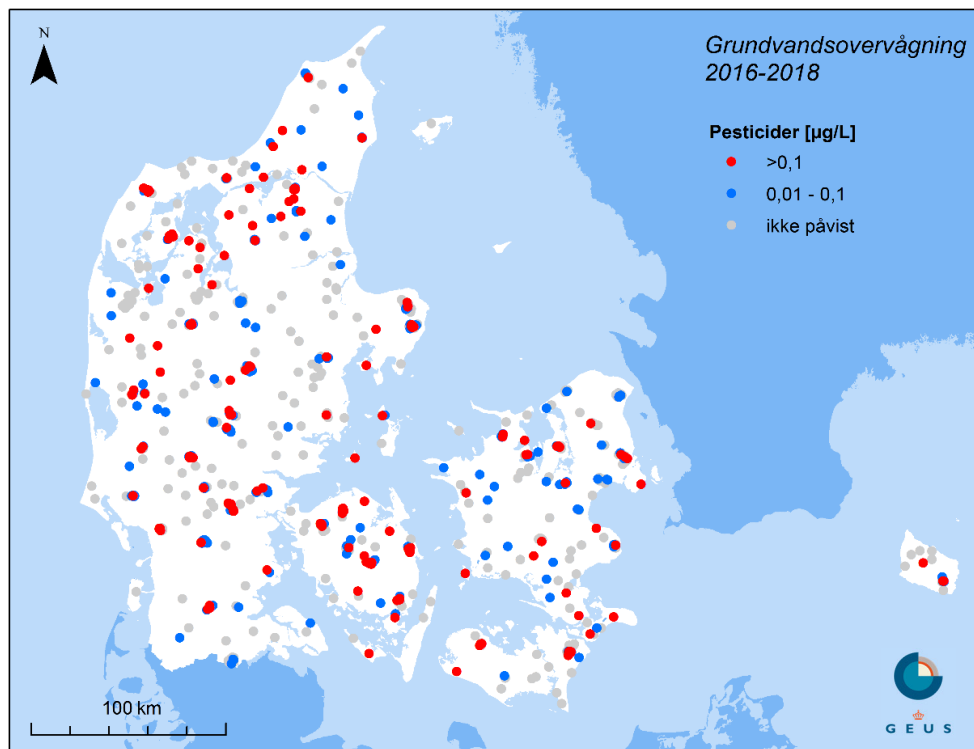
Tabel 1. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l) for enkelte år og i perioden 2016-2018, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

GRUMO	Indtag antal			Indtag andel (%)	
	I alt	Med fund	>0,1 µg/l	Med fund	>0,1 µg/l
2018	549	345	145	62,8	26,4
2017	1.046	340	110	32,5	10,5
2016	661	227	57	34,3	8,6
2016-2018	1.084	455	195	42,0	18,0

Tabel 1 viser periodeopgørelsen for 2016-2018, hvor stort set alle aktive indtag er prøvetaget mindst en gang. Det fremgår, at pesticider eller nedbrydningsprodukter blev påvist i 42,0 % af indtagene, og at kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 18,0 % af indtagene. DPC, MDPC, 1,2,4-triazol og DMS har meget store fundhyppigheder, men er i perioden 2016-2018 kun analyseret i en mindre

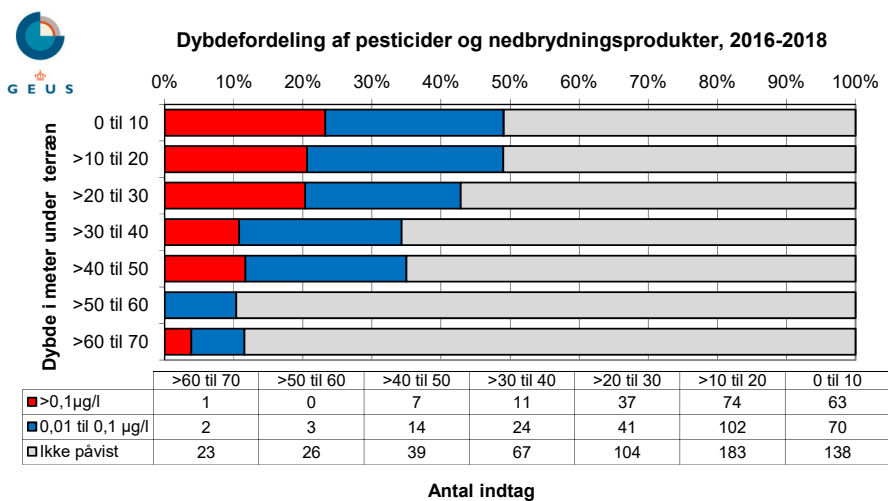
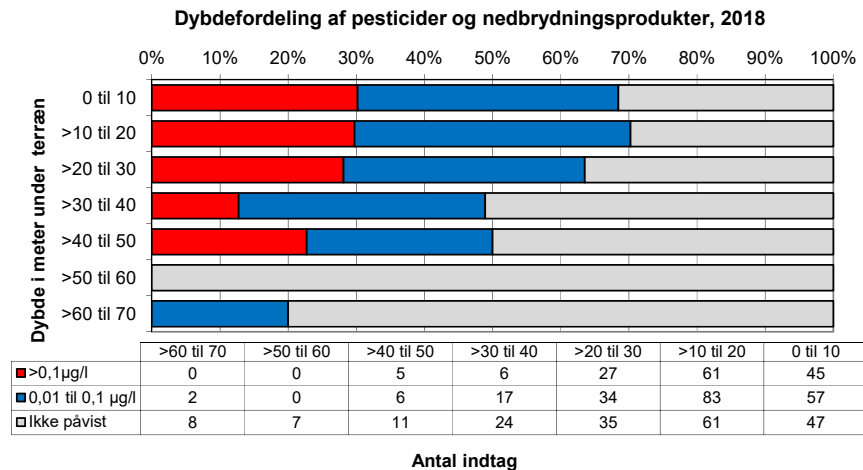
andel af de prøvetagede indtag. Periodeopgørelsen for 2016-2018 undervurderer derfor pesticidernes udbredelse, og fundprocenterne må forventes at stige i de nærmeste år, når alle indtag bliver testet for DPC, MDPC, 1,2,4-triazol og DMS. Med det nuværende datagrundlag kan man derfor kun konkludere, at den generelle pesticidbelastning for stofferne i måleprogrammet er mere end 42 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kravværdien i mere end 18 %.

Figur 11 viser, at der i perioden 2016-2018 er påvist pesticider over og under kravværdien i hele landet.



Figur 11. GRUMO. Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen i perioden 2016-2018. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kravværdien (>0,1 µg/l), ét pesticid er påvist mindst én gang under kravværdien (0,01-0,1 µg/l), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 12 viser pesticidernes dybdefordeling i GRUMO-indtag prøvetaget i 2018 og i treårsperioden 2016-2018. I 2018-figuren er der for få indtag dybere end 50 m u.t. til at give en meningsfuld fordeling på de tre koncentrationsklasser. 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 overskridelser af kravværdien i det øvre grundvand. Man må forvente, at dybdefordelingerne i de kommende år vil se væsentligt anderledes ud, når alle indtag bliver testet for DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol.

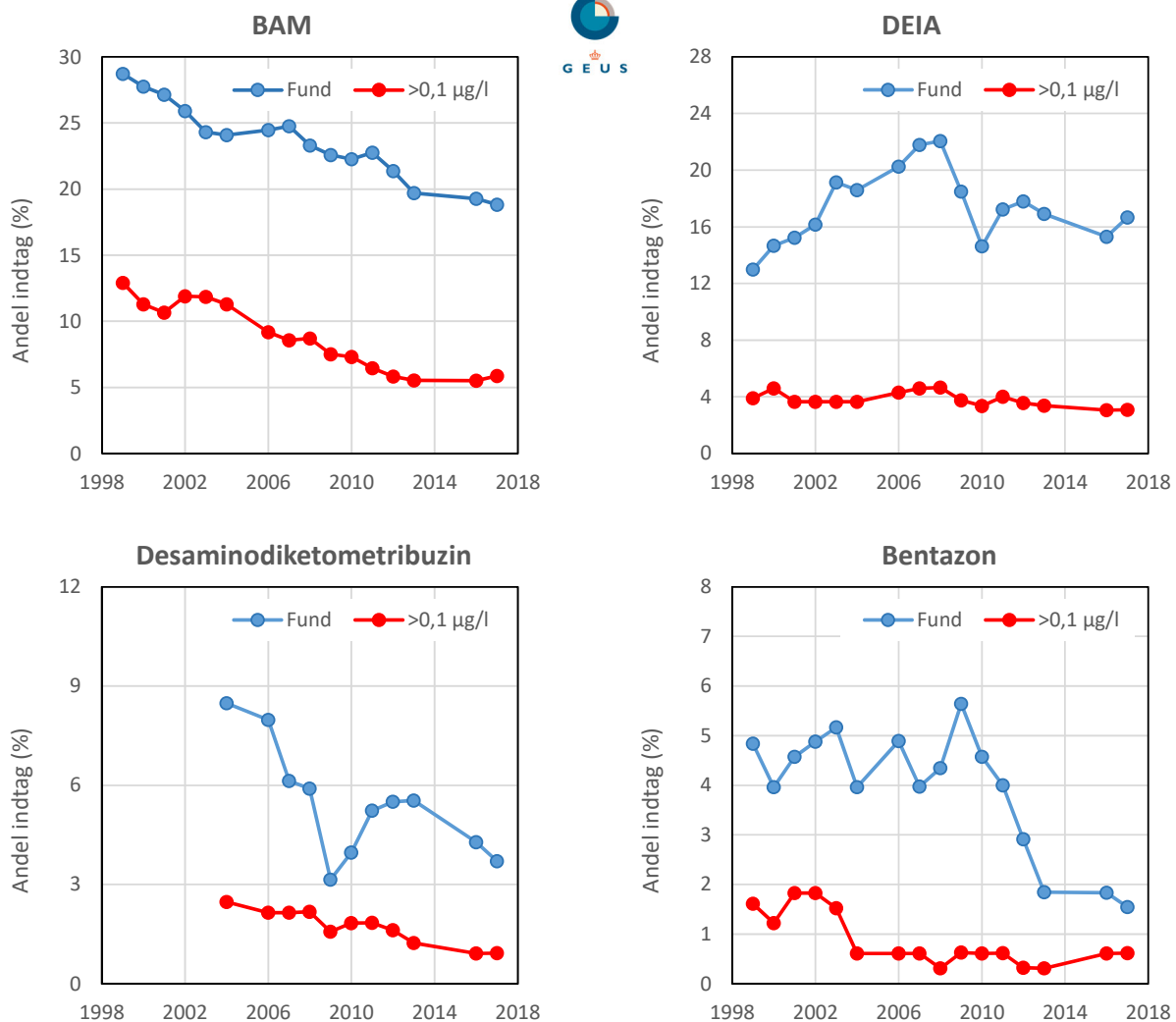


Figur 12. GRUMO. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag, der er analyseret i 2018 og perioden 2016-2018. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, 0,01-0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

### Tidslig udvikling i "den faste kerne af indtag" i grundvandsovervågningen

I dette afsnit præsenteres resultater for en fast kerne af 329 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. Det må formodes, at DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har været vidt udbredte i grundvandet i en år-række, men det er ikke muligt at vurdere, hvor stort omfanget har været. Derfor kan man heller ikke beregne retvisende trends for den generelle pesticidbelastning i GRUMO-indtagene eller den faste kerne. Generelle trendanalyser i tidligere GRUMO-rapporter må i dag anses for misvisende, idet de vigtigste pesticidstoffer ikke har indgået i tidligere analyseprogrammer.

Figur 13 viser udviklingen i fundandele for udvalgte enkeltstoffer i den faste kerne af indtag. BAMS fundandele har været jævnt faldende for både antal fund og 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 omfanget af overskridelser af kravværdien for bentazon synes at have indtruffet allerede omkring 2004, men dette er usikkert pga. få indtag over kravværdien.



Figur 13. GRUMO. Tidlig udvikling i 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 inden for en treårsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

### Pesticider i vandværksboringer

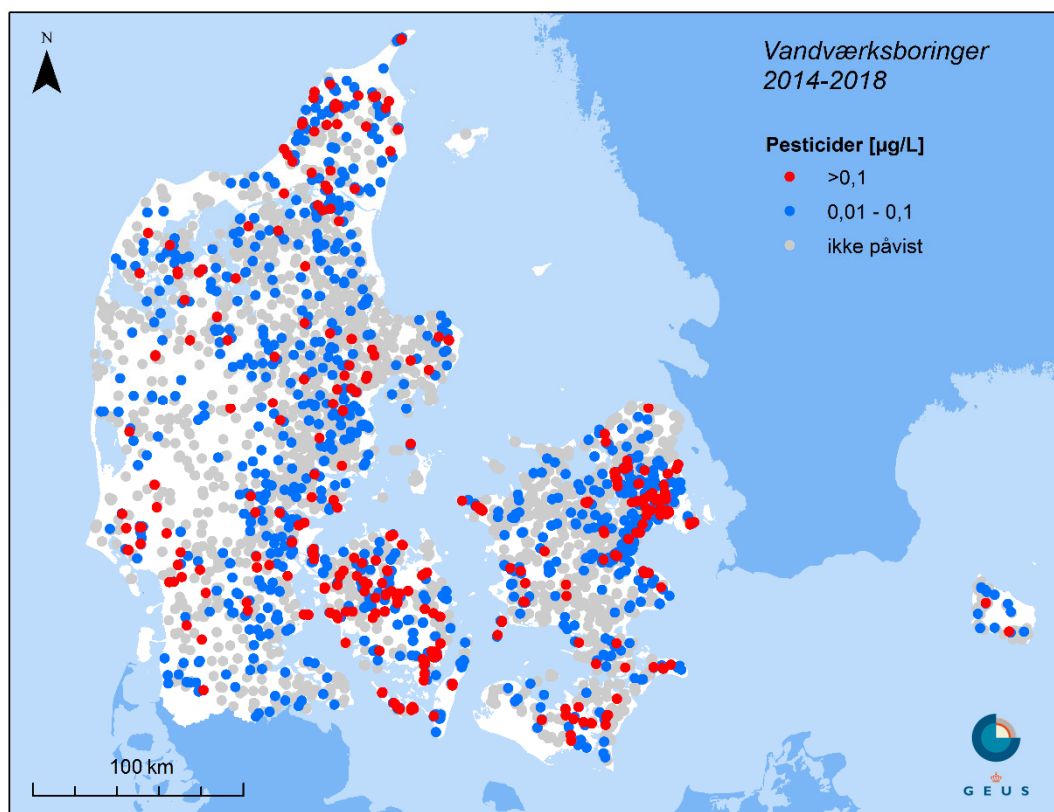
Tabel 2 viser, at der i 2018 blev fundet mindst ét pesticid i 40,8 % af de undersøgte vandværksboringer, og at 11,1 % af de undersøgte boringer havde mindst én overskridelse af kravværdien. Fundandelene og overskridelser af kravværdien er betydeligt højere end de forudgående år, fordi der i 2018 blev fundet DPC og/eller DMS i en stor del af de undersøgte boringer. Det virkelige tal må dog formodes at være større, idet kun 71% af de prøvetagede boringer blev testet for DPC og kun 62 % blev testet for DMS.

I perioden 2014-2018, hvor stort set alle vandværksboringer kan forventes at være prøvetaget mindst én gang, blev pesticider påvist i 29,0 % af de undersøgte boringer, og 7,2 % af boringerne havde mindst én overskridelse af kravværdien. Idet DPC/MDPC først blev obligatorisk for boringskontrollen pr. 27. oktober 2017 og DMS pr. 1. juli 2018, bliver deres effekt 'fortyndet' af et stort antal af ældre prøveresultater i periodeopgørelsen sammenlignet med 2018.

Figur 14 viser, at der er en overrepræsentation af overskridelser af kravværdien i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydlige Danmark, samt i hovedstadsområdet.

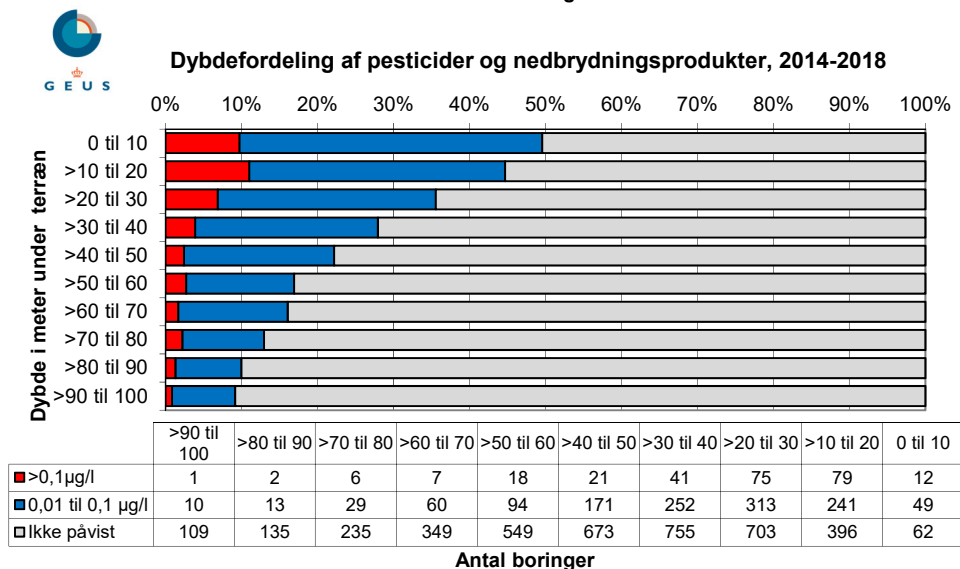
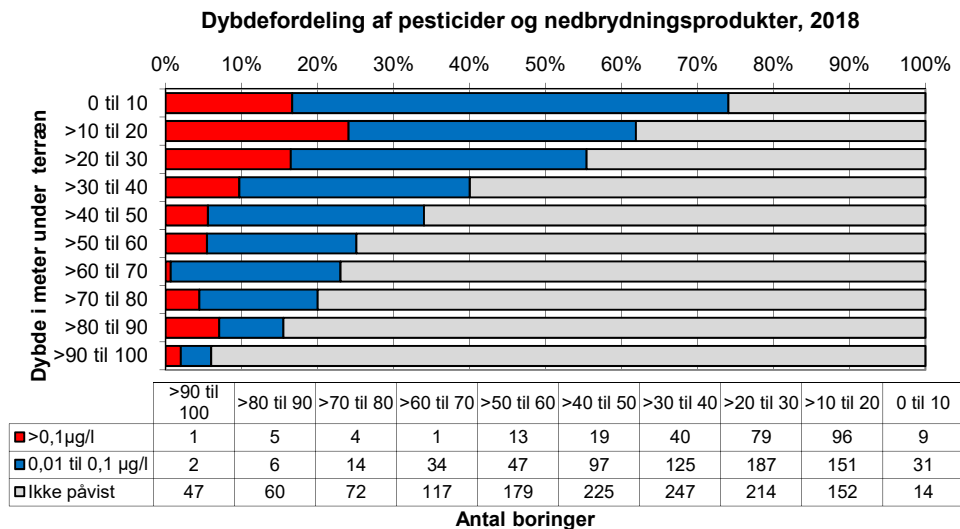
Tabel 2. Vandværksboringer. Pesticidfund i vandværksboringer vist som antal og procentvis fordeling af boringer. Vandværksboringerne er opdelt i boringer med mindst ét fund og boringer med mindst én overskridelse af kravværdien ( $>0,1 \mu\text{g/l}$ ) for enkelte år og i perioden 2014-2018. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter, anvendt i den løbende rapportering. Opgørelsen markeret med \* er  $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$ .

Borings-kontrollen	Boringer antal			Boringer andel (%)	
	I alt	Med fund	$>0,1 \mu\text{g/l}$	Med fund	$>0,1 \mu\text{g/l}$
2018	2.556	1.043	284	40,8	11,1
2017	2.781	815	205	29,3	7,4
2016	1.842	465	53	25,2	2,9
2015	1.370	372	50	27,2	3,6
2014	1.629	427	63*	26,2	3,9*
2014-2018	6.342	1.839	456	29,0	7,2



Figur 14. Vandværksboringer. Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandet i vandværksboringer i femårsperioden 2014-2018. 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 ( $0,01-0,1 \mu\text{g/l}$ ), 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.

Figur 15 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2018 og i perioden 2014-2018. 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 boringer, som har filtertop dybere end 100 m u.t.



Figur 15. Vandværksboringer. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer i 2018. Øverst data fra 2018, nederst en periodeopgørelse for 2014-2018. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kravværdien (>0,1 µg/l), ét pesticid er påvist mindst én gang under kravværdien (0,01-0,1 µg/l), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af filteret.

## De hyppigst fundne pesticider i grundvandsovervågningen og vandværksboringer

Tabel 3 viser for året 2018 de 6 hyppigst fundne pesticider i GRUMO-indtag og vandværkernes boringskontrol. DPC var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO i 2018, idet stoffet blev påvist i 30,1 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kravværdien i 15,2 % af de undersøgte indtag. I modsætning til andre pesticider er DPC oftere påvist over kravværdien end under kravværdien. MDPC blev i 2018 påvist i 17,1 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kravværdien i 5,9 % af de undersøgte indtag. DPC blev påvist i 22,0 % af de undersøgte vandværksboringer. DPC-indholdet var højere end kravværdien i 6,6 % af de undersøgte vandværksboringer. DPC og MDPC er nedbrydningsprodukter fra det nu forbudte herbicid chloridazon, som overvejende blev brugt i bederoer (sukkerroer og foderroer).

DMS var i 2018 det hyppigst påviste pesticid med fund i 29,8 % af de undersøgte vandværksboringer og overskridelse af kravværdien i 7,7 % af de undersøgte vandværksboringer. DMS er nedbrydningsprodukt

fra fungiciderne tolylfluanid og diclofluanid, som har haft både pesticid- og biocid anvendelser. Detektionsgrænsen var forhøjet i 18 % af de indberettede prøver fra boringskontrollen (oftest til 0,02 µg/l), så fundandelen ville have været højere, hvis man havde målt ned til 0,01 µg/l.

Miljøstyrelsen igangsatte i 2018 en screeningsundersøgelse for DMS i udvalgte GRUMO-indtag, hvor DMS blev påvist i 22,0 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kravværdien i 3,5 % af de undersøgte indtag. De lavere fundandele i GRUMO sammenlignet med vandværksboringerne skyldes sandsynligvis, at GRUMO-indtagene fortrinsvis ligger i det åbne land, hvor de ikke "fanger" DMS fra moderstoffer-nes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

1,2,4-triazol blev i 2018 påvist i 27,3 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kravværdien i 4,3 % af de undersøgte indtag. Pr. 1. juli 2018 kom 1,2,4-triazol på boringskontrollens obligatoriske liste. I boringskontrollen er 1,2,4-triazol i 2018 påvist i blot 1,0 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kravværdien. Fund og overskridelser er dermed langt mindre i boringskontrollen end i GRUMO, 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 og som biocid i træbeskyttelsesmidler.

Nogle vandværker har i 2018 af egen drift testet deres indvindingsboringer for chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter. Af disse var dimethachlor ESA det hyppigst påviste med fund i 12,3 % af de 155 undersøgte boringer og overskridelse af kravværdien i 3,2%. Dimethachlor ESA var dermed blandt de fire hyppigst påviste pesticider i vandværksboringer i 2018. Den næst-hyppigste chloroacetanilid var metazachlor ESA med fund i 3,9 % af de undersøgte boringer og overskridelse af kravværdien i 0,6 %. Detektionsgrænsen for chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter var i alle tilfælde 0,02 µg/l, så fundandelene ville have været højere, hvis man havde målt ned til 0,01 µg/l. Det er overraskende, at metazachlors nedbrydningsprodukter kan påvises i grundvandet, idet metazachlor aldrig har været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. Chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter har ikke været testet i GRUMO.

BAM var i 2018 det hyppigst fundne 'gamle' stof i både GRUMO og vandværksboringer undersøgt ved boringskontrollen. BAM er et nedbrydningsprodukt fra de nu forbudte herbicider dichlobenil og chlorthiamid, som hovedsageligt blev brugt på gårdspladser, indkørsler og andre befæstede arealer, samt i frugt- og bærproduktion. BAM er også et nedbrydningsprodukt fra fungicidet fluopicolid, der bruges til bejdning af såsæd.

Tabel 3. GRUMO & Vandværksboringer. De 6 hyppigst fundne stoffer i 2018 i GRUMO-indtag og vandværksboringer. Indtag/boringer er opdelt i andel med mindst ét fund og indtag/boringer med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 boringer. <sup>a</sup> kun analyseret i 155 boringer.

Grundvandsovervågning 2018			Vandværksboringer 2018		
Stofnavn	Med fund %	> 0,1 µg/l %	Stofnavn	Med fund %	> 0,1 µg/l %
DPC (desphenylchloridazon)	30,1	15,2	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	29,8	7,7
1,2,4-Triazol	27,3	4,3	DPC (desphenylchloridazon)	22,0	6,6
DMS (N,N-dimethylsulfamid)	22,0	3,5	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	16,8	2,0
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	21,1	6,1	Dimethachlor ESA <sup>a</sup>	12,3	3,2
DEIA	17,4	0,8	MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	5,8	0,8
MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	17,1	5,9	Metazachlor ESA <sup>a</sup>	3,9	0,6



## 2. Formål

### 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-retlige 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 2018 er der indsamlet data fra de indtag, der indgår i den operationelle overvågning samt de ca. 85 indtag i redoxboringerne. Dvs. i 2018 er der prøvetaget i godt 880 indtag ud af omtrent 1.100 GRUMO-indtag i alt.

#### 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 4 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 GRUMO i de respektive perioder, herunder om GRUMO's stationsnet og hvordan overvågningsdata fra de enkelte typer af stationer anvendes.

Tabel 4. 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 grundvandsovervågingen

### Overvågningsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1001 af juni 2016 om overvåging af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervåging af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) indeholder regler for udarbejdelse af programmer for overvåging af vandforekomster, beskyttede områder som fx. de næringsstoffølsomme områder, omfattet af § 16 i lov om vandplanlægning, 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 vand, der transporteres og leveres af vandforsyningen og kontrollen af det vand, der indvindes til drikkevand (boringskontrollen).

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 kravene til kontrol af drikkevand.

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 2018-overvågningen, der afrapporteres her, galdt tidligere udgaver af drikkevandsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 1068 af 23. august 2018, bekendtgørelse nr. 975 af 27. juni 2018 og bekendtgørelse nr. 1147 af 24. oktober 2017. Det betyder at overvågningen 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 2018-overvågningen, der afrapporteres her, galdt tidligere udgaver af analysekvalitetsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 974 af 27. juni 2016 og bekendtgørelse nr. 1146 af 24. oktober 2017.

## **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 vandværkernes boringskontrol, samt data fra indberettede oppumpede vandmængder (Grundvandsovervågningens hjemmeside, se litteraturlisten). De forskellige datakilder er nærmere beskrevet i appendiks 1.

Siden 2005, der var det første rapporteringsår for NOVANA-programmerne (se Tabel 4), 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 i form af figurer eller tabeller af 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 kan håndteres, er beskrevet, hvor det er relevant i de enkelte fagkapitler og i appendiks 2.

## **Afrapportering til EU efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet**

Data fra vandværkernes boringskontrol, fra GRUMO og grundvandsdata fra LOOP-boringer anvendes (sammen med andre data) 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 vandområdeplaner. Disse skal bl.a. indeholde vurderinger af grundvandsforekomsters kemiske og kvantitative tilstand: Vurderingerne gennemføres efter bestemmelser i både vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet.

En grundvandsforekomst er en separat mængde grundvand i en eller flere grundvandsmagasiner: De danske grundvandsforekomster er (senest) afgrænset i 402 grundvandsforekomster (Trolborg mfl. 2014) forud for 2. vandplanperiode (2015-21). 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 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. Nitratdirektivrapporteringen 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).

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

## **Indberetning til EEA**

GRUMO-data og data om oppumpede 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. [www.geus.dk/media/16125/midlertidig\\_anvisning\\_2003.pdf](http://www.geus.dk/media/16125/midlertidig_anvisning_2003.pdf) (11.01.2019)
- GEUS, 2018: Notat vedr. datapådeligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark 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). Særdokument 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> (11.01.2019)
- 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](http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf) (11.01.2019)
- 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/> (11.01.2019)

### 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 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. <http://www.geus.dk/DK/water-soil/monitoring/groundwater-monitoring/Documents/g-o-2001-incl.pdf> (08.01.2018)
- Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. [www.geus.dk/media/16124/g03\\_pejlinger.pdf](http://www.geus.dk/media/16124/g03_pejlinger.pdf) (11.01.2019)
- Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. [www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.pdf](http://www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.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. [www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf](http://www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf) (11.01.2019)
- Thorling, L., Ernstsens, V., Hansen, M., Thomsen, C.T., Wandall, T. & Sørensen, E.N, 2014: Datateknisk anvisning Kemidata- GRUNDVAND. Teknisk rapport. Senest opdateret 20. dec. 2018. [www.geus.dk/media/20445/kemidata-grundvand.pdf](http://www.geus.dk/media/20445/kemidata-grundvand.pdf) (11.01.2019)
- Thorling, L. & Sørensen, B.L., 2014: Grundvandets kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metodevalg. GEUS rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/20668/thorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (12.2.2019)

Troldborg, L., Sørensen, B.L., Kristensen, M. & Mielby, S., 2014: Afgrænsning af grundvandsforekomster. Tredje revision af grundvandsforekomster i Danmark. GUES rapport 2014/58. [https://www.geus.dk/media/20669/geus\\_rapport\\_54\\_2014\\_grundvandsforekomster.pdf](https://www.geus.dk/media/20669/geus_rapport_54_2014_grundvandsforekomster.pdf) (12.2.2019)

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

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. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf) (11.01.2019)

## Relevante hjemmesider og links

EEA hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (11.01.2019)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (11.01.2019)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning/> (11.01.2019)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncentre for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (11.01.2019)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter/> (11.01.2019)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/> (11.01.2019)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (11.01.2019)

NOVANA 2004-2010 del 1: [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR495.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR495.PDF) (11.01.2019)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (11.01.2019)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (11.01.2019)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/> (11.01.2019)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: [www.pesticidvarsling.dk](http://www.pesticidvarsling.dk) (11.1.2019)

## 3. Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram

Mængden af det grundvand, der pumpes op, kaldet 'oppumpede 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, se kapitel 2. For at muliggøre en optimal allokering af den tilgængelige vandressource er der behov for, at kommunerne fortsat sikrer, at de oppumpede vandmængder i videst mulige omfang indberettes til den fælles offentlige database Jupiter, jf. drikkevandsbekendtgørelsen.

Det Nationale Pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af grundvandsstanden og dermed udviklingen i størrelsen af vandressourcerne. Programmet skal derfor afspejle repræsentative variationer i grundvandsstanden og fungere som grundlag for fortolkning af andre pejle-tidsserier og enkeltmålinger af vandstanden. Data fra pejleprogrammet indgår endvidere i grundvandsmodeller, der har til formål at vurdere såvel vandbalance, den tilgængelige mængde grundvand til vandforsyningsformål, som indvindingsbetingede påvirkninger af grundvand og økosystemer. Disse vurderinger danner grundlag for vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand. 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 logning af 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 vandværker (jf. indberetningerne af oppumpede vandmængder). Derudover indvindes der på en række lokale vandforsyninger til institutioner og små vandforsyninger (ikke almene vandværker), som hver forsyner 2-9 husstande (ikke almene vandværker). Endelig er der i Danmark registreret ca. 50.000 anlæg i Jupiter, som er angivet med hovedformålet 'lille enkeltvandværk' (enkeltindvinder eller få husstande). Ca. 1.800 af disse anlæg har indberettet mængderne af deres vandindvinding mindst én gang siden 1989. For 2018 er der indberettet vandindvinding på ca. 573 af disse ca. 50.000 anlæg.

I Danmark anvendes den største andel af de oppumpede vandmængder (bortset fra i året 2018) 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 inden for industri, institutioner, gartneri og dambrug.

Samlet set blev der i 2018 indberettet vandindvinding fra 16.016 anlæg.

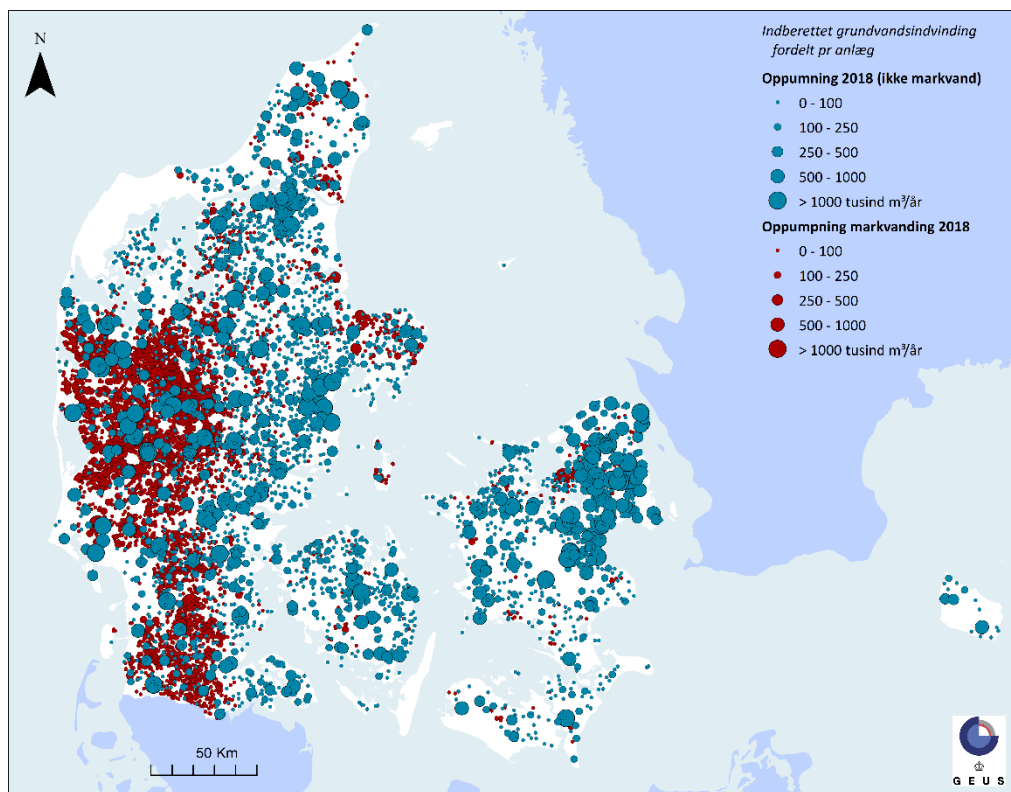
Figur 16 viser den geografiske fordeling af indberettede vandmængder for 2018 på anlægsniveau, opdelt i markvandingsanlæg og øvrige anlæg.

Den største enkelte indvinding af overfladevand, der udpumpes med drikkevandskvalitet, finder sted ved Kalundborg Forsyning, der indvinder små 4 mio. m<sup>3</sup>/år til procesvand på lokale virksomheder.

#### Målsætning

Af hensyn til forsyningssikkerheden, miljøpåvirkninger og det stigende fokus på klimaets betydning for den fremtidige vandindvinding er det væsentligt, at man kender mængden og udviklingen af de vandmængder, der årligt oppumpes. 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 oppumpede vandmængder i forhold til behovet for vandføring i vandløb og vandstanden i moser, søer mv. Lokalt og regionalt kan indvindingen have et omfang, der ikke er bæredygtigt. 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 16. Grundvandsindvinding i Danmark i 2018 fordelt på anlæg, med en signatur der angiver størrelsen af indvindingen. Rød signatur angiver de 12.097 markvandingsanlæg, mens blå signatur angiver de øvrige 3.919 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 den op-pumpede 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 oppumpede vandmængder indberettes af kommunerne til Jupiter efter drikkevandsbekendtgørelsen og i overensstemmelse med dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2015). En række kommuner har de forløbne år rettet ældre, fejlbehæftede data. Der har især været tale om at nedkorrigere for høje indberettede vandmængder. Dette betyder, at data i Tabel 5 ikke er helt identiske med de tidligere rapporterede data, fx (Thorling mfl., 2018).

Elleve kommuner har ikke indberettet vandværkernes indvindingsdata for 2018 inden tidsfristen 1. april 2019. 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 29. juli 2019) af omkring 24 mio. m<sup>3</sup> for 2018, svarende til ca. 5 % af de samlede indvindinger på vandværkerne, hvilket er på niveau med de seneste år.

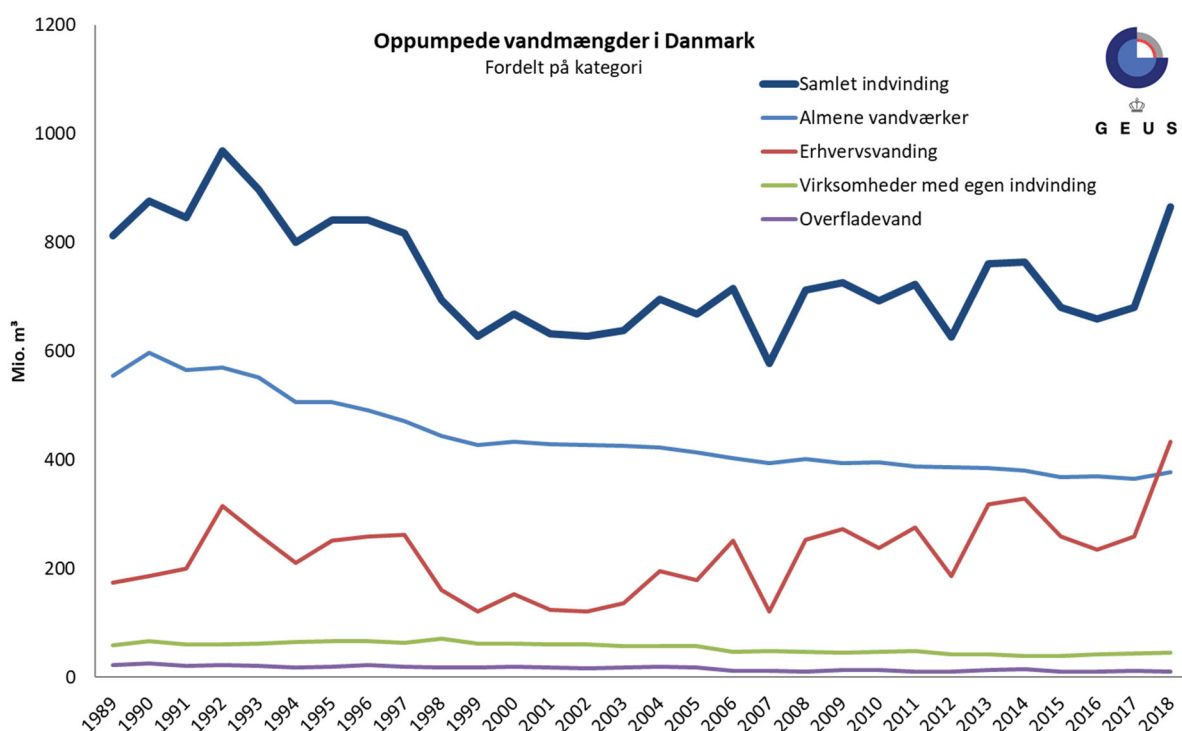


Til tabeller og figurer i denne rapport er de udtrukne indberettede data derfor justeret manuelt, hvis der som følge af ovennævnte manglende indberetninger er væsentlige afvigelser fra de foregående år.

## Status og udvikling for vandindvinding

Figur 17 viser vandindvindingen for hele landet samlet og fordelt på fire hovedkategorier i perioden 1989-2018. Kategorierne er:

- Almene vandværker: offentlige og private vandforsyningsanlæg.
- Erhvervsvanding: dambrug, markvanding, gartneri.
- Virksomheder med egen indvinding: erhverv, industri, institutioner, afværgepumpninger, grundvands-sænkninger, enkelt-indvindinger til husholdninger og anden grundvandsindvinding (ikke almene vandværker).
- Overfladevand til alle formål.



Figur 17. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2018 opdelt på almene vandværker, 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 (typisk 70-80 %). 2018 var et særdeles tørt år, hvilket også afspejles i den indberettede erhvervsvandingen.

Indvindingen af overfladevand på 10 mio. m<sup>3</sup> i 2018 er vanskelig at erkende i figuren og er ikke meget forskellig fra de forudgående år. Indberetningerne fra dambrug (opgjort i kategorien erhvervsvanding) 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. m<sup>3</sup>/år.

Tabel 5 viser de data, der ligger til grund for Figur 17. For kategorien almene vandværker ses et fald i de oppumpede vandmængder gennem 90'erne fra ca. 600 mio. m<sup>3</sup> i 1990 og i mindre grad gennem 00'erne til et niveau på knap 400 mio. m<sup>3</sup> i 2018.



Tabel 5. Indvundne vandmængder i Danmark er opdelt på fire kategorier i mio. m<sup>3</sup>/år. Bemærk: Kommunerne har i nogle tilfælde opdateret ældre data siden sidste rapportering (Thorling mfl., 2018).

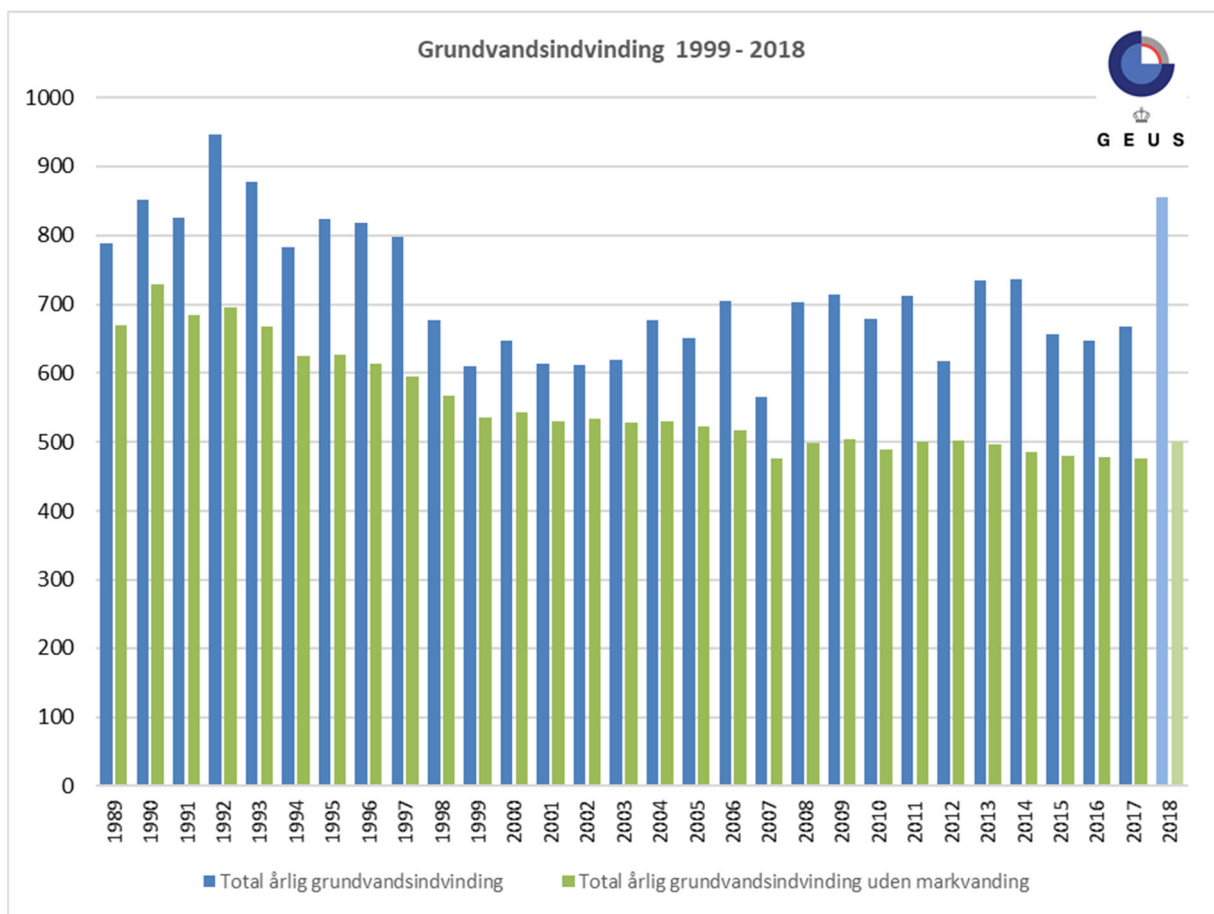
Årstal	Almene vandværker	Erhvervsvandning	Virksomheder med egen indvinding	Overfladevand
	Mio. m <sup>3</sup> /år	Mio. m <sup>3</sup> /år	Mio. m <sup>3</sup> /år	Mio. m <sup>3</sup> /år
1989	555	175	59	23
1990	598	187	67	25
1991	565	200	60	21
1992	570	316	61	22
1993	552	263	62	21
1994	506	211	65	18
1995	506	251	66	19
1996	492	259	67	23
1997	471	263	63	20
1998	445	161	71	18
1999	427	121	62	18
2000	434	153	62	19
2001	429	125	60	18
2002	427	122	61	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	276	48	11
2012	386	187	43	10
2013	385	319	43	14
2014	380	329	40	15
2015	369	260	40	11
2016	370	235	43	11
2017	365	260	44	12
2018	377	433	46	10

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien Erhvervsvandning) er for 2018 opgjort til 433 mio. m<sup>3</sup>, hvilket er det højeste niveau for hele perioden (1989-2018). Erhvervsvandningen udgør i 2018 for første gang i overvågningens historie den største andel af de samlede indvindinger. Markvandingen udgør 82% af Erhvervsvandning i 2018, hvilket er noget over medianen for hele perioden på 74%, og afspejler det store vandindvindingsbehov, som det meget tørre år 2018 affødte. 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 18 viser de totale oppumpede mængder grundvand i perioden 1989-2018 med blå søjler, mens de grønne søjler viser de totale oppumpede mængder grundvand uden markvanding. Oppumpning til markvanding lå i 2018 på 356 mio. m<sup>3</sup>/år, hvilket er væsentligt over niveauet de seneste 15 år, hvor den lå på mellem ca. 100 og 350 mio. m<sup>3</sup>/år med store variationer fra år til år afhængigt af nedbør og fordampning i vækstsæsonen. Dette resulterer i at den samlede indvinding i 2018 er på niveau med indvindingen omkring 1990.

Udviklingen i de oppumpede vandmængder i Danmark (uden markvanding) viser en faldende tendens frem til år 2000 og en svagt faldende tendens siden. Den samlede oppumpede mængde af grundvand i Danmark (uden markvanding) er for 2018 opgjort til 500 mio. m<sup>3</sup>/år, mens den for 1990 er opgjort til ca. 700 mio. m<sup>3</sup>/år. Medregnes markvandingen, der udgør ca. 15-40 % af de samlede mængder oppumpede grundvand i Danmark, er der ingen tydelige udviklingstendenser fra 2000 og frem.



Figur 18. Den totale årlige grundvandsindvinding med og uden markvanding (1989-2018) baseret på indberettede data. Data fra 2018 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

I alt er der i 2018 indberettet grundvandsindvindinger på 865 mio. m<sup>3</sup>, når markvandingen medregnes, hvilket er den højeste indberettede grundvandsindvinding siden 1993. Det er særligt den indberettede markvanding, der bidrager til det høje niveau, efter den ekstremt tørre sommeren i 2018. 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 18. En gennemgang af de årlige opgørelser i grundvandsovervågningen viser, at også 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 markvandsformål. Beregninger (Hvid, 2011, se også Thorling mfl., 2011) viser samstemmende, at der var et markant mindre vandingsbehov i 2007 end årene før og efter. Beregningerne illustrerer, at vandingsbehovet kan variere med adskillige hundrede procent fra år til år, og i nogle år udgør meget betragtelige andele af oppumpningen på såvel lokal som national skala.

## 3.2 Det Nationale Pejleprogram

### Indledning

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

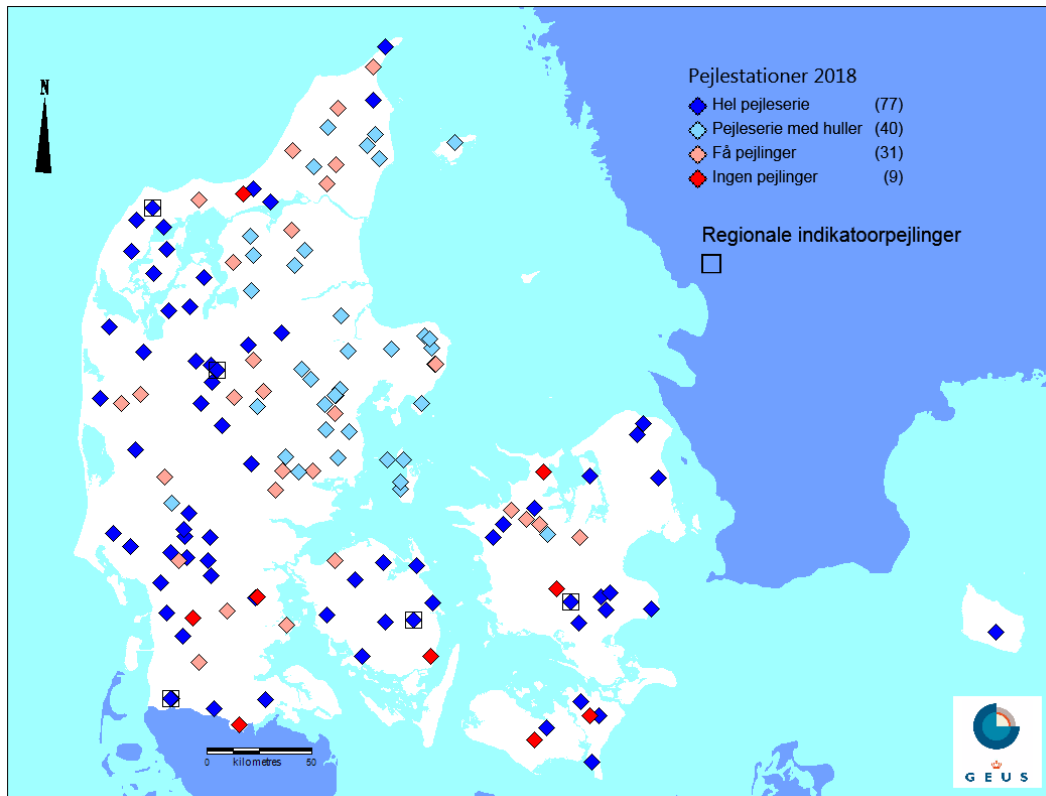
Pejlestationsnettet bliver i perioden 2010-2019 løbende revideret for at give en bedre dækning af grundvandsforekomsterne og dermed dække kravene til den kvantitative overvågning i Vandrammedirektivet. Denne revision var dermed ikke endeligt afsluttet i 2018.

Figur 19 viser den geografiske fordeling på de i alt 157 indtag fordelt på 148 borer, der i 2018 indgik i pejlestationsnettet. Af disse er 77 indtag logget automatisk gennem hele året. 40 indtag er logget i hovedparten af perioden med enten kortere udfald, eller med manglende data for november og december 2018, idet disse ikke var indberettet pr. 13. juni 2019, hvor datasættet blev trukket ud af Jupiter. 31 indtag er pejlet i kortere perioder med logger eller manuelt nogle få gange i løbet af 2018, mens de sidste 9 indtag ikke er pejlet i 2018. De manglende pejlinger skyldes primært den igangværende reovering af de automatiske dataloggere og indkøring af en række nye overvågningsindtag etableret i 2016. Det fremgår, at der i 2018 ikke er pejlet i Odsherred, mens pejlingerne på Bornholm, Stevns og Lolland er genoptaget efter en pause i 2017 (Thorling mfl. 2019).

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, op til 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 tidshorizont 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 borerens referencepunkt eller udfald i en datalogger. For at udbedre dette pågår 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, 2012a 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.



Figur 19. Beliggenhed af de 157 indtag, der indgik i Det nationale Pejlenet 2018, inklusiv de 5 regionale pejlestationer med lange tidsserier, se fx Figur 21.

### Udvikling af grundvandsstanden

Grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen fra nettonedbøren (nedbør minus fordampning, se appendiks 3) og mængderne af oppumpet grundvand til forskellige formål, se kapitel 3.1. De seneste 100 år har årsnedbøren i Danmark været stigende, se appendiks 3, Figur 80.

I 2018 faldt der på landsplan blot 596 millimeter nedbør, hvilket er 116 millimeter eller 16 % under normalen (1961-90; 712 mm), og 196 millimeter eller 25 % under det seneste tiårs-gennemsnit (2006-2015; 792 mm). 2018 var således et særdeles tørt år. Især var maj, juni og juli meget tørre med en samlet nedbør på blot 59 mm mod gennemsnitligt 196 mm i perioden 2006-2015. Dette dækker over regionale forskelle, idet der generelt var mest nedbør i det vestlige Jylland, DMI (2019).

For at forstå udviklingen i grundvandets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret oppumpning og ændringer i nettonedbør og grundvandsdannelse. Da effekterne af variationer i grundvandsdannelsen (som følge af variationer i klima og nedbør) forventes at kunne spores først i de mere overfladenære grundvandsmagasiner, er der i afrapporteringen særlig fokus på vandstandens udvikling i sådanne magasiner.

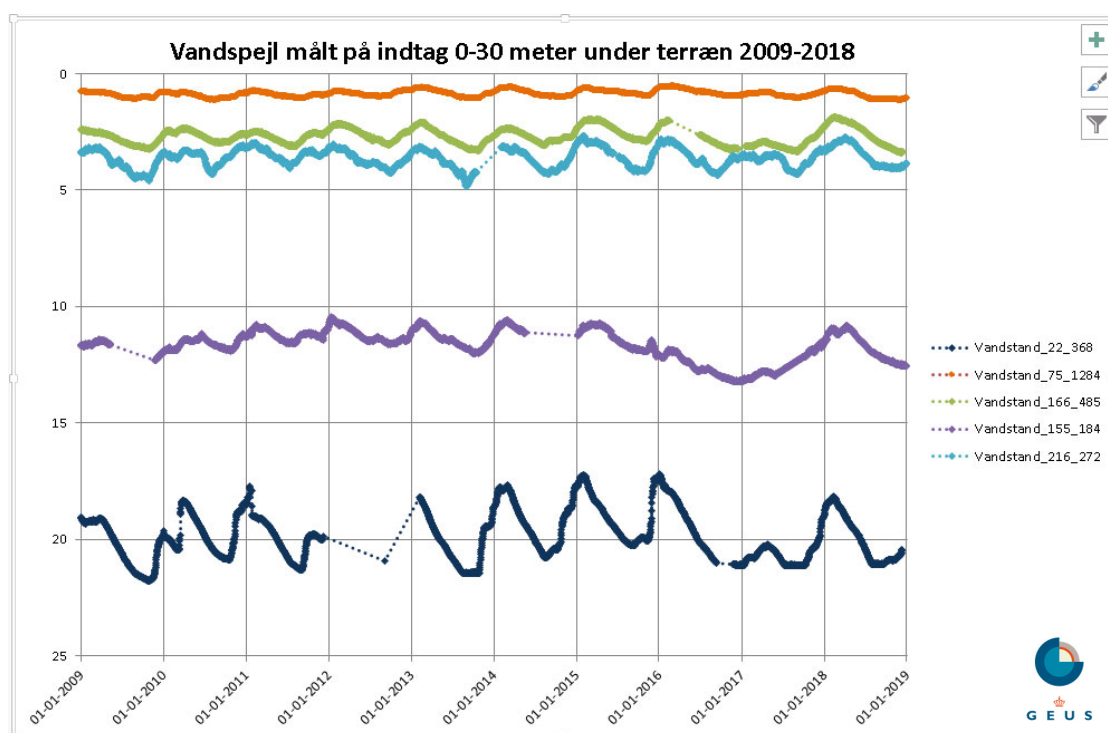
På baggrund af en analyse af pejleseriernes kvalitet (Thorling mfl., 2016) blev der udpeget fem lange, regionale tidsserier for terrænnære indtag (0-30 m u.t.), se Figur 19:

- Nordjylland DGU nr. 22.368 indtag 1 (Kalk/kridt, frit magasin).
- Midtjylland DGU nr. 75.1284 indtag 1 (Sand, frit magasin)
- Sønderjylland DGU nr. 166.485 indtag 1 (Sand, frit magasin).
- Fyn DGU nr. 155.184 indtag 1 Sand, spændt magasin)
- Sjælland DGU nr. 216.272 indtag 1 (Kalk/kridt, spændt magasin).

Der har i tidligere rapporteringer været anvendt pejlinger fra DGU nr. 76.853-1, hvilket i dette års rapport er erstattet med data fra den nærliggende pejlestation i DGU nr. 75.1284-1 på grund af dataudfald i førstnævnte, se de regionale pejlestationer i Figur 19.

Vandstandsvariationerne i de udvalgte regionale borer i perioden 1960-2015 er beskrevet i Thorling m. fl (2016). Analysen af de lange pejetidsserier viser bl.a. effekten af to tidligere tørkeperioder i hhv. 1975-76 og 1996. Endvidere blev der set eksempler på, at vandstanden stedvis er steget med op til 1-2 m siden 2000, formodentlig som følge af den generelt øgede nedbør.

Figur 20 viser pejeserierne for de fem regionale pejlestationer i perioden 2009-2018. Tidsserierne udviser karakteristiske årstidsvariationer (Thorling mfl. 2018), hvor vandstanden for hovedparten af årene stiger i 4. kvartal. Denne stigning ses imidlertid ikke eller kun i meget begrænset omfang i 2018, hvilket kan relateres til en reduceret grundvandsdannelse i efteråret som følge af den meget tørre sommer. Vandstanden er ved årets udgang mellem 0,29 m og 1,44 m lavere end ved udgangen af 2017 i disse 5 indtag.

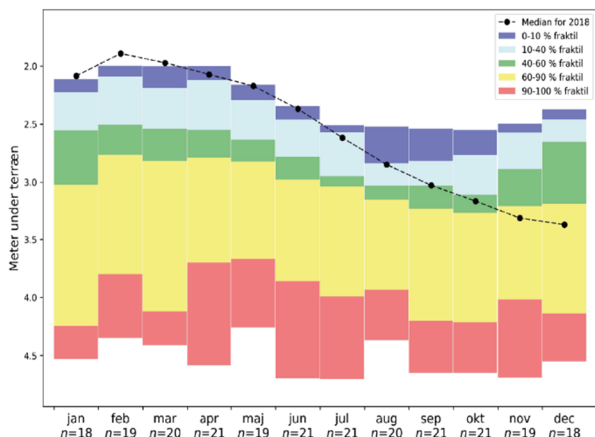


Figur 20. Pejetidsserier (vandstand m u.t.) i udvalgte regionale borer, 2009-2018. Se Thorling m. fl. 2016, for en samlet beskrivelse af udviklingen 1960-2015.

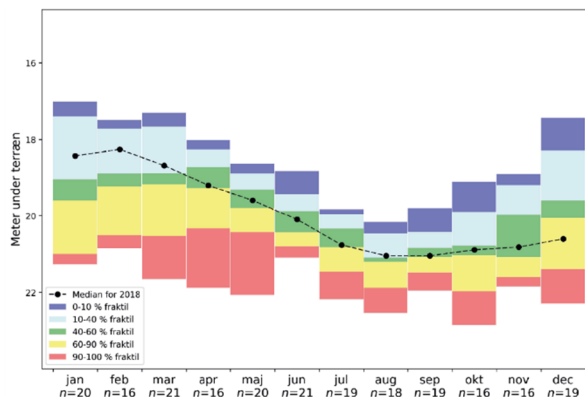
Dette forhold er underbygget statistisk på Figur 21. De enkelte diagrammer viser for hver måned i 2018 en markering af medianværdien af alle pejlinger i det enkelte indtag. Denne månedsmedian sammenlignes med fordelingen af tidligere målinger fra samme indtag for hver måned i perioden (1992-2017). For hver af årets måneder er der for de forudgående års pejlinger beregnet 0-10, 10-40, 40-60, 60-90 og 90-100 % fraktiler, ud fra den højeste målte vandstand for en måned, 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 høje grundvandsstande i indtagene i forhold til medianen i den forudgående periode. Diagrammerne er vist i et større format i Bilag 1.

Figur 21 viser, at vandstanden i de analyserede indtag i begyndelsen af 2018 ligger på eller over det typiske niveau for den forudgående periode (1992-2017), hvorefter vandstanden i løbet af 3. og 4. kvartal falder til under det gennemsnitlige niveau for de foregående år i overensstemmelse med det umiddelbare indtryk for pejeserierne Figur 20.

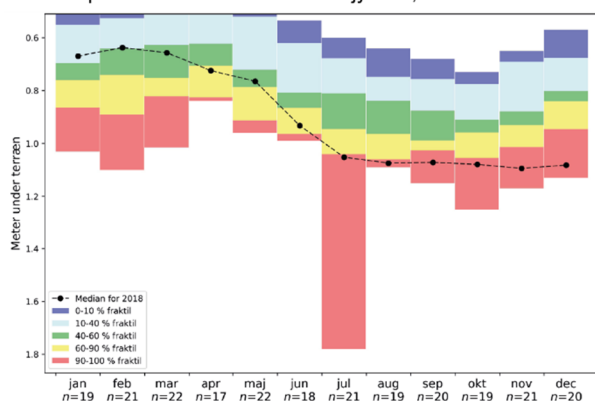
Månedsmidian 2018 sammenlignet med månedsmidian for perioden 1992-2017 for Syddjylland, DGU. nr. 166.485



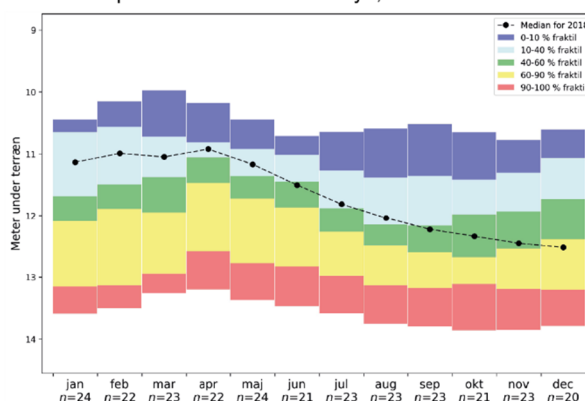
Månedsmidian 2018 sammenlignet med månedsmidian for perioden 1992-2017 for Nordjylland, DGU. nr. 22.368



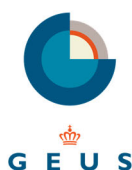
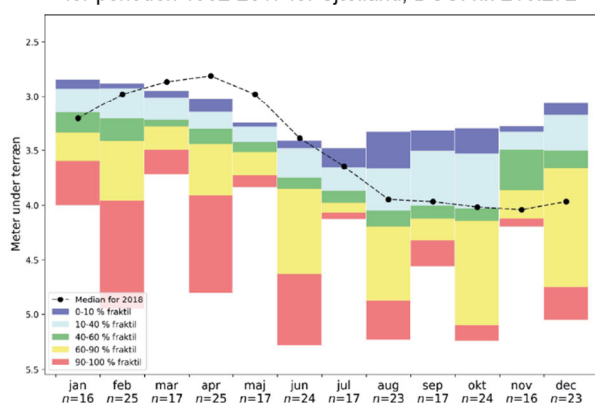
Månedsmidian 2018 sammenlignet med månedsmidian for perioden 1992-2017 for Midtjylland, DGU. nr. 75.1284



Månedsmidian 2018 sammenlignet med månedsmidian for perioden 1992-2017 for Fyn, DGU. nr. 155.184



Månedsmidian 2018 sammenlignet med månedsmidian for perioden 1992-2017 for Sjælland, DGU. nr. 216.272



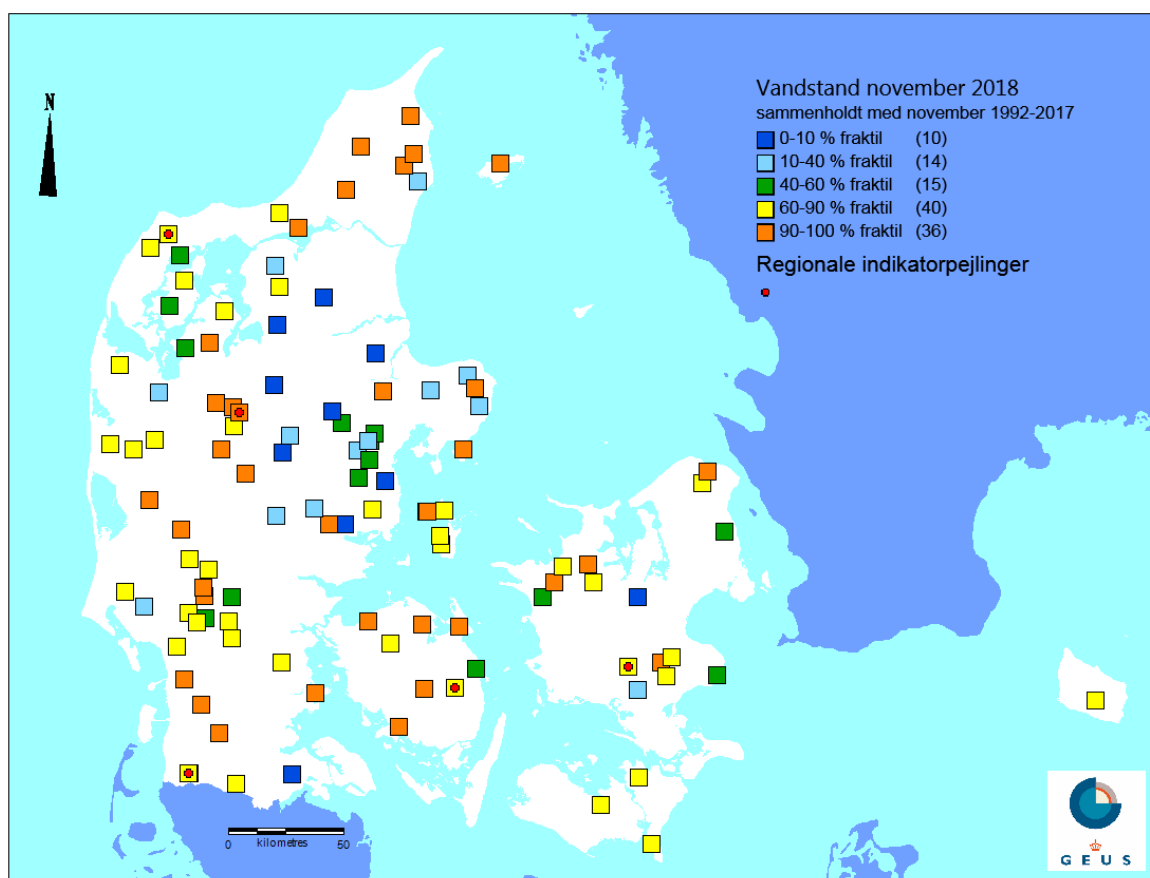
Figur 21. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) vist som månedsmidian i 2018 sammenlignet med fordelingen af månedsværdier i perioden 1992-2017, DGU-nr. 22.368, Nordjylland, DGU-nr. 76.1284, Midtjylland, DGU-nr. 166.485, Sønderjylland, DGU-nr. 155.184, Fyn og DGU-nr. 216.272, Sjælland. n angiver antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne. De enkelte diagrammer findes i et større format i Bilag 1.

For at vurdere i hvilket omfang det registrerede fald i vandspejlet i 2. halvdel af 2018 beskriver en ud-bredt tendens, er vandstanden i november 2018 for 115 indtag med tilstrækkelige lange pejleserier ana-lyseret statistisk på samme måde som vist for de 5 udvalgte indtag i Figur 21. Den statistiske analyse

viser, at 76 indtag (66 %) har lavere gennemsnitlig vandstande i november 2018 end 60 % fraktilen for november for perioden 1992-2017, mens 36 stationer (31%) ligger lavere end 90 % fraktilen.

Figur 22 viser den geografiske fordeling den relative vandstand i november måned i forhold til de foregående år for de undersøgte indtag. Der ses ikke nogen entydig geografisk fordeling af indtag med reduceret vandstand ultimo 2018. I et mindre område nordvest for Aarhus synes der dog at være en overvægt af indtag med uændret eller øget vandstand. Hovedparten af disse indtag er dog relativt dybe (> 50 m u.t.) hvilket kan forklare, at der her ikke ses effekt af den tørre sommer. Den reducerede vandstand optræder i både overfladenære og dybere indtag, hvilket ikke fremgår af figuren.

Generelt er vandstanden i størstedelen af pejleprogrammets indtag dog tydeligt lavere ved udgangen af 2018 end de foregående år, hvilket indikerer, at den tørre sommer har påvirket grundvandsressourcernes kvantitative tilstand i hele landet i både overfladenære og dybere grundvandsmagasiner.



Figur 22. Gennemsnitlig vandspejl november 2018 sammenholdt med november 1992-2017, vist som månedsmedian i 2018 sammenlignet med fordelingen af månedsværdier i perioden 1992-2017. Data fra 115 pejlestationer er medtaget.

Kortere perioder med tørke forventes ikke umiddelbart at have en varig effekt på grundvandsstanden for landet som helhed i en tid med generelt stigende nedbørsmængder. Dette underbygges bl.a. af tidligere observerede respons på kortere tørre perioder (Thorling mfl. 2019). På kort sigt vil en meget tør sæson, som den i 2018, dog formodentlig kunne give lokale problemer med vandindvinding fra grundvandsmagasiner, hvor vandstanden er meget følsom over for kortere perioder med reduceret grundvandsdannelse. Dette kan især være en udfordring, når der i den tørre periode sker en øget indvinding til markvanding.



## Referencer: Det Nationale Pejleprogram

### Vejledninger mv.

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

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2015: Dataansvarsaftalen, [http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer\\_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar](http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar) (11.01.2019).

### Andre referencer:

DMI (2019), Året 2018: [https://www.dmi.dk/fileadmin/user\\_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag\\_2018.pdf](https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag_2018.pdf)

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 [https://www.geus.dk/media/20708/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014\\_74.pdf](https://www.geus.dk/media/20708/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf) (11.01.2019)

Henriksen, H., Stisen, S., Troldborg, L., He, X & Jørgensen, LF. 2015: Analyse af øget indvinding til markvanding, GEUS rapport 2015/29. [https://www.geus.dk/media/20707/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29\\_2015.pdf](https://www.geus.dk/media/20707/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf)

Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, [www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl\\_11\\_616.aspx](http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx) (11.01.2019)

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](https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2016/DMIREp16-19_ver2.pdf)

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. [www.geus.dk/media/16124/q03\\_pejlinger.pdf](http://www.geus.dk/media/16124/q03_pejlinger.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. [www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf](http://www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16424/g-o-2010.pdf](http://www.geus.dk/media/16424/g-o-2010.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Troldborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. [www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf](http://www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf) (19.02.2019)

### Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (11.01.2019)

DMI hjemmeside: [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk) (11.01.2019)

EEA hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (11.01.2019)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (11.01.2019)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (11.01.2019)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (11.01.2019)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (11.01.2019)



## 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 = nettonedbør)
- 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 det 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.

## 4.1 Sammenligning af datasæt

### Det samlede datagrundlag

Rapporteringen om nitrat i grundvandet er baseret på 1) det seneste prøvetagningsår (2018) og 2) en periodeopgørelse for den seneste 5-årsperiode (2014-18). 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 6 viser antallet af prøver analyseret for nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandværksboringer i de seneste fem år (2014-2018). Antallet af prøver i 2018 ligger på niveau med de fire forudgående år, med den undtagelse at der er et mindre antal nitratanalyser fra LOOP i 2018 i forhold til de forudgående

år, som skyldes den meget tørre sommer og efterår (Blicher-Mathiesen mfl., 2019). Det skal bemærkes, at der i 2018, jf. overvågningsprogrammet ikke prøvetages i alle de GRUMO-indtag som blev prøvetaget i 2017. I 2018 blev der prøvetaget i indtag, der indgår i den såkaldte "operationelle overvågning", dvs. indtag, hvor der ofte tidligere er påvist risiko for nitratpåvirkning så udviklingen i nitratindholdet kan følges.

### Prøvetagningsfrekvens

I 2018 er der udtaget 1.109 prøver fra 884 GRUMO-indtag, hvoraf 85 indtag i redoxboringerne er prøvetaget 1-3 gange, se Kapitel 4.5 og Appendiks 1. I LOOP er der indsamlet i alt 328 prøver i 2018, som stammer fra 83 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 prøvetages én gang. I 2018 er der 1.897 prøver fra 1.772 vandværksboringer, hvoraf de fleste indtag er prøvetaget én gang.

I perioden fra 2014-2018 er der analyseret for nitrat i 16.498 prøver fra i alt 7.627 indtag, som er fordelt på 1.289 GRUMO-indtag (prøvetaget én til ni gange), 95 LOOP-indtag (prøvetaget fire til 31 gange) og 6.243 vandværksboringer (prøvetaget én til 28 gange).

Tabel 6. GRUMO, LOOP & Vandværksboringer. Antal prøver analyseret for nitrat fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer for hvert år og den samlede periode 2014-2018. I parentes er vist antallet af indtag i løbet af hele perioden.

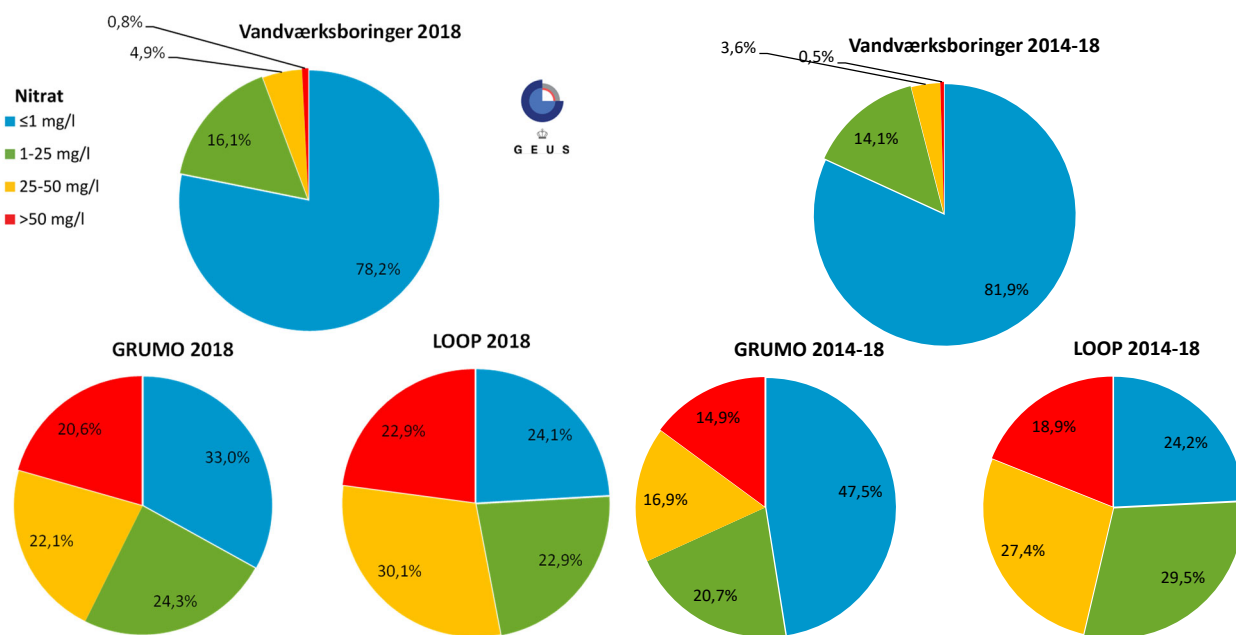
Periode	GRUMO	LOOP	Vandværksboringer	I alt
Årstal	Antal prøver	Antal prøver	Antal prøver	Antal prøver
2014	1.005	490	1.900	3.395
2015	746	468	1.847	3.061
2016	775	413	2.016	3.204
2017	1.175	425	1.904	3.504
2018	1.109	328	1.897	3.334
2014-2018	4.810 (1.289)	2.124 (95)	9.564 (6.243)	16.498 (7.627)

### Fordeling af nitrat

Figur 23 viser fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold for samtlige indtag analyseret i 2018 og i perioden 2014-2018. Nitratindholdet er opdelt i koncentrationsintervaller for tre grupper af data: LOOP, GRUMO og i vandværksboringer.

I 2018 er der hhv. 20,6 % og 22,9 % af de prøvetagede GRUMO- og LOOP-indtag med et gennemsnitligt nitratindhold over 50 mg/l. For grundvand i vandværksboringer er den tilsvarende andel 0,8 %. I 2018 er der fundet nitratholdigt grundvand med >1 mg/l nitrat i hhv. 75,9 %, 67,0 % og 21,8 % af de prøvetagede indtag i hhv. LOOP- og GRUMO-indtag og vandværksboringer.

I 2018 ligger nitratkoncentrationerne generelt højere end i 2017. Det vil sige at andelen af indtag med nitratholdigt grundvand med > 1 mg/l nitrat i 2018 i forhold til i 2017 ligger 2,5 %, 17,8 % og 4,3 % højere i hhv. LOOP- og GRUMO-indtag og vandværksboringer. Det fremgår også af Figur 23, at andelen af nitratkoncentrationerne >1 i GRUMO-indtagene ligger markant højere i 2018 (67 %) sammenlignet med perioden 2014-18 (52,5 %). Den forøgelse af nitratholdige GRUMO-indtag hænger sammen med, at der i 2018, jf. overvågningsprogrammet ikke prøvetages i alle de GRUMO-indtag som blev prøvetaget i 2017. I 2018 blev der prøvetaget i indtag, der indgår i den såkaldte "operationelle overvågning", dvs. indtag, hvor der ofte tidligere er påvist risiko for nitratpåvirkning så udviklingen i nitratindholdet kan følges.



Figur 23. GRUMO, LOOP og Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag analyseret i 2018 for 884 GRUMO-indtag, 83 LOOP-indtag og 1.772 vandværksboringer og i perioden 2014-18 for 1.289 GRUMO-indtag, 95 LOOP-indtag og 6.243 vandværksboringer.

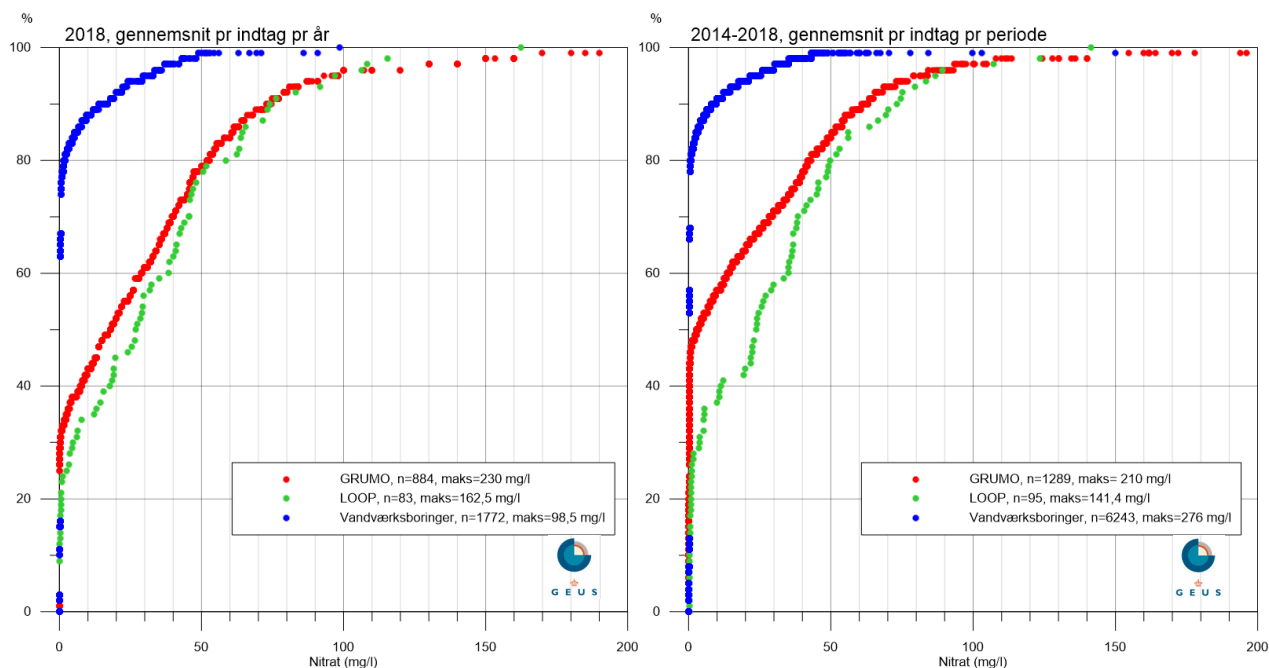
Figur 24 viser et fraktildiagram for fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold på indtagsniveau i grundvandet i 2018 og i perioden 2014-2018 i hhv. GRUMO- og LOOP-indtag og vandværksboringer. Formålet med figuren er at illustrere fordelingen af indtagenes gennemsnitlige nitratindhold i 2018 og i perioden 2014-2018.

Det ses, at der for hver af de tre datagrupper er nogle få 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 2018 i 33,0 %, 24,1 % og 78,2 % af indtagene i hhv. GRUMO- og LOOP-indtag samt i vandværksboringer, se Figur 23.

Forskellene mellem de tre datasæt er hovedsageligt et resultat af forskelle i dybdefordelingen og længder af indtagene i de forskellige stationsnet (se Figur 25 og Figur 36, samt appendiks 2), og det forhold at GRUMO-indtag og vandværksboringerne monitorerer nitratudvaskningen fra et større geografisk område end LOOP-indtagene.

Det ses, at fordelingen af nitratkoncentrationer i GRUMO-indtagene i 2018 ligger tæt på fordelingen i LOOP-indtagene. Dette til trods for at GRUMO-indtagene ligger noget dybere end LOOP-indtagene og det relativt højtliggende grundvandsspejl i LOOP-indtagene sammenlignet med GRUMO-indtagene.

Fordelingen af nitrat i LOOP-indtag og i vandværksboringer lå i 2018 på nogenlunde samme niveau som i den forudgående 5-årsperiode, mens fordelingen i GRUMO-indtagene ligger noget højere i 2018 end i perioden 2014-18 (se Figur 23). Dette viser, at koncentrationsfordelingen i 2018 i GRUMO ikke er repræsentativ for det samlede GRUMO-stationsnet på grund af en større andel af prøvetagede overfladenære indtag i iltet grundvand som følge af den operationelle overvågning i 2018.



Figur 24. GRUMO, LOOP & Vandværksboringer. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold i grundvandet i 2018 (venstre del af figuren) og i perioden 2014-2018 (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.

## 4.2 Grundvandsovervågningen

### Status for Nitrat

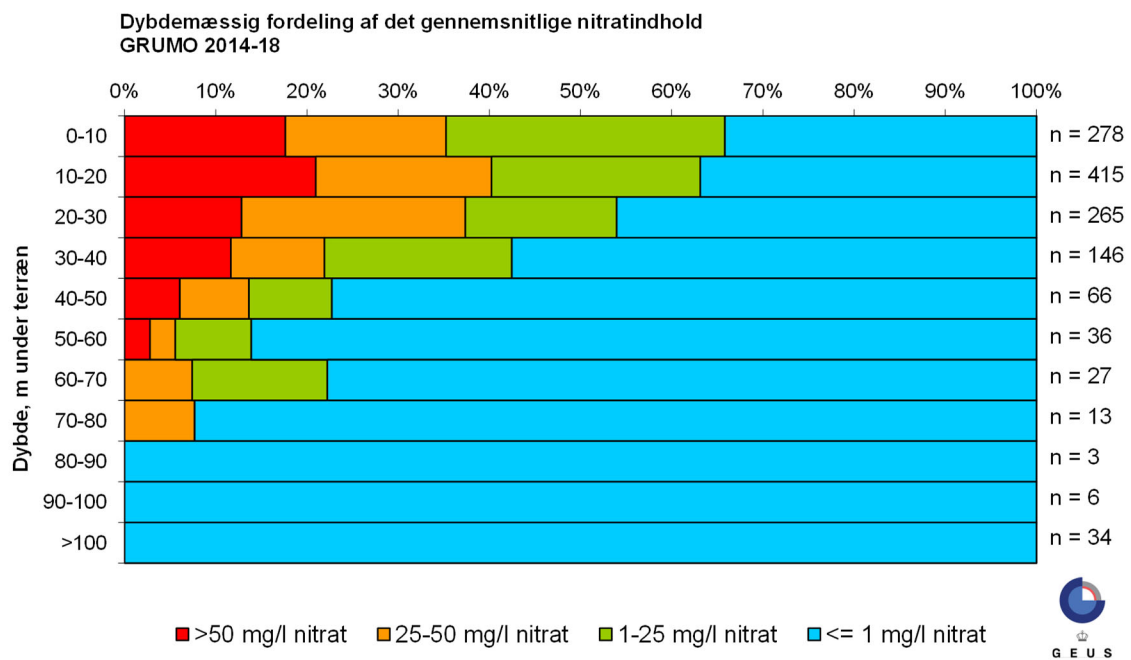
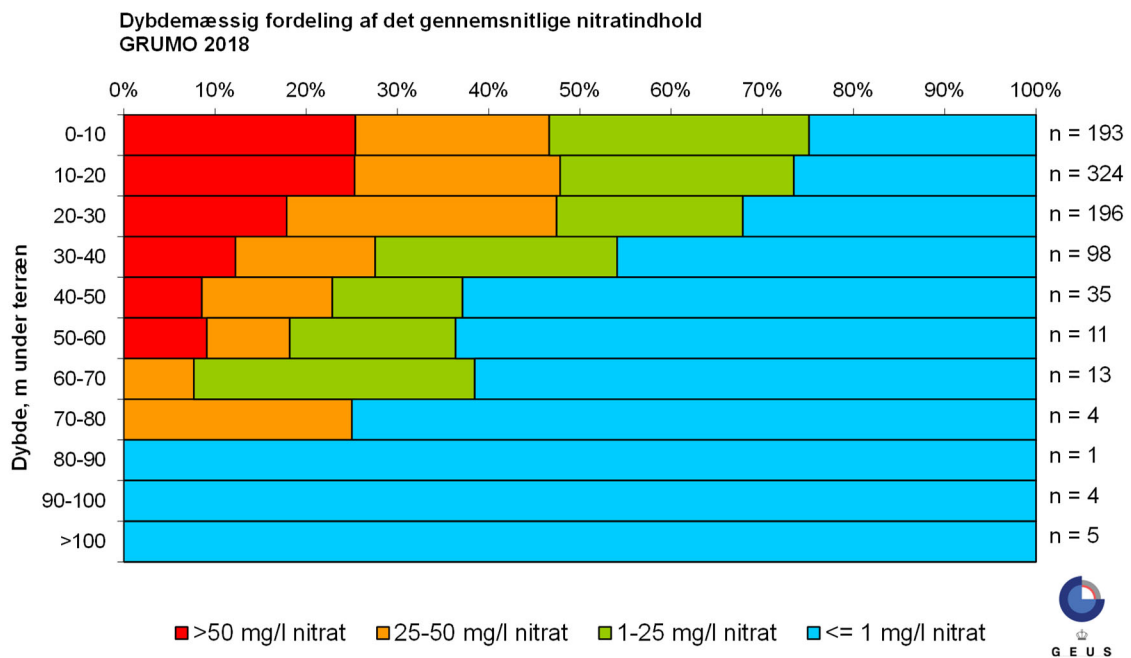
Figur 25 viser fordelingen af nitrat i GRUMO-indtagene i 2018 og i perioden 2014-2018 opdelt på dybdeintervaller à 10 m og i fire koncentrationsklasser (<1, 1-25, 25-50 og >50 mg/l). Tættest på terræn, fra 0-10 m u.t., er nitrat påvist i ca. 75 % af indtagene i 2018 og i ca. 66 % af indtagene i perioden 2014-2018. Koncentrationen af nitrat i grundvandet er over 50 mg/l i omkring 25 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 47 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. i 2018. De tilsvarende værdier for perioden 2014-2018 ligger hhv. 7 og 12 % lavere.

Der ses et gradvist fald i nitratindholdet med dybden med omtrent det samme mønster i 2018 som i perioden 2014-2018, dog med højere koncentrationsniveauer i 2018 end for perioden. 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:

1. Kilden til nitrat i grundvandet stammer fra arealanvendelsen, dvs. tættest på terræn
2. Den tidlige variation i nitratudvaskningen og infiltrationstiden til indtaget
3. Nitratreduktion og den dybdemæssige afhængighed af nitratfronten på landsplan (Ernstsen & Platen, 2014)
4. Den ulige fordeling af indtag med dybden (se "n" Figur 25 og Appendiks 2, Figur 74).

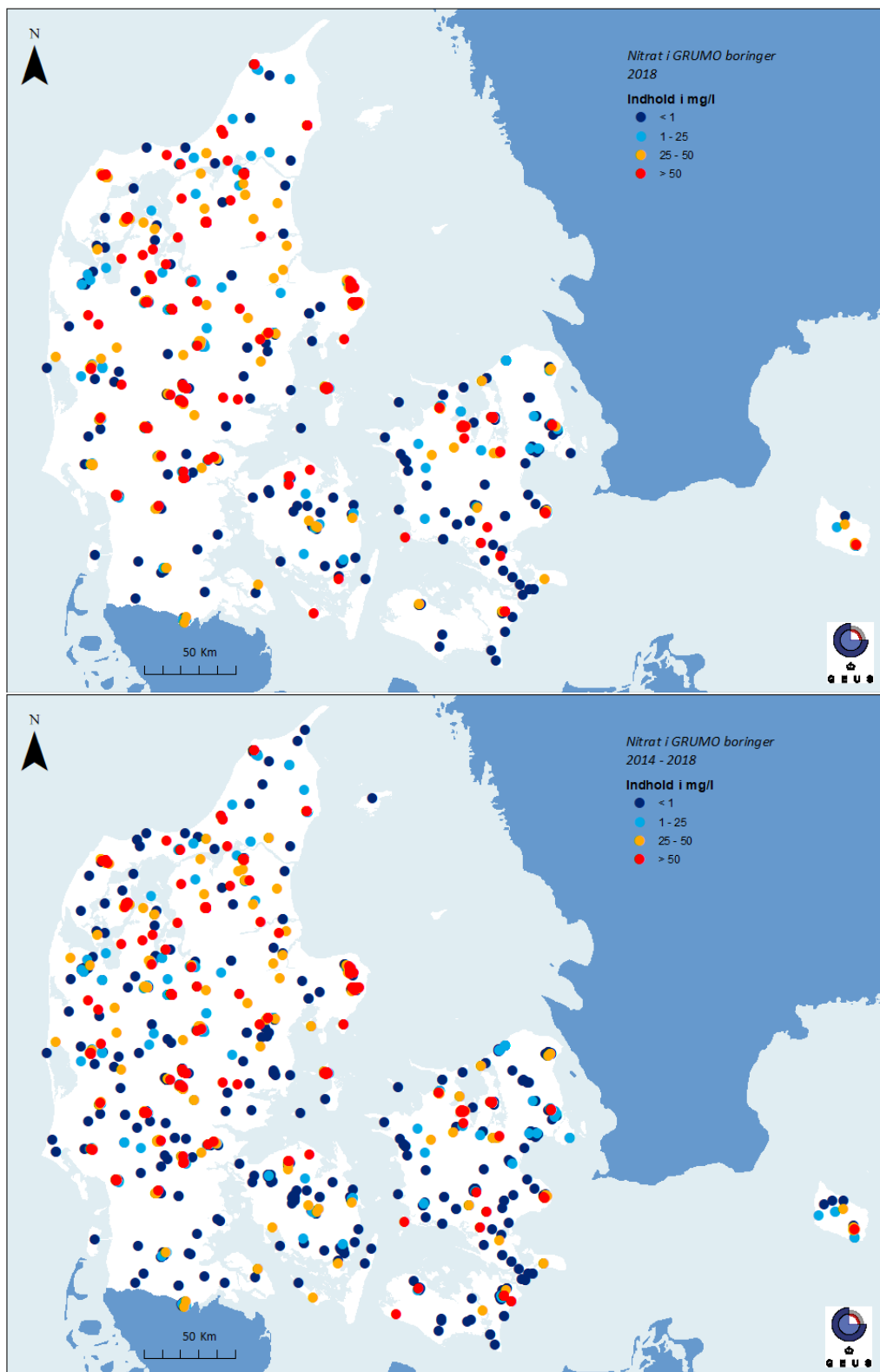
Fra 60 m u.t. er der ingen indtag med en gennemsnitligt nitratkoncentration over 50 mg/l i GRUMO-indtag i 2018 og i perioden 2014-2018, og fra omkring 80 m u.t. er nitratkoncentrationen generelt under 1 mg/l. Det skal bemærkes, at antallet af GRUMO-indtag under 50 m's dybde er meget begrænset.

Forskellen i fordelingen af nitrat med dybden i 2018 i forhold til 2014-2018 kan forklares med det forskellige datagrundlag fra hhv. 884 og 1.289 GRUMO-indtag. Der er fx en større andel af overfladenære indtag (< 30 m u.t.), i forhold til det total antal indtag, som er prøvetaget i 2018 (80 %) end i perioden 2014-2018 (74%). Igen er forklaringen, at der i 2018 i GRUMO kun er prøvetaget indtag til operationel overvågning.



Figur 25. GRUMO. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i forhold til top af indtag i m u.t. i 884 og 1289 GRUMO-indtag for hhv. 2018 og 2014-18, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren (n).

Figur 26 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i 883 (ét indtag mangler koordinater i forhold til datagrundlaget for figur 3) og 1.289 GRUMO-indtag i hhv. 2018 og 2014-2018. Det ses, at nitrat optræder i koncentrationer over kravværdien jævnt fordelt i hele landet.

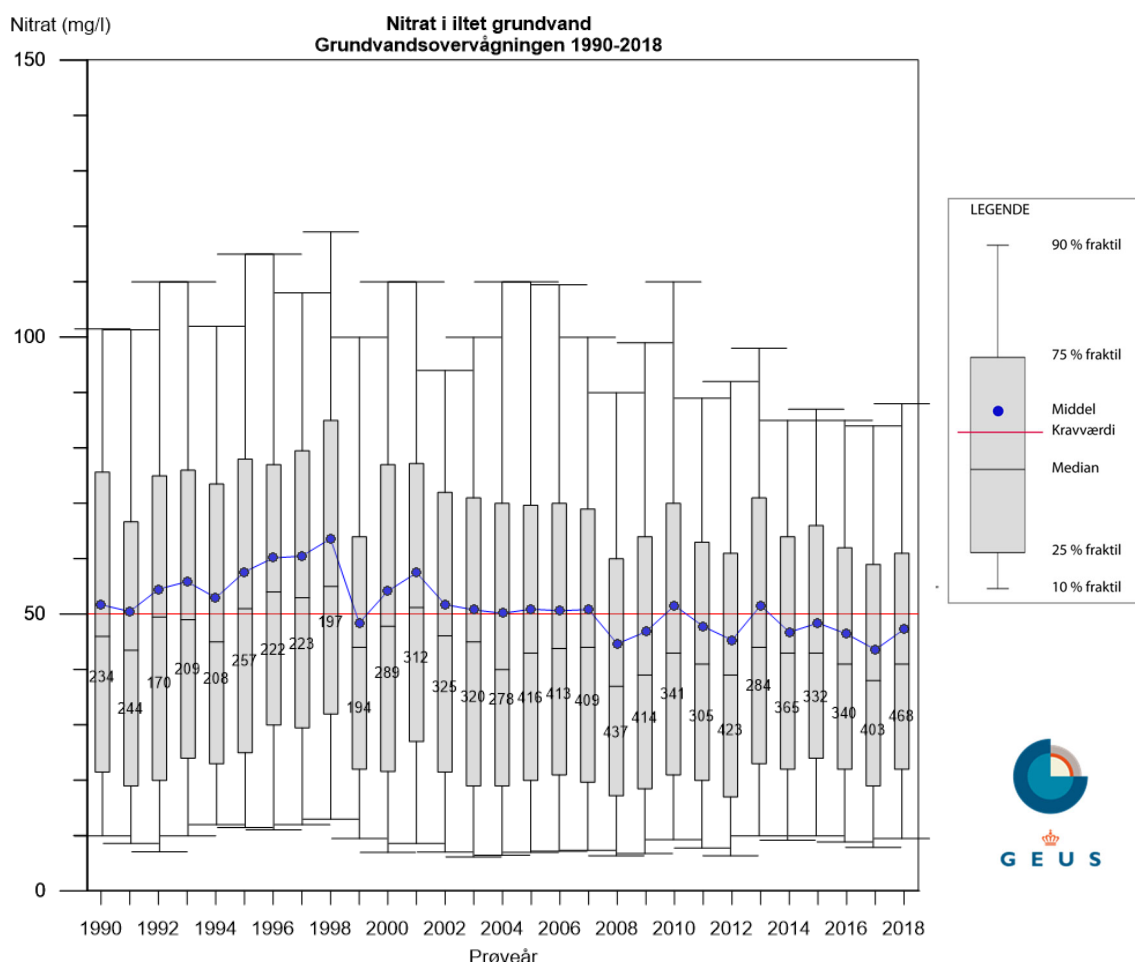


Figur 26. GRUMO. Gennemsnitligt nitratindhold i grundvandet i GRUMO-indtag 2018 (øverst) og 2014-2018 (nederst). Nitratindholdet i de hhv. 883 og 1.289 indtag er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 27 viser udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra prøvetagningsårene 1990-2018. 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 53 % (468 indtag) af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2018 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 67 % (592 indtag) af GRUMO-indtagene indeholdt nitrat. Der er dermed prøvetaget 17 % flere iltholdige indtag og 18 % flere nitratholdige indtag i 2018 i forhold til i 2017. Igen er forklaringen, at der i 2018 i GRUMO kun er prøvetaget indtag til operationel overvågning. Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår, hvor 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktillerne 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 11 prøvetagningsår har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand fluktueret omkring kravværdien på 50 mg/l, dog med flest årlige gennemsnitsværdier under kravværdien og en tendens til, at færre indtag viser meget høje koncentrationer (faldende trend for nitratindholdet ved 90 % fraktile af indtagene). I 2018 ligger den målte gennemsnitsværdi af nitrat i det iltholdige grundvand på 47 mg/l og medianværdien på 41 mg/l.



Figur 27. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2018. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.



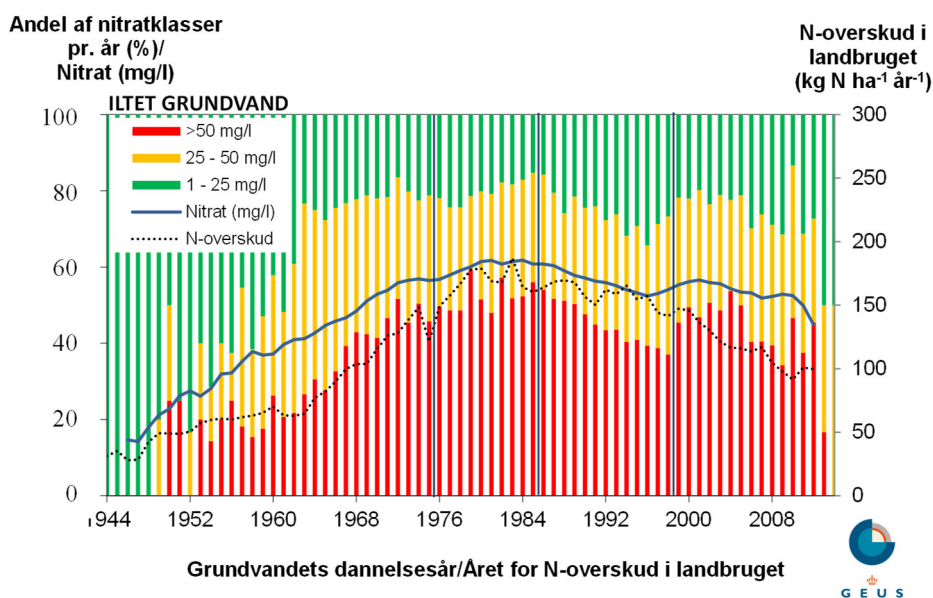
## Tidslig udvikling i iltet grundvand

Udviklingen i nitratinholdet i grundvandet vurderes på baggrund af GRUMO-indtag med iltholdigt grundvand sammenholdt med grundvandets dannelsesår. Datering af det iltholdige grundvand bruges til at estimere grundvandets dannelsesår, og dermed nitratsens 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 data målt frem til og med 2014 angående den tidlige udvikling i nitrat i iltet grundvand. Nye analyser af udviklingen i nitratinholdet 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 nitratinholdet i iltet grundvand baseret på nitrattmålinger 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 nitrattrendanalysen 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 nitratinhold i iltet grundvand præsenteret, baseret på prøvetagninger fra 1988-2014 med iltet aldersdateret grundvand i 340 indtag.

Figur 28 viser 5-års glidende gennemsnit for nitratinholdet i iltet grundvand baseret på 5.506 prøver fra 340 GRUMO-indtag fra den seneste nitrattrendanalyse. Det 5-års glidende gennemsnit af nitratkoncentrationerne i iltholdigt 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 nitratinholdet i iltet grundvand og tidspunktet for igangsættelse af en række af vandmiljøhandlingsplaner. I 1. periode er nitratinholdet kraftig stigende og i 2. periode nås et maksimum omkring det tidligere fundne knæpunkt i 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 28. 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.

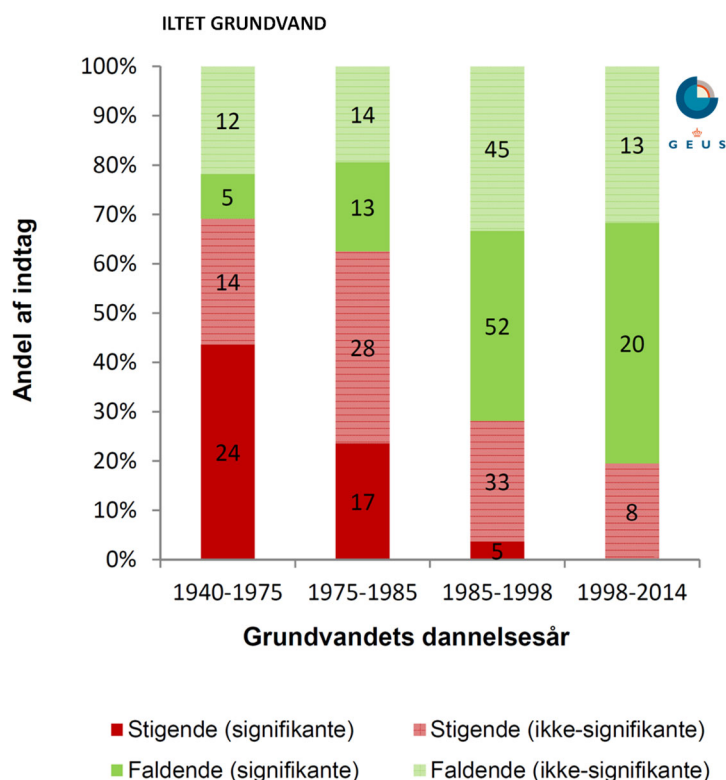
Figur 28 viser også N-overskuddet i dansk landbrug beregnet på baggrund af data fra Danmarks Statistik fra den primære danske landbrugssektor. N-overskuddet er den mængde kvælstof, der ikke udnyttes i landbrugsproduktionen, og som dermed potentielt kan tabes til miljøet fx i form af nitratudvaskning 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 29 (1940-75, 1975-85, 1985-1998 og 1998-2014), hvilket betyder, at nogle af de 250 indtag går igen i flere delperioder.

En nitratrend tolkes som stigende, hvis hældningskoefficienten af regressionslinjen gennem målepunkterne er positiv, og faldende, hvis den er negativ. Figur 29 viser det akkumulerede resultat af de 303 beregnede nitratrends fordelt på de fire perioder med både signifikante og ikke-signifikante trends ved et 95 % konfidensniveau.

Figur 29 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 29. GRUMO. Iltet grundvand: nitratrends 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 nitratrends på 95 % konfidensniveau. Figuren er baseret på data indsamlet fra 1988-2014.

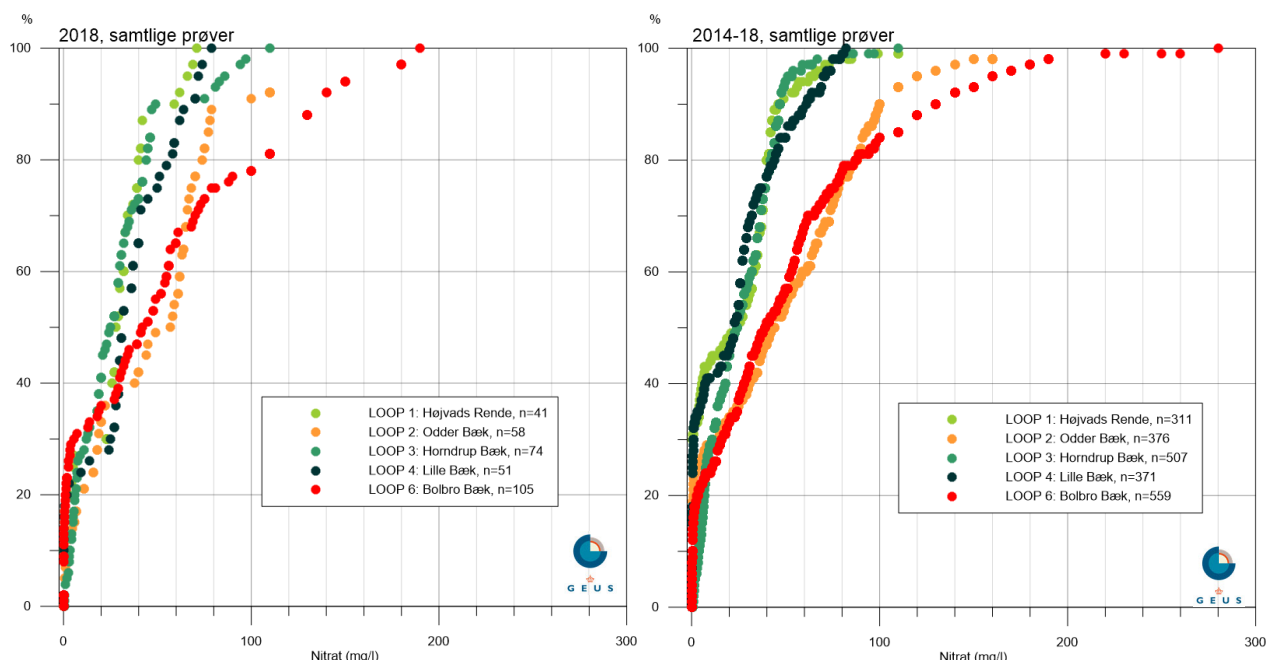
## 4.3 Landovervågningen

### Status for Nitrat

Figur 30 viser fordelingen af nitratkoncentrationen i alle prøver i 2018 og i perioden 2014-2018 i de fem målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram, ligesom for de samlede fordelinger for alle indtag i LOOP-områderne vist i Figur 24.

Fordelingen af nitratkoncentrationer i 2018 og i perioden 2014-2018 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.

Generelt ses en større andel af meget høje koncentrationer i sandjordsoplandene (rødlige signaturer, LOOP 2 og 6) end i lerjordsoplandene (grønne signaturer, LOOP 1, 3 og 4). De højeste koncentrationer af nitrat er målt i LOOP 6 med koncentrationer på op til 280 mg/l nitrat i perioden 2014-2018. 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.

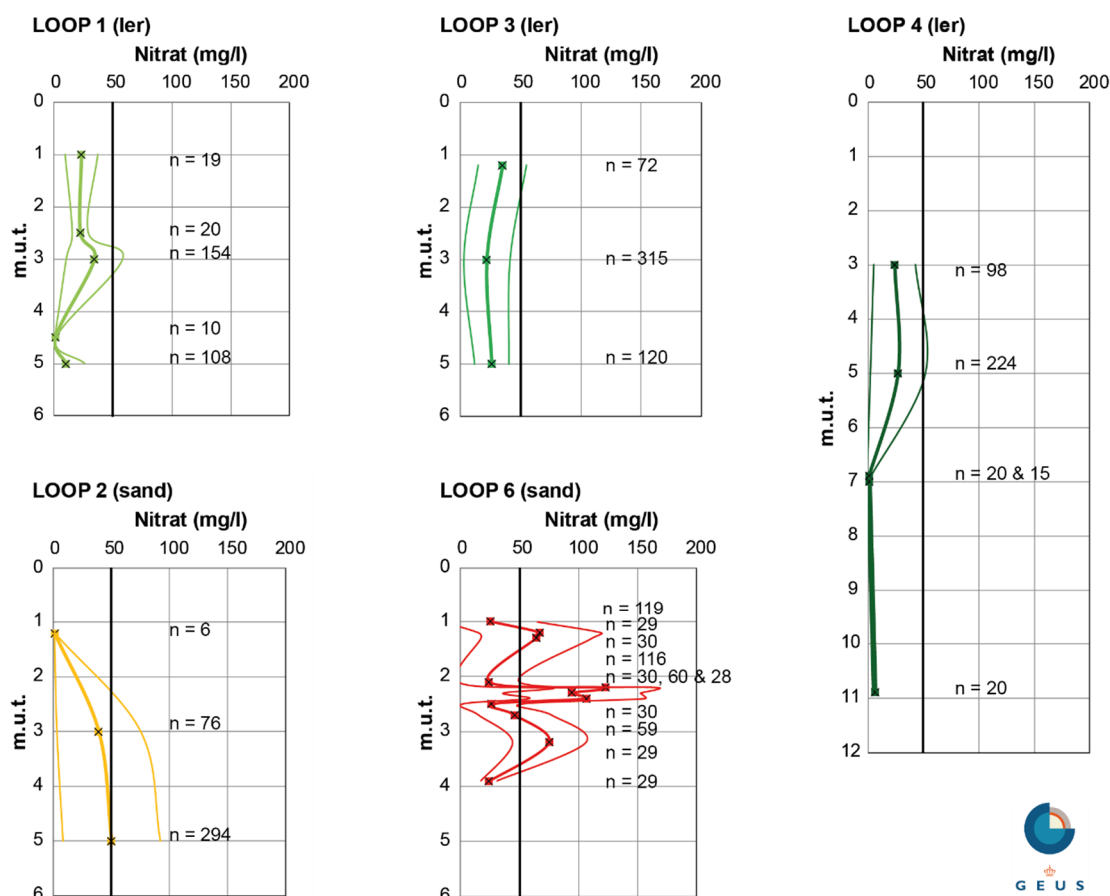


Figur 30. LOOP. Fordelingen af nitratkoncentrationen fra LOOP i samtlige prøver fra 2018 (til venstre) og i perioden 2014-18 (til højre) i de 5 målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram. Grønne signaturer viser lerjordsoplande: LOOP 1, 3 og 4, mens røde signaturer viser sandjordsoplande: LOOP 2 og 6.

Figur 31 viser den dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i LOOP-områderne fra 2014-2018. Antallet af prøver, som ligger til grund for de beregnede gennemsnitlige nitratkoncentrationer varierer meget: fra 6 prøver (LOOP 2: indtagstop 1,2 m u.t.) til 315 prøver (LOOP 3: indtagstop 3 m u.t.). Der er i alle dybder fundet en forholdsvis stor spredning omkring den gennemsnitlige nitratkoncentration, og standardafvigelsen er op til 58 mg/l (LOOP 6: indtagstop 2,3 m u.t.).

Figur 31 viser, i overensstemmelse med Figur 30, at nitratkoncentrationerne i sandjordsoplandene er væsentligt højere end i lerjordsoplandene. I to af lerjordsoplandene (LOOP 1 og 4) aftager nitratindholdet med dybden, hvilket må tilskrives nitratreduktion, idet nitratfronten ligger forholdsvis tæt på terræn. I LOOP 4 (på Fyn) er der målinger til 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 31. LOOP. Gennemsnitlig nitratkoncentration i grundvand i LOOP-indtag opgjort på filterdybder (indtagets top) i m u.t. for lerjords- og sandjordsoplandene i perioden 2014-2018. 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.

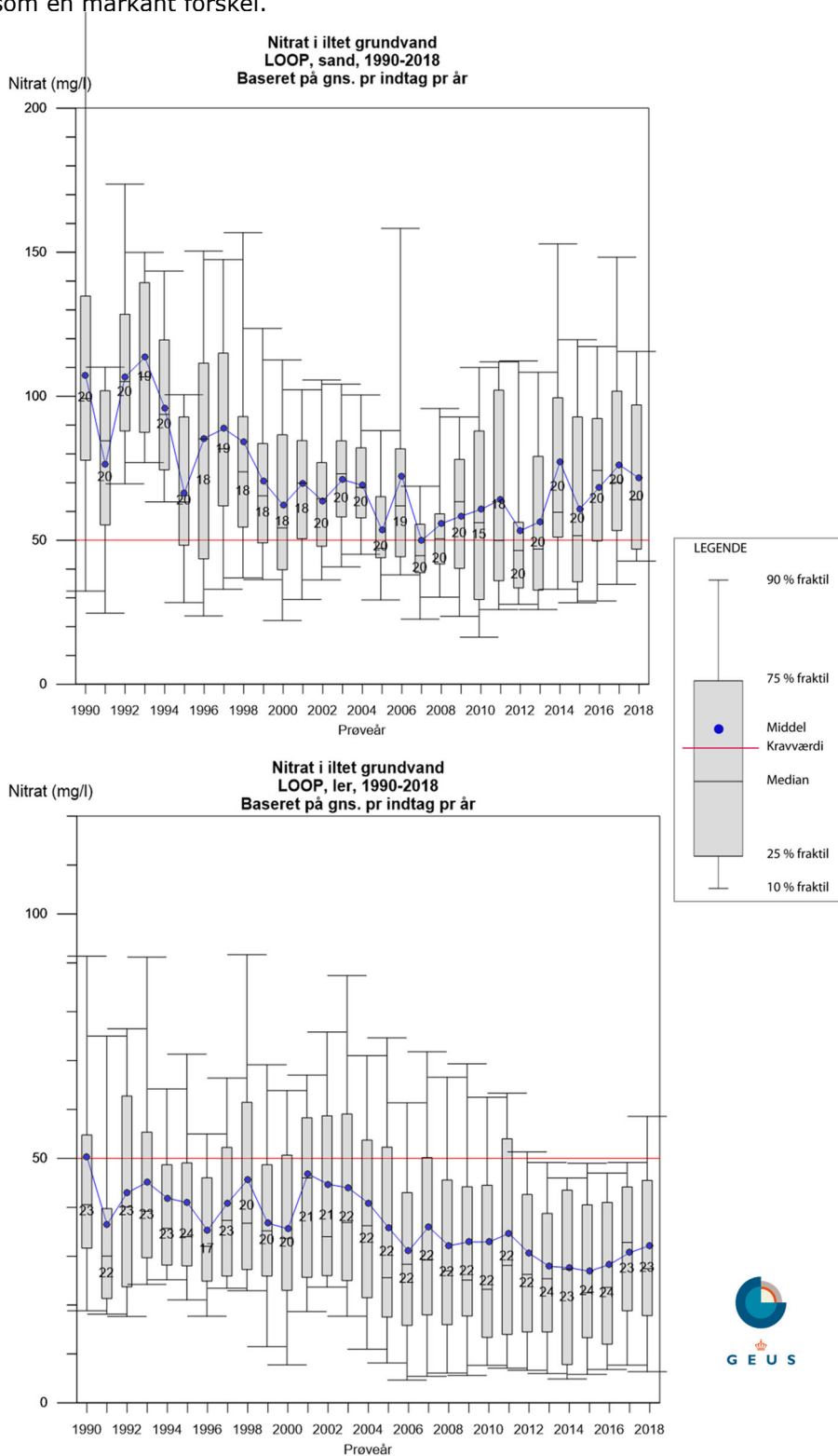
Figur 32 viser udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindhold i LOOP-indtag for oplandene med sand (LOOP 2 og 6) og ler (LOOP 1, 3 og 4) i forhold til prøvetagningsåret. I andre sammenhænge rapporteres på basis af hydrologiske år (Blicher-Mathiesen, 2019). Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag.

I 2018 overvåges i alt 20 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på sand (LOOP 2: 7 indtag og LOOP 6: 13 indtag) og i alt 23 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på ler (LOOP 1: 2 indtag, LOOP 3: 14 indtag og LOOP 4: 7 indtag), se bilag 2. Disse indtag prøvetages om muligt seks gange om året.

Figur 32 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 30 og Figur 31. I 2018 er der i det iltholdige øvre grundvand i LOOP på sand- og lerjordsoplandene hhv. ca. 65 % (13 ud af 20) og ca. 17 % (4 ud af 23) 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 1990-2018 ligger den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat for alle iltede indtag på sandjordene over kravværdien, mens den årlige

gennemsnitskoncentration på lerjordene ligger under kravværdien. I 2018 ligger det gennemsnitlige nitratindhold på 72 mg/l og 32 mg/l i hhv. sand- og lerjordsoplandene. Det vil sige, at nitratindholdet i det iltede grundvand i gennemsnit er mere end dobbelt så højt i sandjordsoplandene som i lerjordsoplandene, hvilket må betegnes som en markant forskel.



Figur 32. 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 1990-2018, baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag. Antallet af indtag er angivet for hvert år.

## Tidslig udvikling i iltet grundvand i LOOP

Udviklingen i nitratinholdet i det iltholdige grundvand i LOOP-områderne er direkte sammenlignelig med nitratudvaskningen fra rodzonen. Ændringer i nitratinholdet kan dermed bruges til at evaluere indsatsene 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 aldre op til 50 år.

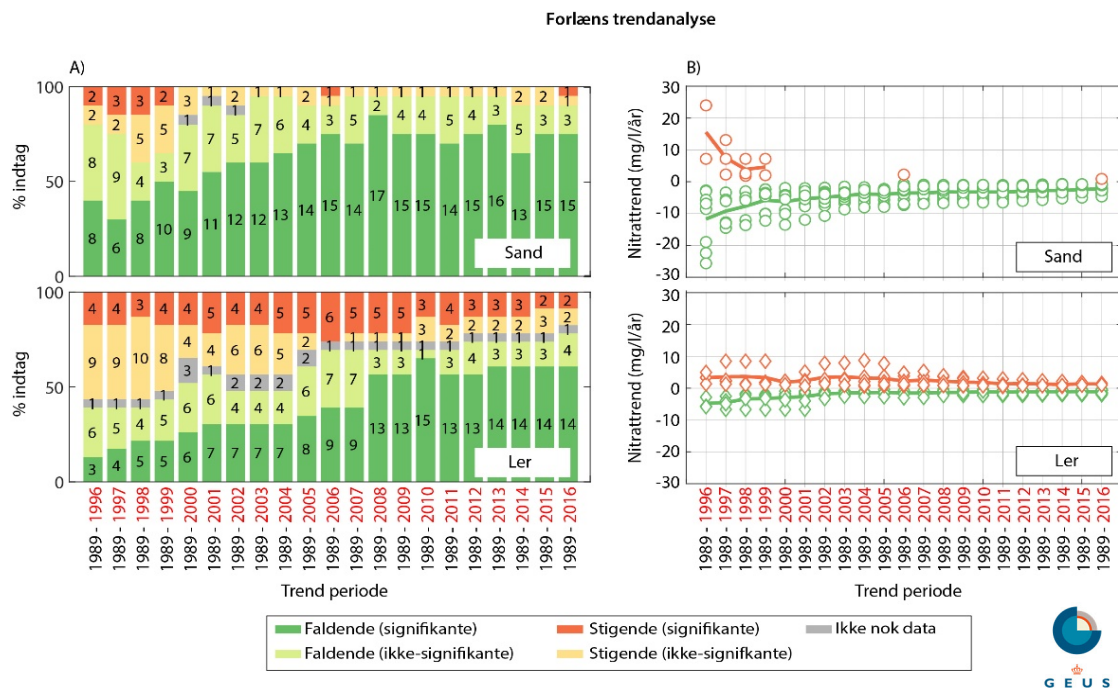
I dette års rapportering præsenteres en nitrattrendanalyse, baseret på data fra iltet grundvand i LOOP indtagene, som er publiceret i 2019 i det videnskabelige tidsskrift "Journal of Environmental Management" (Hansen mfl., 2019). I alt indgår 15-20 indtag fra sandjordsoplandene og 17-24 indtag fra lerjordsoplandene,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

I Figur 33 og Figur 34 ses trendanalyserne 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 trinvis øget periodelængde. Dels forlæns trendanalyse, Figur 33A startende fra 1989-1996 og baglæns trendanalyse, Figur 34A, 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.

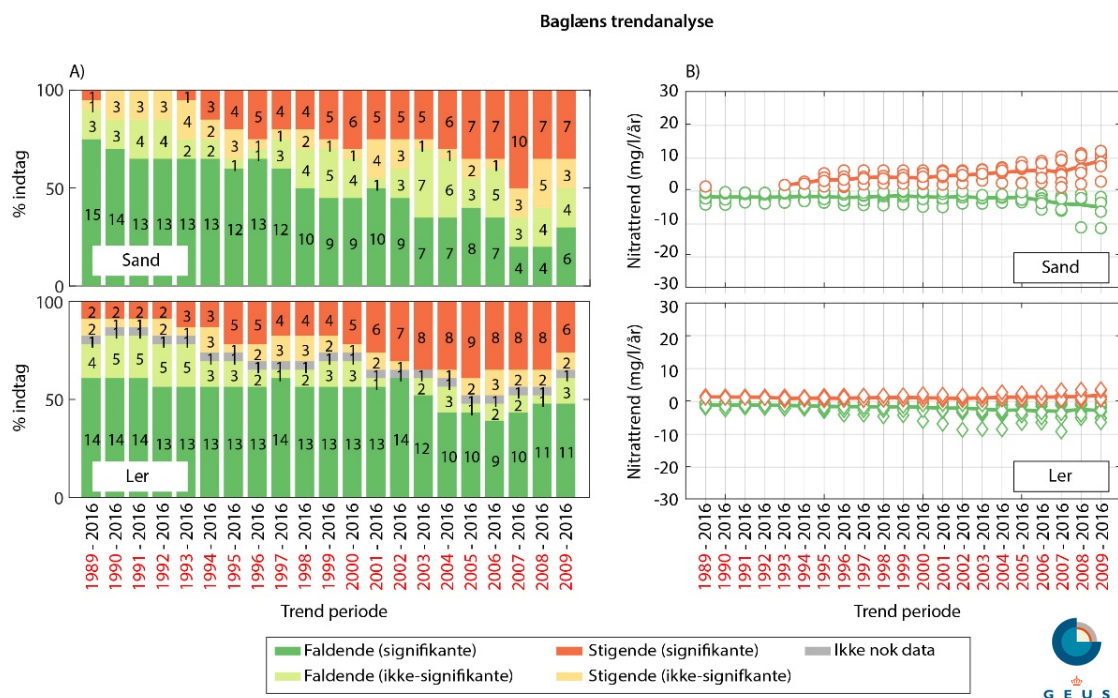
En nitrattrend tolkes som stigende, hvis hældningskoefficienten af regressionslinjen gennem målepunkterne er positiv, og faldende, hvis den er negativ. Figur 33 og Figur 34 viser det akkumulerede resultat af de beregnede nitrattrends for 21 perioder med andelen af indtag med både signifikante og ikke-signifikante 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 27A & B). Desuden ses gradvist flere indtag med et signifikant stigende nitratinhold, samtidig med at trenden bliver større og større mod slutningen af overvågningsperioden (Figur 34B).





Figur 33. 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).

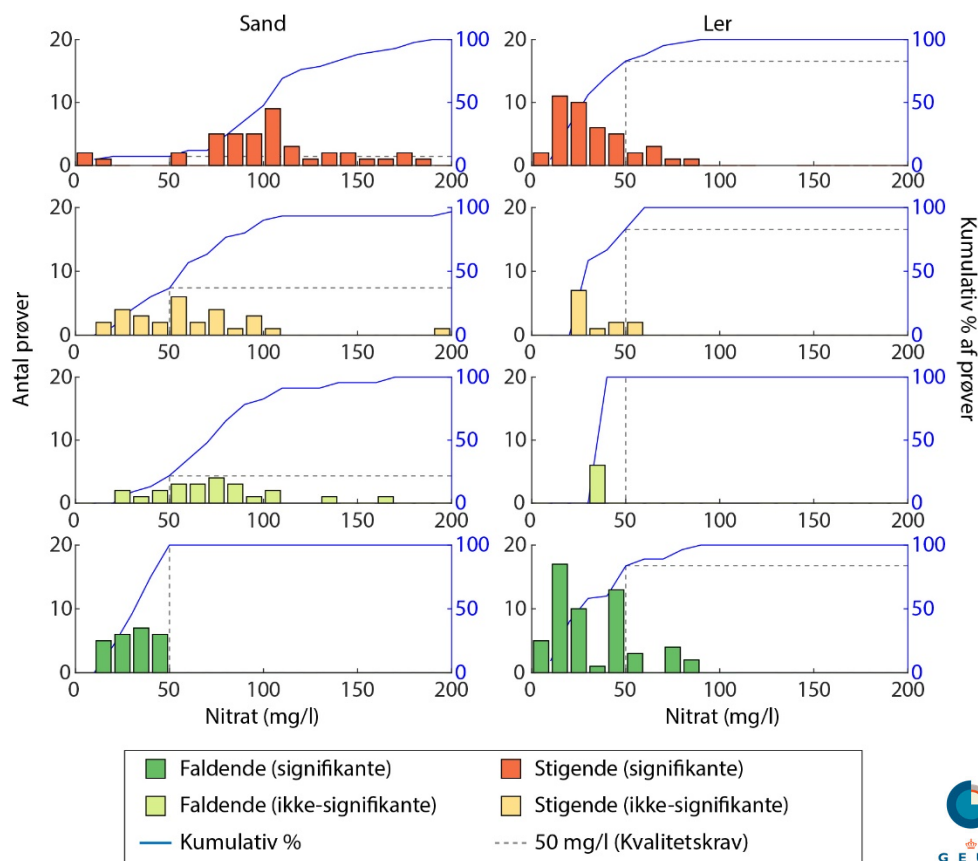


Figur 34. LOOP. Baglæns nitratrendanalyse for 21 gradvist længere tidsperioder fra 2009-2016 til 1989-2016. A: Andel i % af nitratrends for indtag opdelt på sand- og lerjorde i forhold til signifikans af trend. Tallet i kolonnerne viser antal indtag. B: Størrelsen (mg nitrat/l/år) af signifikante nitratrends for indtag på sand- og lerjorde, hvor rød farve er de stigende og grøn de faldende trends (Modificeret efter Hansen mfl., 2019).



Figur 35 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 nitratindehold i iltet grundvand for de enkelte marker som overvåges.



Figur 35. LOOP. Antal af nitratprøver i forskellige koncentrationsintervaller i 2016 grupperet i forhold til signifikans og retning af nitrattrend for 2009-2016 på sand- og lerjordsoplande 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).

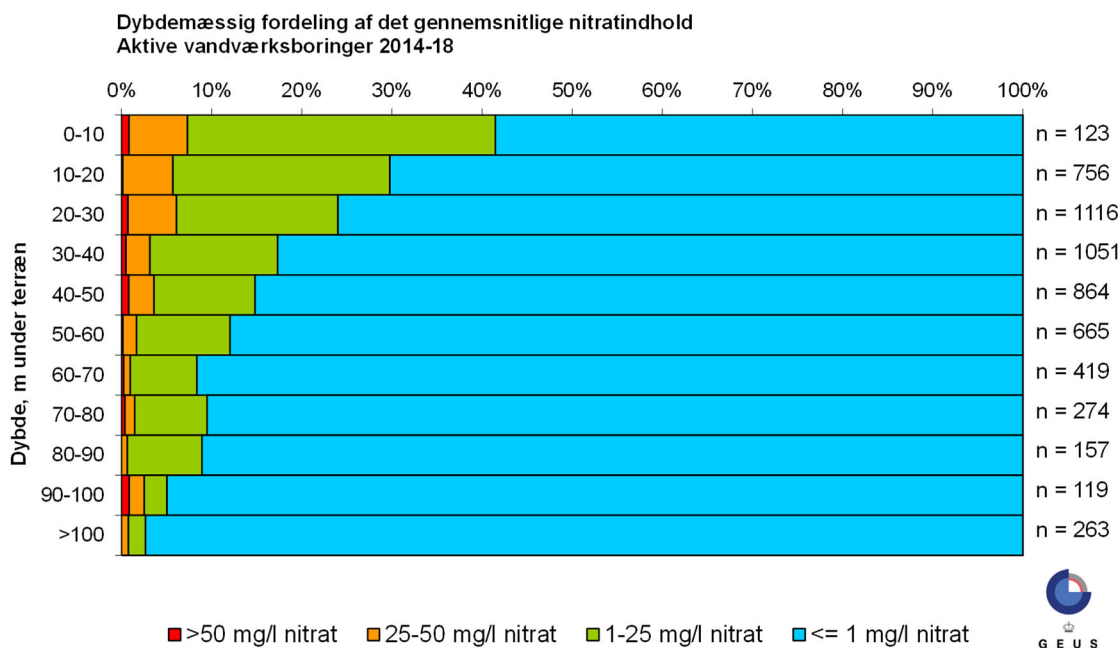
## 4.4 Vandværksboringer

### Status for Nitrat

Figur 36 viser dybdefordelingen af det gennemsnitlige nitratindehold i vandværksboringer i perioden 2014-2018. 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 forklare 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 41 % 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 7 % af indtagene. Der er i perioden 2014-2018 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 90-100 m u.t.

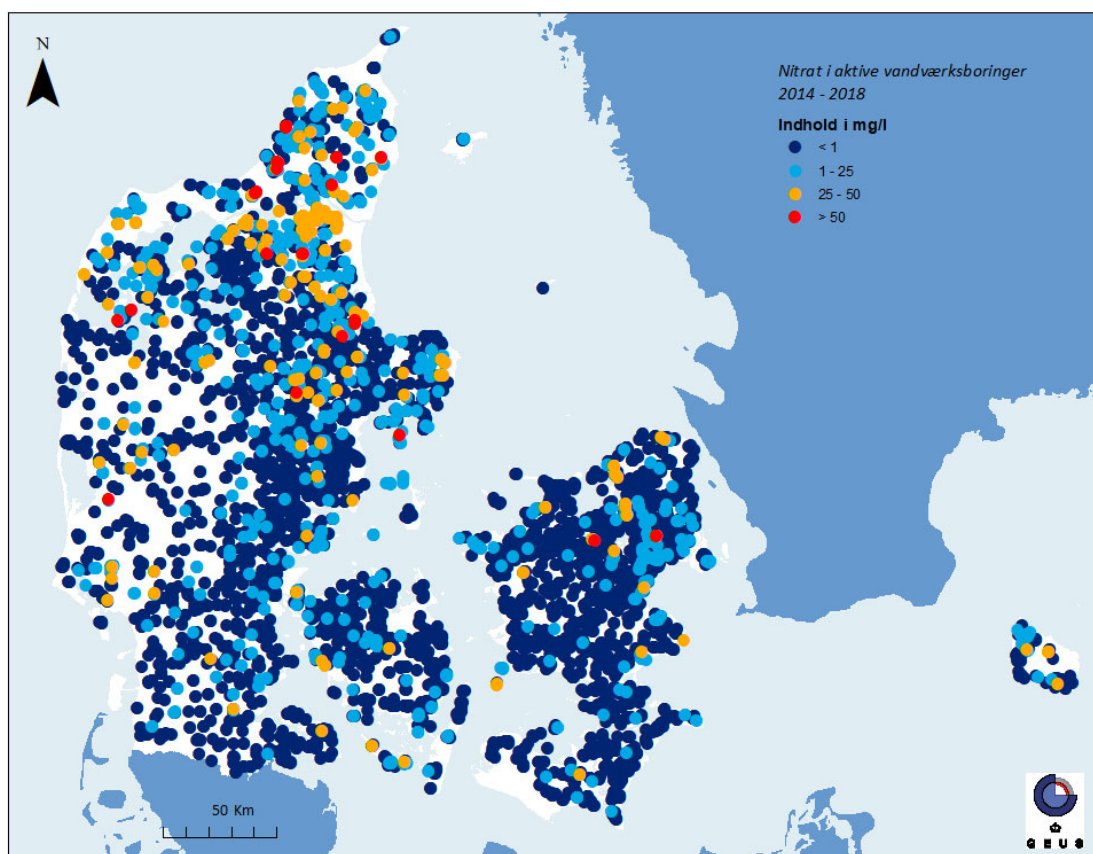
Der ses et gradvist fald med dybden i den nitratholdige andel af grundvandet. Nitrat er i få tilfælde fundet i koncentrationer over 25 mg/l i de dybeste vandværksboringer med top af indtag i en dybde af mere end 100 m u.t. Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandværksboringerne, 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 74, Appendiks 2.



Figur 36. Vandværksboringer. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindehold i 2014-2018 i forhold til top af indtag i m u.t. i 5.807 indtag med kendt dybde fra vandværksboringer opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

Figur 37 viser den geografiske fordeling af nitratindeholdet i 6.243 vandværksboringer i 5-årsperioden 2014-2018. 28 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 37. Vandværksboringer. Nitratindholdet i grundvandet i 6.243 vandværksboringer fordelt på fire koncentrations-klasser. Kortet er baseret på gennemsnit pr. indtag i perioden 2014-2018. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

## 4.5 Tidsmæssige variationer i variationer i redoxzonernes dybde og tykkelse

### Målsætning og relevans

For at forbedre beskrivelsen og forståelsen af variationer over tid af redoxzonernes vertikale udbredelse, og dermed af især nitrats udbredelse i grundvandsmagasinerne, overvåges grundvandet i 5 særlige redoxboringer, hver med 15-23 korte indtag. Ændringer i indtrængningsdybden for nitrat og ilt har stor betydning for miljøtilstanden i tilknyttede overfladevandssystemer, idet jo større mægtighed de nitratholdige lag har, desto større risiko er der for, at de tilknyttede overfladevandssystemer modtager grundvand med nitrat. Samtidig har det en væsentlig betydning for, hvor stor en del af drikkevandsressourcen, der er påvirket af nitrat.

Den nitratreducerende zones evne til at reducere nitrat afhænger af de geologiske lags geokemiske egenskaber. Hvis den nitratreducerende zone (med vandtype B, se nedenfor) har en stor mægtighed, er det en indikation på, at nitratreduktionsprocesserne er langsomme i det pågældende magasin, og at indholdet af reaktive nitratreducerende stoffer er lavt. Magasinernes reduktionskapacitet, og ikke mindst omsætningshastigheden af nitrat, er af stor betydning for drikkevandsforsyningen. I områder med lav reaktionshastighed og/eller lav reduktionskapacitet, er der stor risiko for nitratgennembrud. Således kan der forekomme stigende nitratkoncentrationer i vandforsyningsboringer, hvis nitratomdannelsen er for langsom i forhold til de ændrede strømningsforhold i magasinet forårsaget af vandindvindingen.

En bedre forståelse af de tidsmæssige variationer i redoxzonernes rumlige udbredelse kan desuden understøtte fortolkningen af tidsserier for især nitrat, sulfat og andre redoxfølsomme parametre, der etableres i overvågningsprogrammet, og dermed understøtte et af overvågningens primære formål, nemlig at vurdere effekterne af de nationale miljøtiltag i forhold til de opstillede målsætninger, se Kapitel 2.

### Datagrundlag

Fra redoxboringerne er der i perioden 1999-2018 indsamlet analysedata for en række redoxfølsomme stoffer bl.a. ilt, nitrat, nitrit, jern, mangan, sulfat, klorid samt pH, ledningsevne og redoxpotentiale. Boringerne pejles i flere dybder i forskellige indtag. På figurerne er de geologiske lagserier vist sammen med overvågningsdata fra alle indtag i boringerne. Indtil 2011 blev boringerne prøvetaget én til flere gange hvert år. Siden er prøvetagningen blevet mindre hyppig og har fundet sted i 2012, 2014 (sidste programperiode) og 2018 (nuværende programperiode). I 2018 blev boringen ved Albæk prøvetaget én gang og de resterende fire redoxboringer blev prøvetaget tre gange (på nær et enkelt indtag ved Kasted, der kun blev prøvetaget 2 gange).

### Databehandling

Redoxzonerne vist på figurerne er fastsat ud fra følgende kriterier:

- Iltholdigt grundvand:  $O_2 > 1$  mg/l og  $Fe \leq 0,1$  mg/l og  $Mn \leq 0,1$  mg/l (vandtype A).
- Anoxisk nitratreducerende zone:  $NO_3 > 1$  mg/l og  $O_2 \leq 1$  mg/l, (vandtype B).
- Reduceret grundvand:  $NO_3 \leq 1$  mg/l,  $O_2 \leq 1$  mg/l og  $SO_4 > 20$  mg/l, (vandtype C).
- Stærkt reduceret grundvand:  $NO_3 \leq 1$  mg/l,  $O_2 \leq 1$  mg/l og  $SO_4 \leq 20$  mg/l, (vandtype D).

Ilt er en afgørende parameter for vandtypebestemmelsen, og derfor er der for vandprøver, hvor fx iltanalyser mangler, foretaget en manuel fortolkning af redoxforholdene baseret på prøvens øvrige indhold af redoxfølsomme parametre med særlig vægt på indhold af nitrit, mangan, jern, sulfat og nitrat (Hansen og Thorling, 2018), se også Bilag 2.

### Geografisk beliggenhed

Redoxboringerne er beliggende ved Albæk i Nordjylland, Kasted nordvest for Århus, Grindsted i Midtjylland, Vejby i Nordsjælland og Sibirien på Falster, se Appendiks 2, Figur 69.

## Grundvandets alder

Grundvandets alder i de enkelte indtag fremgår af Tabel 7. Grundvandets alder viser, hvor mange år det er siden grundvandet i indtaget blev dannet, se appendiks 3. Grundvandsalderen stiger som udgangspunkt stiger med dybden, men lokale geologiske forhold og heterogene strømningsforhold kan betyde, at yngre vand kan træffes under ældre grundvand.

Tabel 7. Redoxboringer ved Albæk, Kasted, Grindsted, Vejby og Sibirien. Grundvandets alder/opholdstid i indtag bestemt ved CFC-metoden. Bemærk, at det nederste indtag er indtag 1.

Lokalitet	Albæk	Kasted	Grindsted	Vejby	Sibirien
DGU nr.	18.310	78.796	114.1736.	186.854	238.900
Indtagsnr.	Alder i år	Alder i år	Alder i år	Alder i år	Alder i år
23			6		
22			8		
21			10		
20		20	8		
19		20	5		
18		27	10		
17		36	14		34
16		36	22	<5	33
15	21	44	21		24
14	17	45	19		28
13	17	51	19	13	31
12	18	48	25		25
11	18	50	27	17	23
10	22	50	28	40	11
9	17	40	29	56	36
8	24	40	31	55	39
7	26	40	31		37
6	31	49	35	55	44
5	32	52	33	57	45
4	39	60	40		45
3	45	61	38	50	44
2	43	61	33	57	47
1	47	61	55	36	48

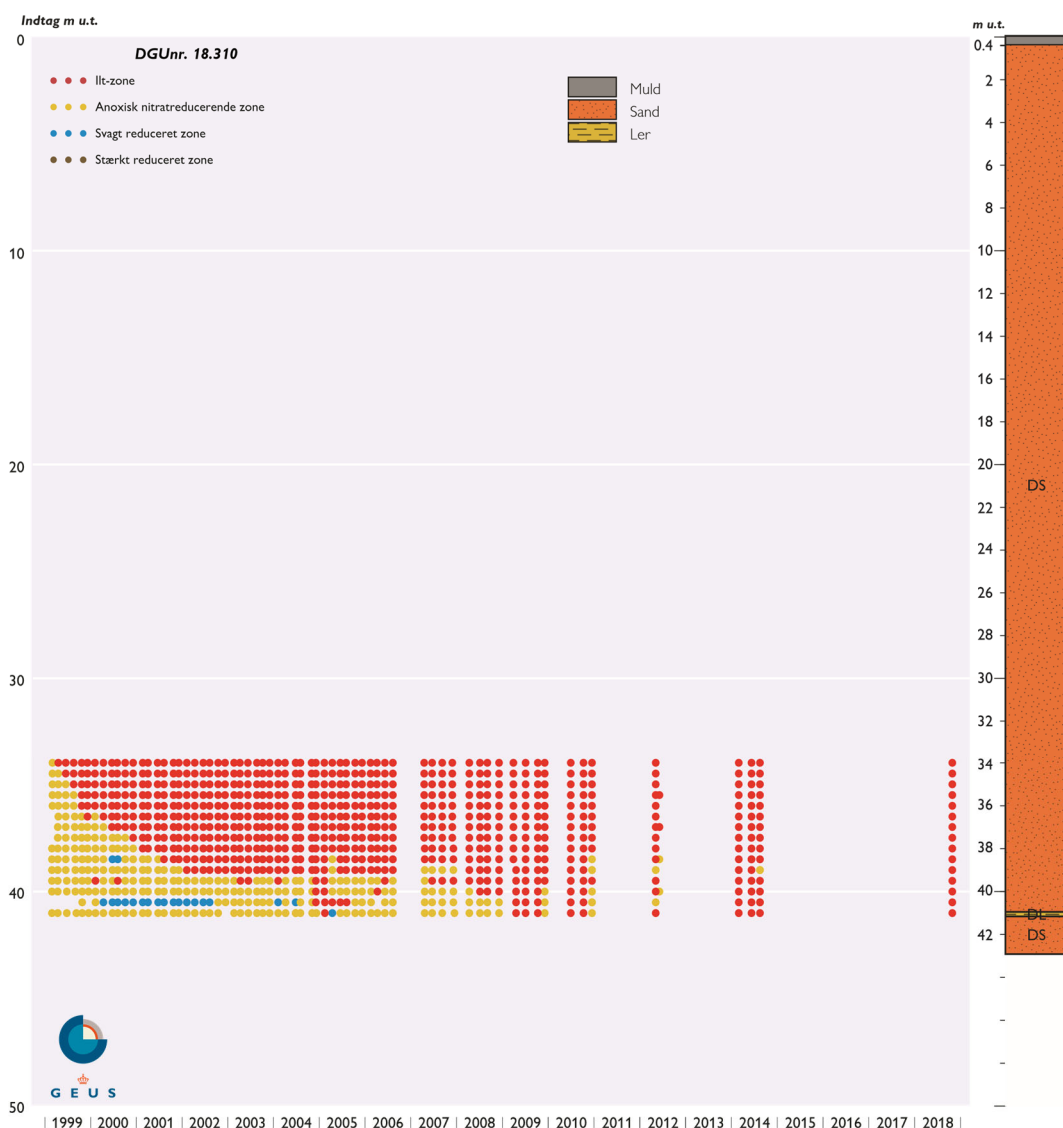
## Redoxboringer og ændringer i kemisk sammensætning

I dette års GRUMO rapportering beskrives først udbredelsen af redoxzoner og dernæst udviklingen i koncentrationen af nitrat i indtagene ved redoxgrænsen for perioden 2000-2019. Redoxboringerne er tidligere blevet beskrevet i forbindelse med GRUMO rapporteringerne, senest Thorling mfl. (2013) og Thorling mfl. (2015).

### Redoxboringen ved Albæk i Nordjylland - DGU nr. 18.310

Figur 38 viser et overblik over vandtyperne i redoxboringen ved Albæk med indtag i intervallet 34-41 m u.t. I 2018 indeholdt alle indtag ilt- og nitratholdigt grundvand (vandtype A). I 2018 var nitratkoncentrationen i alle indtag mellem 14 og 33 mg/l, se Figur 45. Grundvandsspejlet findes ca. 15 m u.t. og hele grundvandsmagasinet, der består af fin- til mellemkornet sand, må på nuværende tidspunkt forventes at være nitratholdigt.

Det iltrige miljø betyder, at der ikke sker nitratfjernelse ved naturlige processer og nitratindholdet i grundvandet forbliver uændret, når det strømmer fra jordoverfladen og ned gennem grundvandsmagasinet.



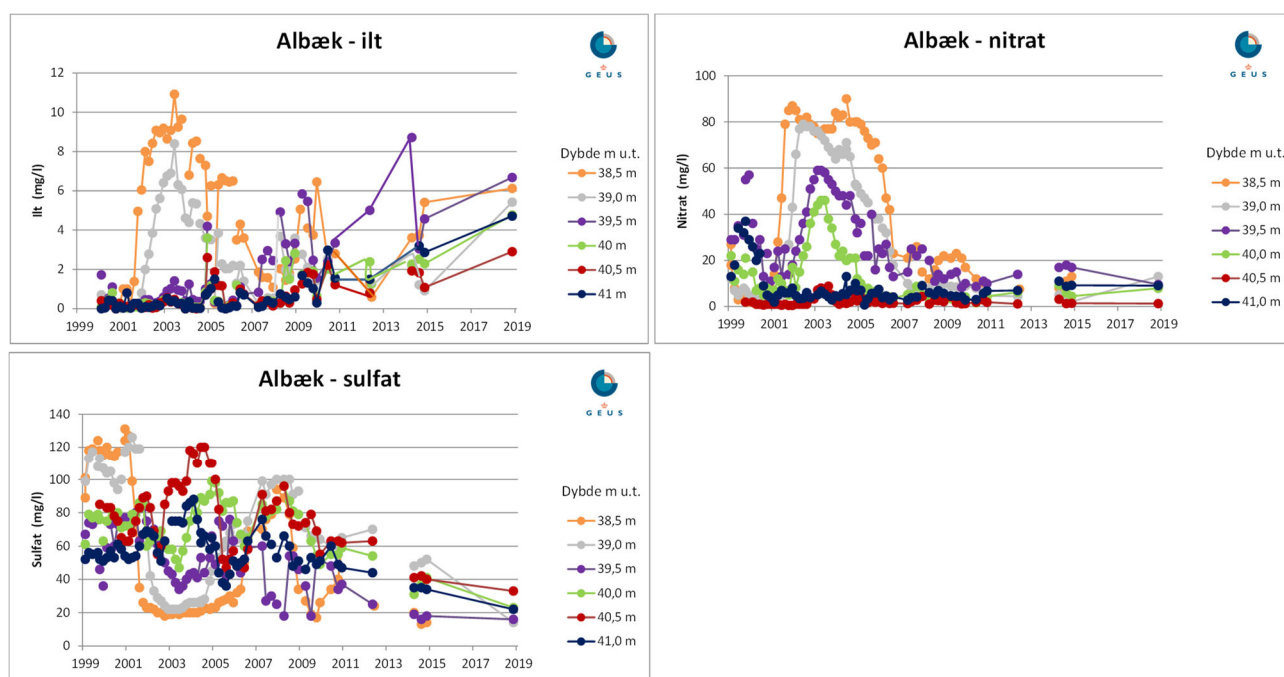
Figur 38. Albæk i Nordjylland, DGU nr. 18.310, med redoxzoner for perioden 1999-2018. Grundvandsspejl i ca. 15 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Figur 39 viser udviklingen i koncentrationen af ilt, nitrat og sulfat for de nederste fem indtag, der i perioden 1999-2018 har ændret sig fra at være nitratreducerende (vandtype B) til at være iltet, nitratholdigt (vandtype A). Indholdet af ilt er nu steget så meget (op til 6-7 mg/l) i denne del af grundvandsmagasinet, at nitratfjernelse ved naturlige processer ikke længere er mulig. Høje koncentrationer af sulfat i begyndelsen af perioden tyder ligeledes på, at pyrit har spillet en aktiv rolle i nitratfjernelsen, hvilket ikke længere er tilfældet i 2018, hvor der ses sulfatkoncentrationer på 20-40 mg/l.

Udbredelsen af det iltholdige miljø tyder på, at det oprindelige indhold af de reaktive reducerende stoffer i intervallet 35-41 m u.t. er brugt op i perioden 1999 til 2014, hvilket svarer til ca. 40 cm/år for den vertikale strømningskomponent. Udbredelsen af reducerende stoffer er baseret på de oprindelige farver af de opborede sedimenter.

Når indholdet af reaktive reducerende stoffer tilsyneladende er opbrugt, og det ikke længere er muligt at fjerne nitrat ved naturlige processer, vil koncentrationen af nitrat afspejle koncentrationen på det tidspunkt, hvor grundvandet blev dannet. Faldende nitrat-koncentrationer i perioden 2010-2018 må således skyldes en mindre påvirkning fra overfladen, eksempelvis tilplantning med skov eller ændret afgrødesammensætning.

Den større udbredelse af det ilt- og nitratholdige grundvand kan dog også skyldes, at vandindvinding i området har ændret grundvandets strømningsmønster og -hastighed i et omfang, så støvningshastigheden overstiger reaktionshastigheden. Dette viser, at de oprindelige reducerende stoffer i sedimenterne reagerer så langsomt, at der ikke er tid nok til at omsætte ilten og dermed danne det nødvendige ilt-frie miljø for nitratfjernelsen, der er en forudsætning for at etablere vandtype B.



Figur 39. Tidsserier for ilt, nitrat og sulfat i de nederste 6 indtag i redoxboringen ved Albæk (DGU nr. 18.310) i perioden 1999-2018, hvor det overordnede kemiske miljø i disse indtag udviklede sig fra anoxisk nitratreducerende (uden ilt, men med nitrat, vandtype B) til iltholdig (med ilt og nitrat, vandtype A) som vist i Figur 38.



## Redoxboring ved Kasted nordvest for Århus - DGU nr. 78.796

Figur 40 viser redoxboringen ved Kasted, hvor redoxzonerne har ligget relativt stabilt, uden større ændringer fra 1999 og frem til 2018. Grundvandsspejlet ligger i ca. 9 m u.t. De øverste ca. 15 meter af grundvandsmagasinet er nitrat- og iltholdigt vandtype A, der følges af en ca. 10 m iltfri og nitratholdig zone, vandtype B og herunder findes svagt reduceret grundvand, vandtype C. Det er således en betydelig del af grundvandsmagasinet, der er nitratholdigt. I 2018 var koncentrationen af nitrat i den iltholdige zone 40-62 mg/l, og indholdet aftog til 7-27 mg/l i den øverste del af anoxiske zone, hvorefter nitratindholdet steg til 48-54 mg/l i den nederste del af den anoxiske zone, se Figur 45. I den iltholdige zone var indholdet af ilt i 2018 mellem 5 og 9 mg/l. Forholdsvis høje koncentrationer af sulfat i den nitrat-reducerende iltfrie zone (120 mg/l) tyder på, at reduktionen af nitrat her sker bl.a. ved pyrit, se Appendiks 3. Koncentrationen af sulfat i den iltholdige zone var i 2018 mellem 21-81 mg/l. Århus Vand har en kildeplads ca. 500 m nedstrøms denne boring.



Figur 40. Kasted nordvest for Århus, DGU nr. 78.796, med redoxzoner for perioden 1999-2018. Grundvandsspejl i ca. 9 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

## Redoxboring ved Grindsted i Midtjylland - DGU nr. 114.1736

Figur 41 giver et overblik over vandtyperne i redoxboringen ved Grindsted med indtag i intervallet 13-39 m u.t. Det fremgår, at den rumlige udbredelse af redoxzonerne i boringen ved Grindsted har varieret en del i perioden 1999-2010. I perioden 2012-2018 har udbredelsen af de forskellige redoxzoner været mere stabil, med de største ændringer i vandtyperne A og B i 20- 23 m u.t. Den øvre, ilt- og nitratholdig zone, vandtype A, vurderes at strække sig fra 3 m u.t. ned til ca. 23 m u.t. og udgør de øverste 20 m af grundvandsmagasinet. Herefter følger en ca. 3 m iltfri nitratholdig zone, vandtype B, der afløses af en 10 meter svagt reduceret zone uden ilt og nitrat, vandtype C. I det dybeste indtag 29,5 m u.t. optræder fra tid til anden stærkt reduceret grundvand, vandtype D.

I 2018 var koncentrationen af nitrat i størstedelen af det iltede grundvandsmagasin mellem 45 og 55 mg/l, hvorunder koncentration aftog markant til blot 3-6 mg/l. Samtidig med ændringen i koncentrationen af nitrat aftog iltkoncentrationen fra typisk 6-7 mg/l til 1-2 mg/l, se Figur 45. I 2018 var koncentrationen af sulfat nogenlunde konstant ned igennem grundvandsmagasinet, med 35-45 mg/l.

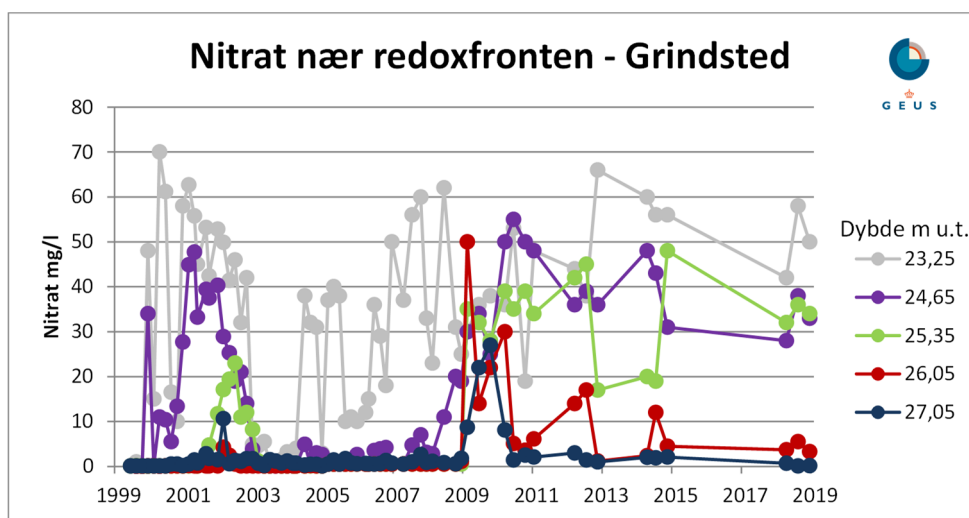


Figur 41. Grindsted i Midtjylland, DGU nr. 114.1736 med redoxzoner for perioden 1999-2018. Grundvandsspejlet er beliggende i ca. 2 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Det fremgår af Figur 41, at der i de første 10 år af overvågningen periodevist var vekslende redoxforhold i ca. 22-30 m u.t. For at illustrere dette viser Figur 42 udviklingen af nitratindholdet i 5 indtag omkring redoxgrænsen i intervallet 23,25-27,05 m u.t. I grundvand fra indtaget i 23,25 m u.t. har koncentrationen af nitrat (med undtagelse af perioden 2003-2004, hvor der er lave indhold af nitrat) været høj og

meget varierende sammenlignet med indtagene i 24,65-27,05 m u. t. Her var nitratindholdet i en seks-årig periode fra 2003 til 2009 meget lavt eller fraværende, og efter 2009 har der igen været nitrat i disse fire indtag. I de øverste to af disse indtag, 24,65 og 25,65 m u.t., har koncentrationen fortsat været høj i perioden frem til 2018, mens koncentrationen af nitrat i indtaget i 26,05 m u.t. er faldet igen, prøverne fra 2018 viser indhold af nitrat på 3,6 og <1 mg/l.

Indvinding fra Grindsted Vandværks boringer, som ligger mindre end 500 m nedstrøms for redoxboringen, kan tænkes at give en vis påvirkning af redoxforholdene, men er næppe eneste årsag til disse variationer i zonernes beliggenhed og især i afgrænsningen af zonerne i de øvre lag. Dette skyldes, at der indvindes fra væsentlig større dybde end redoxboringen (ca. 95-110 m u.t), og at indvindingen har fundet sted i alle årene.

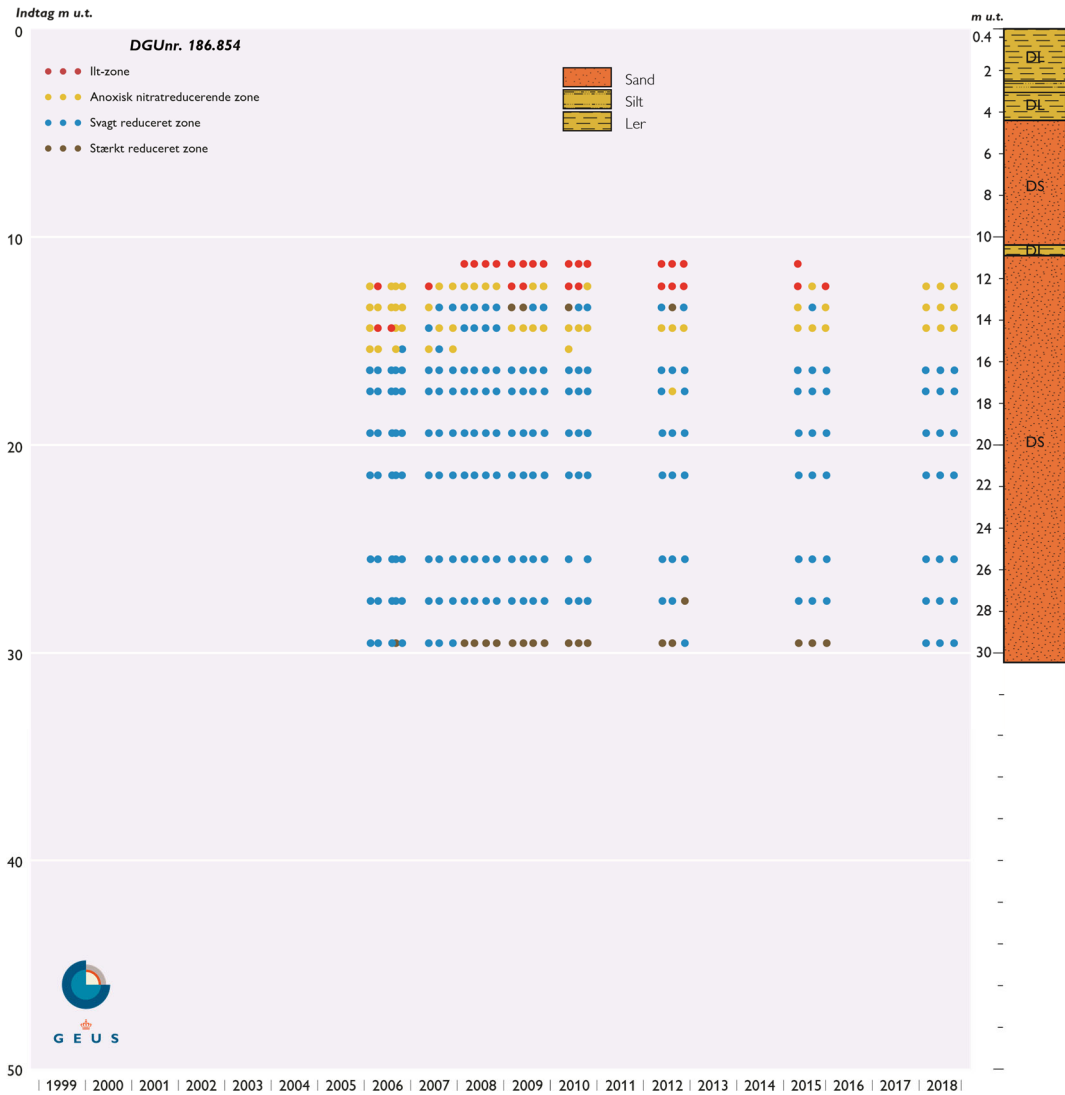


Figur 42. Tidsserier for nitrat i fem dybder (m u.t.) omkring redoxgrænsen i redoxboringen ved Grindsted (DGU nr. 114.1736) i perioden 1999-2018.

### Redoxboring ved Vejby i Nordsjælland - DGU nr. 186.854

Figur 43 viser, at der i 2018 findes ilt-frit og nitrat-holdigt grundvand, vandtype B i de øverste 3 meter af grundvandsmagasinet, ned til ca. 14 m u.t, i redoxboringen i Vejby. Nitratindholdet lå i denne periode på 3-20 mg/l, se Figur 45. I de dybere indtag har vandtypen været uændret svagt reduceret, vandtype C, siden 2006, dog med den ene undtagelse at indtaget i 29,5 m u.t. i en periode har været stærkt reduceret. Koncentrationen af sulfat er 10-40 mg/l i den nitratholdige zone og stiger til 50-60 mg/l i de dybere indtag, med undtagelse af grundvandet i det dybeste indtag i 27,5 m u.t., hvor koncentrationen af sulfat er under 40 mg/l. Boringen er placeret tæt på en vej og i perioder har vandet, specielt fra indtagene i 12 og 13 m u.t., været stærkt påvirket af klorid, med koncentrationer op til 560 mg/l. I 2018 var koncentrationen af klorid 130-140 mg/l i 12 m u.t. og 50-60 mg/l i de dybere indtag.

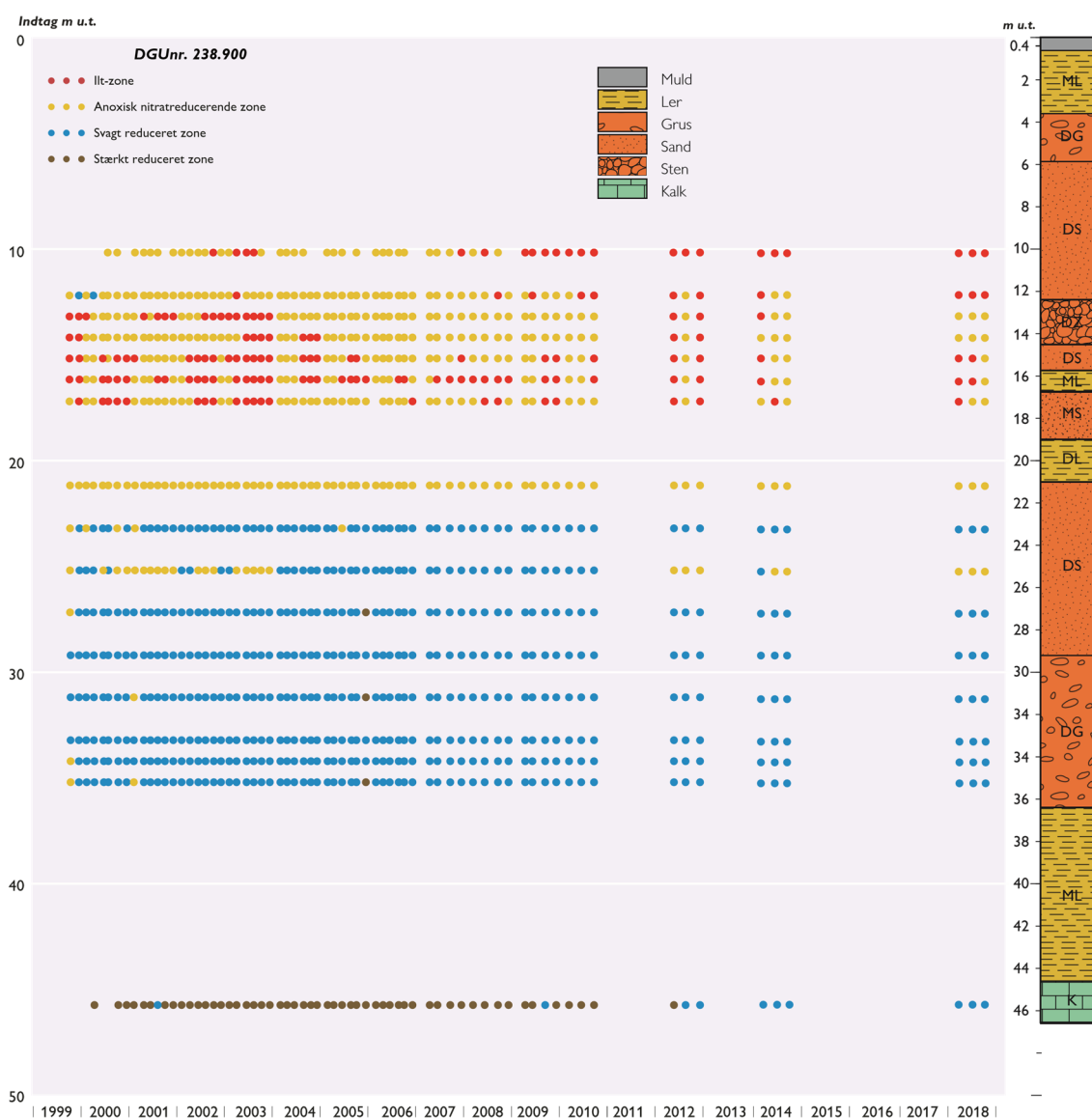
Grundvandsspejlet i 2018 var beliggende i ca. 11 m u.t. og samtidige målinger i 16,4, 21,5 og 29,5 m u.t. tyder på, at der ikke er nogen god hydraulisk kontakt mellem lagene. Grundvandsspejlet ligger ca. 1 meter lavere end i 2015.



Figur 43. Vejby i Nordsjælland, DGU nr. 186.854, med redoxzoner for perioden 2006-2018. Grundvandspejlet er beliggende i ca. 11 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

## Redoxboring ved Sibirien på Falster - DGUnr. 238.900

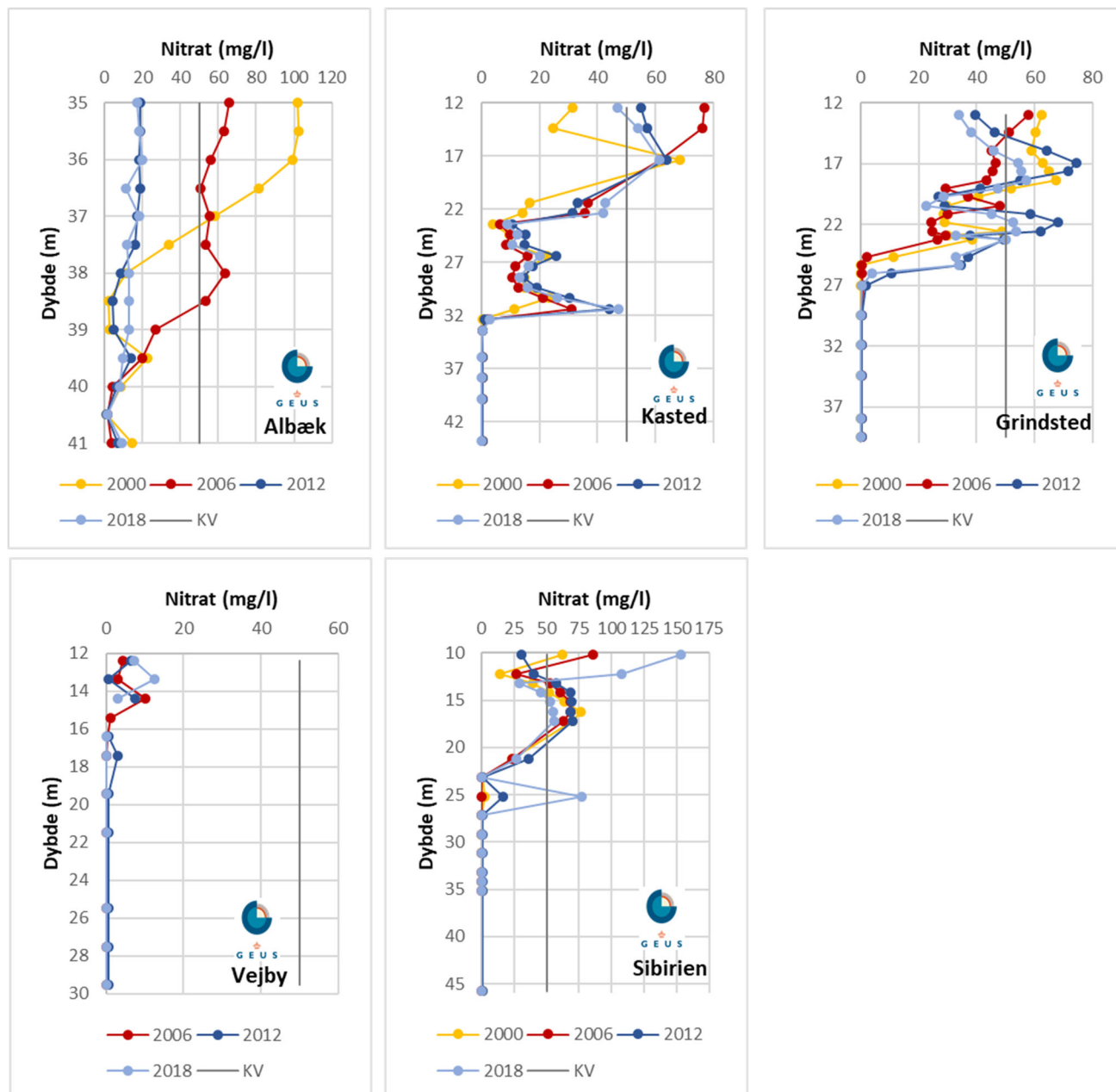
Figur 44 viser, at der er nitrat ned til ca. 21 m u.t. i redoxboringen ved Sibirien på Falster. I de to øverste iltede indtag, vandtype A, fra 10-12 m u.t. blev der i 2018 målt nitratkoncentrationer på 82-190 mg/l og 2-6 mg/l ilt. Herunder, 13-17 m u.t. er der vekselende iltede og anoxiske redoxforhold over året og koncentrationen af nitrat aftager til 23-58 mg/l, samtidig med at koncentrationen af ilt typisk er <3mg/l. I 2018 er koncentrationen af nitrat i grundvand fra 25 m u.t. steget markant fra <5 mg/l til 110 mg/l, se Figur 45. Dette indtag var i begyndelsen af måleperioden anoxisk, vandtype B, i 1999-2003, hvorefter det var svagt reducerende, vandtype C, frem til 2012, hvor det atter blev anoxisk. I 2018 varierede koncentrationen af sulfat i 10-21 m u.t mellem 28 og 59 mg/l. Koncentrationen af sulfat i dybere grundvand var op til 150 mg/l, på nær for det dybeste indtag, der er etableret i kalk, hvor koncentrationen kun var omkring 30 mg/l. Grundvandsspejlet blev i 2018 målt til 9 m u.t.



Figur 44. Sibirien på Falster, DGUnr. 238.900, med redoxzoner for perioden 1999-2018. Grundvandsspejlet er beliggende i 9 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

## Nitratudvikling i perioden 2000-2008

Figur 45 viser hvorledes den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat har varieret ned igennem de forskellige redoxboringer i perioden 2000-2018, opdelt på 6 års intervaller.



Figur 45. Fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af nitrat i forskellige dybder i redoxboringerne. Udbredelsen af nitrat er vist med et interval på 6 år for perioden 2000-2018, med undtagelse af Vejby, hvor måleserien er kortere. KV er kvalitetskravet for nitrat i grundvand og drikkevand på 50 mg/l.

I boringen ved Albæk er koncentrationen af nitrat faldet markant i perioden 2000-2012, hvor den i nogle indtag var markant højere end kvalitetskravet på 50 mg/l. I perioden 2012-2018 har koncentrationen af nitrat i grundvandet været forholdsvis lavt og stort set uændret (<20 mg/l) og under kvalitetskravet til drikkevand.

Ved Kasted har koncentrationen af nitrat i de øverste ca. 5 meter været over 50 mg/l i stort set hele perioden 2000-2018. I de efterfølgende 6 meter (17-23 m u.t.) og fra 30-31 m u. t. har koncentrationen af nitrat været stigende gennem perioden og er nu tæt på kvalitetskravet. I zonen 23-30 m u.t. er koncentrationen af nitrat uændret eller svagt stigende og i intervallet 32-44 m u.t er koncentrationen af nitrat lav gennem hele perioden.

Koncentrationen af nitrat i grundvandet fra 12-26 m u.t. ved Grindsted har varieret meget gennem perioden. I 2000 var koncentrationen over kravværdien i 12-20 m u.t. Herefter aftog koncentrationen frem til 2006 (<50 mg/l) i stort set hele grundvandszonen fra 12-26 meter. I perioden 2006-2018 er koncentrationen atter stigende og når i et enkelt indtag op på 74 mg/l. I dybdeintervallet 27-39 m u.t. er koncentrationen af nitrat lavt i hele perioden 2000-2018.

Grundvandet fra Vejby indeholder forholdsvis lidt nitrat og den maksimale koncentration er målt til 12 mg i 2006-2018. Fra 16-49 m u.t. er koncentrationen af nitrat generelt lav (<1 mg/l) i perioden 2006-2018.

I boringen ved Sibirien er den maksimale koncentration for 2000-2018 målt i grundvand fra 10 m u.t., hvor gennemsnitskoncentrationen er 152 mg/l. I grundvand har koncentrationen været over kravværdien på 50 mg/l i stort set hele perioden 2000-2018, med undtagelse af grundvand fra 12-13 m u.t., hvor koncentrationen af nitrat er <50 mg/l. I grundvand fra 25 m u.t. er koncentrationen af nitrat steget markant i 2012-2018, hvor gennemsnitskoncentrationen er steget fra 17 til 77 mg/l. I grundvand fra 27-46 m u.t. er indholdet af nitrat uændret lavt, under detektionsgrænsen, i perioden 2000-2018.

### **Sammenfatning for de fem redoxboringer**

I gennem de sidste 19 år er udbredelsen og stabiliteten af de geokemiske miljøer (redox-zoner) og udbredelse af nitrat i grundvandszonen overvåget i 5 såkaldte redoxboringer. Boringerne har 15-23 korte indtag der typisk overvåges flere gange årligt) for de redoxfølsomme parametre som ilt, nitrat og jern.

I de fire redoxboringer ved Kasted, Grindsted, Vejby og Sibirien, er der ingen eller mindre ændringer i fordelingen af de forskellige redoxzoner siden sidste prøverunde i 2014. Ved Albæk er den anoxiske nitratreducerende zone afløst af en ilt-zone, hvor nitratreducerende processer ikke længere kan finde sted. Dette kan skyldes, at de oprindelige nitratreducerende stoffer er brugt op eller, at de nitratreducerende processer forløber meget langsomt i forhold til grundvandets strømningshastighed. Fortsatte målinger vil vise stabiliteten af ilt-zonen her.

Den dybdemæssige fordeling af nitrat udviser store forskelle med hensyn til såvel udbredelse som koncentrationsniveau i de 5 grundvandsmagasiner i perioden 2000-2018. Ved Albæk og Vejby er koncentrationen af nitrat lav og under kravværdien i den nitratholdige zone. Ved Kasted, Grindsted og Sibirien er indholdet af nitrat i den nitratholdige del af grundvandszonen ofte over kravværdien og i en række tilfælde stigende i perioden 2012-2018.



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

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

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>. (11.01.2019)

DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorrådgiver Claus Vangsgård.

Ernstsen, V. & Platen, F.v., 2014: Opdatering af det nationale redoxkort fra 2006- til brug for den Nationale Kvælstofmodel 2015. GEUS rapport 2014/20.

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.ge-ovejledning.dk/2018\\_2/](http://www.ge-ovejledning.dk/2018_2/) (11-1-19)

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>.

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 (11-1-19)

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. [www.geus.dk/media/16430/g-o-2008.pdf](http://www.geus.dk/media/16430/g-o-2008.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16359/g-o-2014.pdf](http://www.geus.dk/media/16359/g-o-2014.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf](http://www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf) (11.01.2019)

### Links:

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (11.01.2019)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (11.01.2019)

## 5. Fosfor

### Målsætninger og relevans

Fosfor fra grundvandet kan medvirke til eutrofiering af overfladevandsmiljøer og i et vist omfang også det marine miljø. Derfor er det væsentligt at overvåge og kortlægge om og i hvilket omfang, fosfor fra grundvandet påvirker overfladevandområder. Dernæst er det vigtigt at fastlægge, om bidraget ved stoftransporten skyldes menneskelige aktiviteter og/eller naturlige processer.

Der mangler viden om, i hvilket omfang transport af fosfor fra grundvandsforekomster udgør et problem for fx søer. Miljøstyrelsen har derfor iværksat to projekter, der skal belyse denne problemstilling og muliggøre vurdering af denne problemstilling for konkrete grundvandsforekomster og tilknyttede overfladevandområder, som kystvande og søer ved de kommende basisanalyser for vandområdeplanerne for perioden 2021-27. (Nilsson mfl., 2019 og Nilsson mfl., 2019a).

Der er i dag ikke længere nogen kravværdi for fosfor i drikkevand, jf. drikkevandsbekendtgørelsen.

### Datagrundlag

Fosfor kan optræde i en lang række forskellige forbindelser, se Boks 1 nedenfor. I vandværksboringerne foretages der alene analyser af det totale indhold af fosfor,  $P_{\text{tot}}$ . I grundvandsovervågningen har  $P_{\text{tot}}$  været en del af analysepakken siden 1989 og i 2011 blev fosformålingerne suppleret med målinger af ortho-fosfat,  $P_{\text{ortho}}$ . Målingerne af  $P_{\text{ortho}}$  forbedrer mulighederne for at sammenligne resultaterne fra grundvand og overfladevand, idet overvågning af overfladevand altid har inkluderet både  $P_{\text{tot}}$  og  $P_{\text{ortho}}$ . Da de forskellige bidrag af fosfor har forskellige kemiske egenskaber, kan det også forventes, at de vil transporteres og bindes forskelligt.

Boks 1 viser definitioner på de forskellige bidrag til fosfor i grundvandet. Man kan opdele efter fase i hhv. opløst og partikulært bundet fosfor. I praksis er den opløste fraktion bestemt af den delmængde i prøven, der kan passere et 0,45  $\mu\text{m}$  filter. Den opløste fraktion kan igen opdeles efter de kemiske egenskaber i hhv. opløst uorganisk ortho-fosfat ( $P_{\text{ortho}}$ ) og opløst organisk bundet fosfor ( $P_{\text{org}}$ ), idet det antages, at der kun er forsvindende lidt af andre uorganiske fosfor-forbindelser i grundvandet. Der analyseres for  $P_{\text{ortho}}$  og  $P_{\text{tot}}$  i den filtrerede grundvandsprøve, hvorefter  $P_{\text{org}}$  beregnes som forskellen mellem  $P_{\text{tot}}$  og  $P_{\text{ortho}}$ . Da indholdet af den suspenderede (partikulære) fraktion af fosfor i grundvandsprøver afhænger af prøvetagningsteknikken, giver det ikke nogen mening at måle det totale indhold af fraktionerne i den ufiltrerede grundvandsprøve. Resultaterne, der beskrives i det følgende, knytter sig derfor udelukkende til den filtrerede grundvandsprøve (<45  $\mu\text{m}$ ).

#### Boks 1: Definitioner af forskellige fraktioner af fosfor i grundvand:

Det kemiske symbol for **fosfor** er **P**  
I en grundvandsprøve er såvel opløst P som suspenderet partikulært bundet P:

Det samlede indhold af fosfor = opløst P + partikulært bundet P

Kun opløst P (der kan passere et 0,45  $\mu\text{m}$  filter) er meningsfyldt i forhold til grundvand.

Opløst P = "total P" kan opdeles i to fraktioner: organisk bundet P og uorganisk bundet P.

Total-opløst- $P_{<0,45\mu\text{m}}$  =  $P_{\text{tot}<0,45\mu\text{m}}$  = uorganisk- $P_{<0,45\mu\text{m}}$  + organisk- $P_{<0,45\mu\text{m}}$   
=  $P_{\text{ortho}<0,45\mu\text{m}}$  +  $P_{\text{org}<0,45\mu\text{m}}$

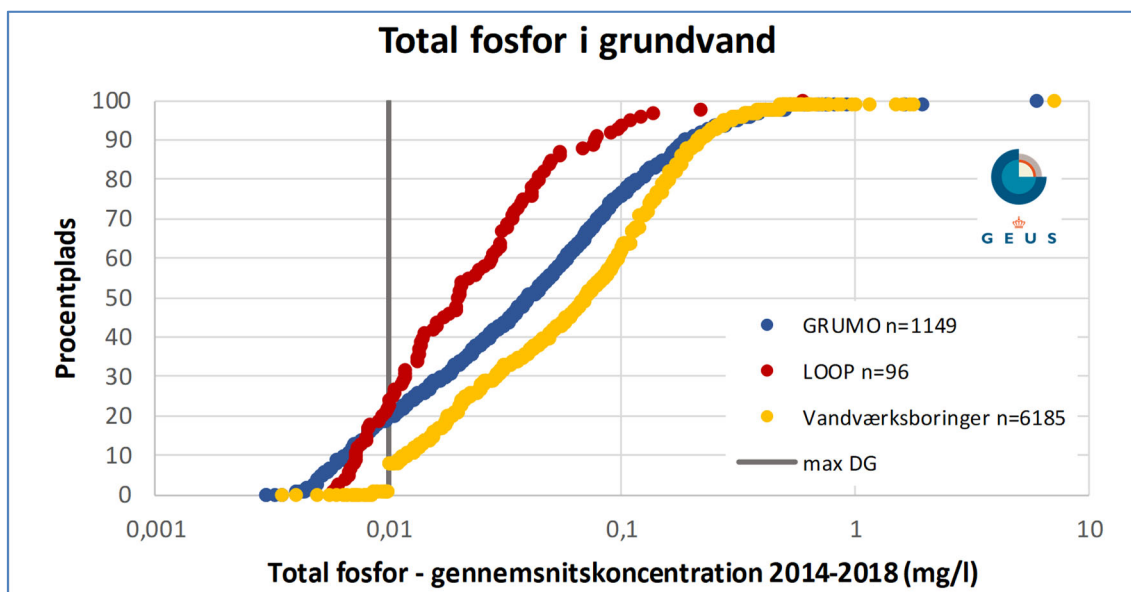
Uorganisk bundet P ( $P_{\text{ortho}}$ ) kaldes også for fosfat-P eller  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

I 2018 er der analyseret for såvel  $P_{\text{tot}}$  som  $P_{\text{ortho}}$  i 705 GRUMO-indtag. I indeværende NOVANA-programperiode 2017-2021 foreligger der analyser fra i alt 1.060 indtag (2017-2018). I perioden 1989-2018 foreligger der analyser fra 2.291 indtag for  $P_{\text{tot}}$ , mens der for perioden 2011-2018 foreligger analyser fra 1.261 indtag prøvetaget for  $P_{\text{ortho}}$ . I Landovervågningen (LOOP) er både  $P_{\text{tot}}$  og  $P_{\text{ortho}}$  blevet målt siden

overvågningens start i 1989, og her er indtagene blevet prøvetaget flere gange årligt i det øvre grundvand i ca. 100 terrænnære LOOP-indtag, heraf 83 LOOP-indtag i 2018.

### Fordeling af total fosfor i alle typer boringer i perioden 2014-2018

Figur 46 viser fordelingen af totalfosfor,  $P_{tot}$ , i samtlige indtag, som indgik i femårsperioden 2014-2018, hvor alle vandværksboringer kan forventes at være prøvetaget mindst én gang. Perioden dækker sidste og dele af den nuværende programperiode, hvor der er analyser for både  $P_{tot}$  og  $P_{ortho}$ . Figuren viser data fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. For hvert indtag er gennemsnitsværdien for perioden vist. Der har været anvendt forskellige detektionsgrænser gennem de sidste 5 år, og figuren viser den højst anvendte, der giver anledning til et spring i kurven for vandværksboringerne.



Figur 46. GRUMO, LOOP og Vandværksboringer. Fordelingen af de gennemsnitlige total-fosforkoncentrationer ( $P_{tot}$ ) indtag i perioden 2014-2018 for GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden. Den maximale detektionsgrænse (max DG) for perioden er ligeledes vist.

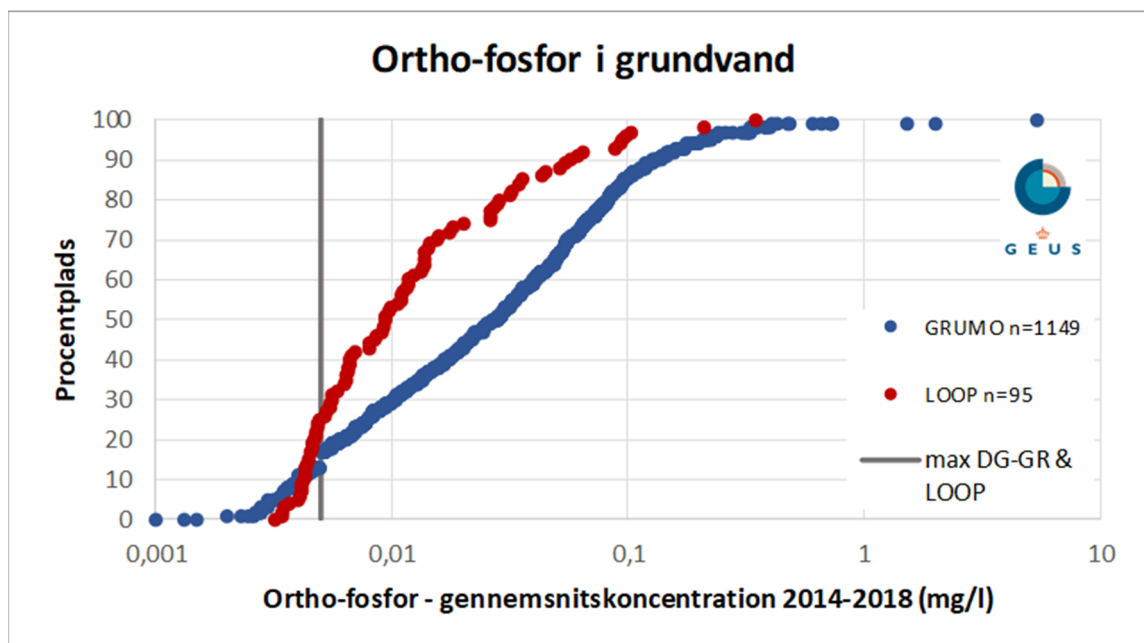
De maksimale værdier for  $P_{tot}$  i perioden 2014-2018 er 6,0, 0,6 og 7,2 mg/l for henholdsvis GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. Figur 46 anvender en logaritmisk skala til at vise koncentrationerne, da der er mere end en faktor 1.000 til forskel på de højeste og de laveste koncentrationer. Det fremgår, at koncentrationerne i det øvre grundvand i LOOP-indtagene generelt er lavere end i de øvrige indtag, og at vandværksboringerne har højere koncentrationer end GRUMO/LOOP-indtag, idet der især er færre meget lave koncentrationer på vandværkerne. Median-koncentrationerne er henholdsvis 0,04, 0,03 og 0,07 mg/l for grundvand i GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandværksboringer. De lavere koncentrationer i LOOP-indtagene sammenlignet med GRUMO og vandværksboringerne kan skyldes en større andel indtag med oxideret grundvand for LOOP, hvor fosfor effektivt bindes til bl.a. jern og aluminiumoxider.

Tidligere rapporter af fosfor i grundvand (Thorling mfl. 2013, 2015 og 2017) dokumenterer, hvorledes koncentrationen af fosfor i grundvandet afhænger af de geokemiske forhold - bl.a. redoxforhold - og sammensætningen af de geologiske aflejningsmiljøer, således at grundvandets fosforkoncentration stiger i takt med, at grundvandet bliver mere reduceret, og dermed også ofte stiger med dybden. Indholdet af fosfor er højt i mange vandværksboringer, og her vurderes kilden hovedsageligt at være fosfor indlejret i de geologiske lag, mens påvirkningen fra samfundsmæssige aktiviteter anses for at have ringe betydning (Thorling, Hansen og Magid, 2010 og Thorling mfl., 2015).

## Fordeling af ortho-fosfat og organisk bundet fosfor i GRUMO- og LOOP-boringer i perioden 2014-2018

Som nævnt foretages der ikke systematiske undersøgelser af  $P_{ortho}$  i vandværksboringer, og derfor er beskrivelsen af  $P_{ortho}$  alene baseret på analyseresultater fra GRUMO- og LOOP-indtag. Figur 47 viser fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af  $P_{ortho}$  i GRUMO- og LOOP-indtag, for perioden 2014-2018, hvor  $P_{ortho}$  har været inkluderet i grundvandsovervågningen. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antal indtag fremgår af legenden.

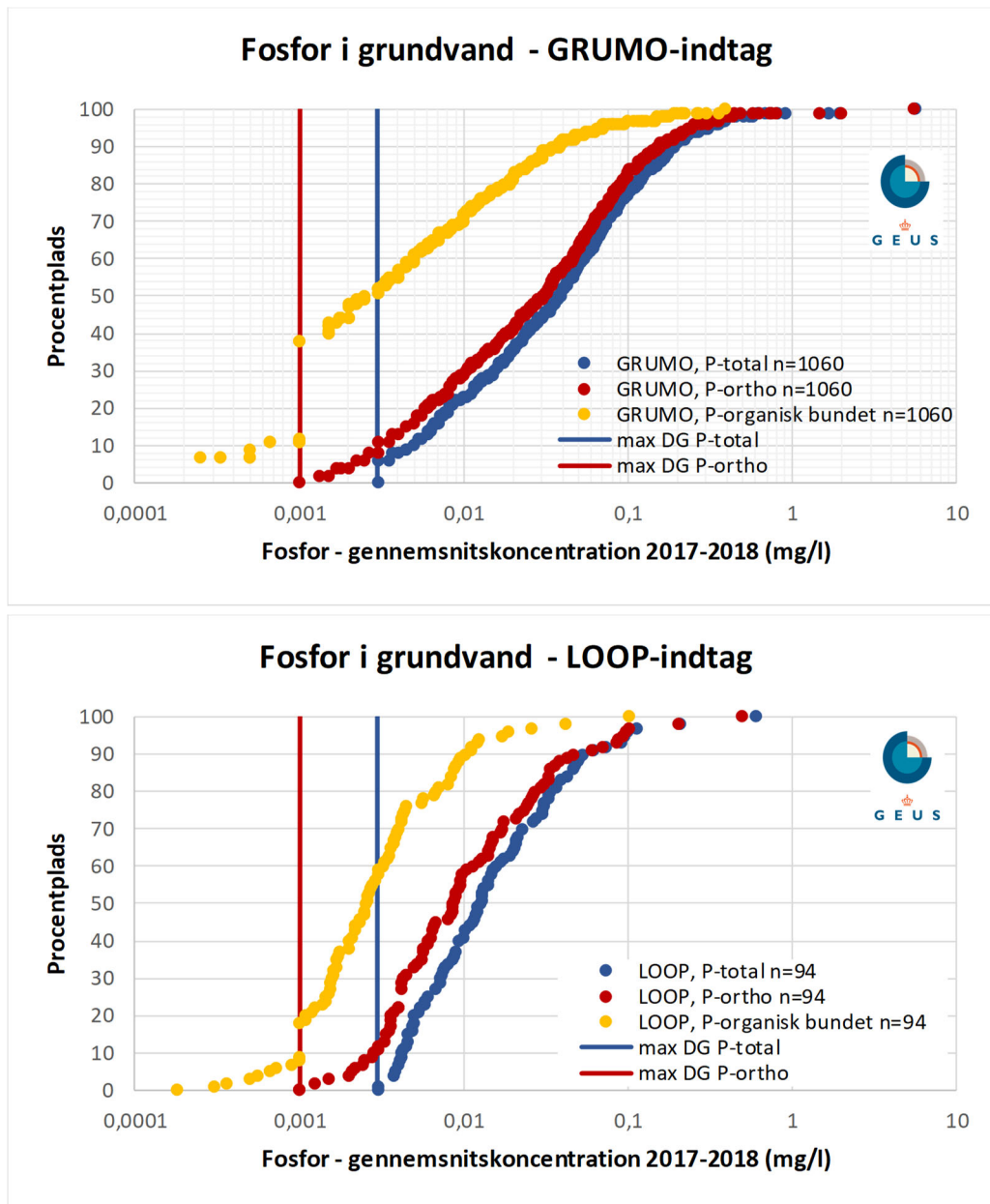
Figur 47 viser, at mediankoncentrationen for gennemsnitsværdien af  $P_{ortho}$  for perioden 2014-2018 er 0,03 mg/l for grundvand fra GRUMO-indtag og noget lavere, 0,009 mg/l for grundvand fra LOOP-indtag. Til sammenligning lå medianværdierne fra Figur 46 for  $P_{tot}$  på hhv. 0,04 og 0,03 mg/l for GRUMO-indtag og LOOP-indtag.



Figur 47. GRUMO og LOOP. Fordelingen af det gennemsnitlige indhold af  $P_{ortho}$  i GRUMO- og LOOP-indtag i programperioden 2014-18. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden. Derudover ses den maximale detektionsgrænse (max DG) i perioden.

Figur 48 viser indholdet af organisk bundet P,  $P_{org}$ , sammen med  $P_{tot}$  og  $P_{ortho}$  for grundvand fra GRUMO- og LOOP-indtag indsamlet i 2017 og 2018. Koncentrationen af  $P_{org}$  er beregnet ved at trække den gennemsnitlige koncentration af  $P_{ortho}$  fra den gennemsnitlige koncentration af  $P_{tot}$  på indtagniveau.

Langt den overvejende del af det fosfor, der findes i grundvandet, optræder som uorganisk fosfat,  $P_{ortho}$ , og kun en mindre del findes organisk bundet. I grundvand fra GRUMO-indtag er den maximale koncentration af  $P_{org}$  0,39 mg/l, og 90% af vandprøverne indeholder mindre end 0,04 mg/l. I LOOP-indtag er den maximale koncentration af  $P_{org}$  beregnet til 0,10 mg/l og 90 % af vandprøverne indeholder mindre end 0,01 mg/l. Resultaterne viser, at de geokemiske forhold i det overfladenære grundvand i LOOP-indtagene resulterer i betydeligt lavere indhold af  $P_{org}$  end de geokemiske og geologiske forhold, der findes i de noget dybere GRUMO-indtag.



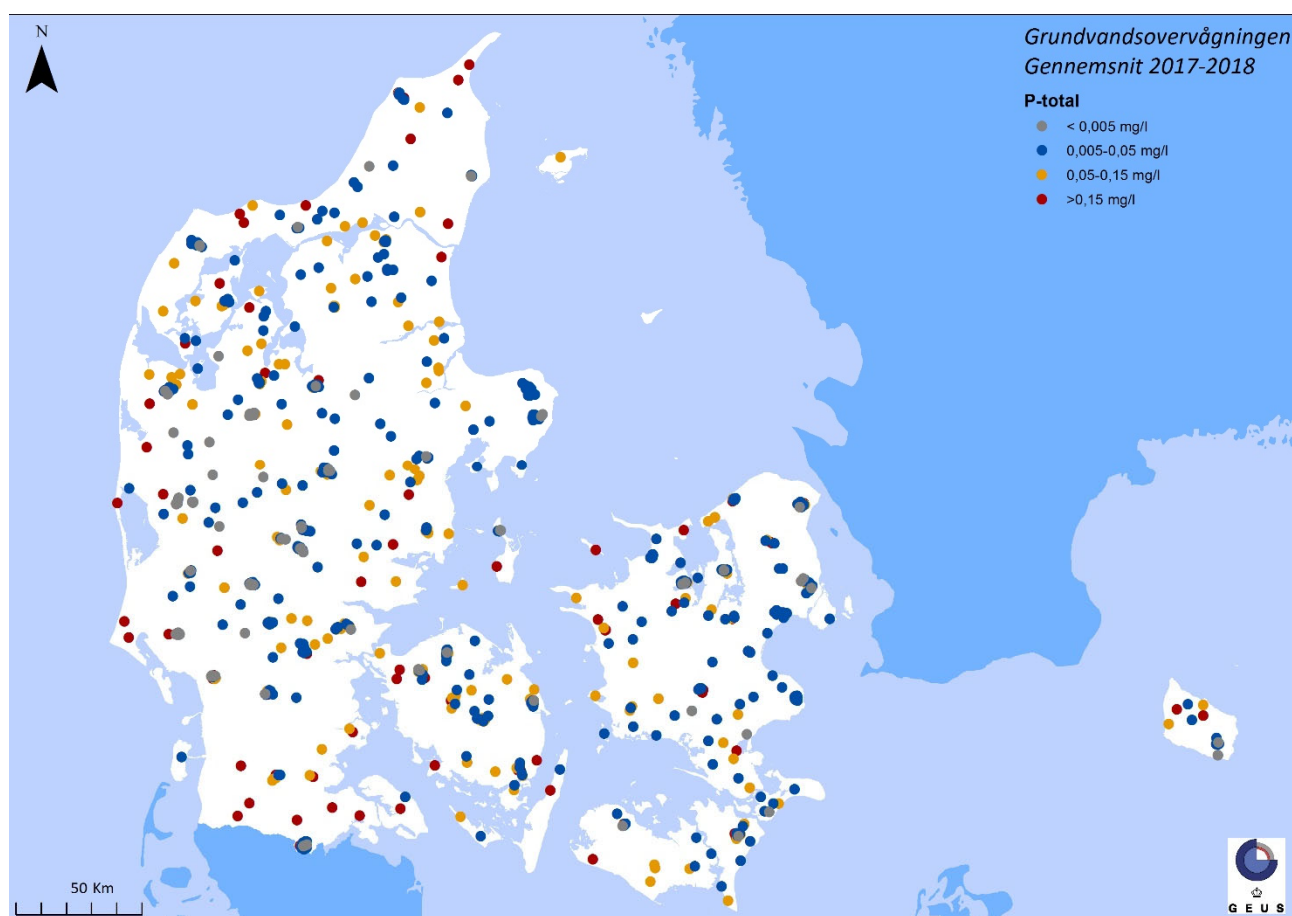
Figur 48. GRUMO og LOOP. Fordelingen af det gennemsnitlige indhold af  $P_{tot}$ ,  $P_{ortho}$  og  $P_{org}$  i GRUMO- og LOOP-indtag i 2017-2018. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden. Derudover ses den maksimale detektionsgrænse (max DG) i perioden. Beregnede negative koncentrationer af  $P_{ortho}$  er i figuren tillagt værdien 0,001 mg/l.

Ændringer i indholdet af fosfor, såvel  $P_{tot}$  som  $P_{ortho}$ , i det dybere grundvand forventes at indtræffe over lang tid, og derfor er der ikke udarbejdet tidsserier for GRUMO-stationsnettet. For en beskrivelse den tidsmæssige variation i  $P_{tot}$  og  $P_{ortho}$  i det allerøverste grundvand henvises til Blicher-Mathiesen mfl. (2019).

## 5.1 Grundvandsovervågningen

### Geografisk fordeling – totalfosfor

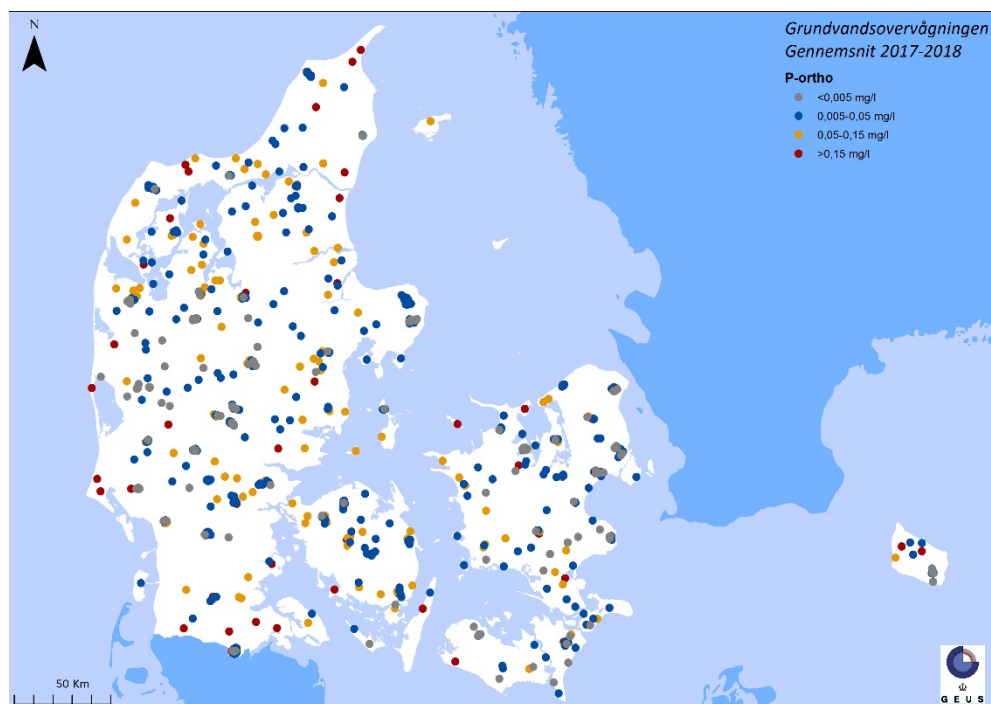
Figur 49 viser den geografiske fordeling i GRUMO-indtag af fosfor i grundvandet for  $P_{\text{tot}}$ . Kortet viser gennemsnitsværdier på indtagsniveau for perioden 2017-2018. Der findes ikke nogen tydelig geografisk fordeling af  $P_{\text{tot}}$ . Indholdet ses at variere inden for ganske korte afstande, hvilket bl.a. afspejler de herskende geologiske og geokemiske forhold, der begge påvirker det naturlige indhold af opløst fosfor. Dog er koncentrationen generelt lav i områder med kalkaflejringer, eksempelvis Djursland, Stevnsområdet og langs Køge bugt. Desuden er fordelingen af iltet og reduceret grundvand medvirkende årsag til at der optræder betydelige forskelle i koncentrationen af  $P_{\text{tot}}$  i geografisk set nærtliggende indtag.



Figur 49. GRUMO. Geografisk fordeling af det gennemsnitlige indhold af fosfor ( $P_{\text{tot}}$ ) i grundvand i 1060 GRUMO-indtag for perioden 2017-2018. I denne og de efterfølgende figurer er de laveste koncentrationer afbildet øverst, hvilket muliggør en bedre præsentation i forhold til bl.a. de geologiske forhold, bl.a. de kalkrige bjergarter.

Figur 50 viser for samme periode, 2017-2018, det gennemsnitlige indhold af  $P_{\text{ortho}}$  i grundvand fra GRUMO-indtag. Der er færre indtag med høje indhold ( $>0,15$  mg/l) end i Figur 49 med  $P_{\text{tot}}$ . Også her ses en betydelig geografisk variation bestemt af de geologiske og geokemiske forhold. Djursland, Stevns og Køgebugt fremstår med forholdsvis lave værdier. For at fremhæve kalkaflejringerens betydning for lave koncentrationer, er kortene med fosfor vist med de laveste værdier øverst i modsætning til de øvrige korttemaer i denne rapport.



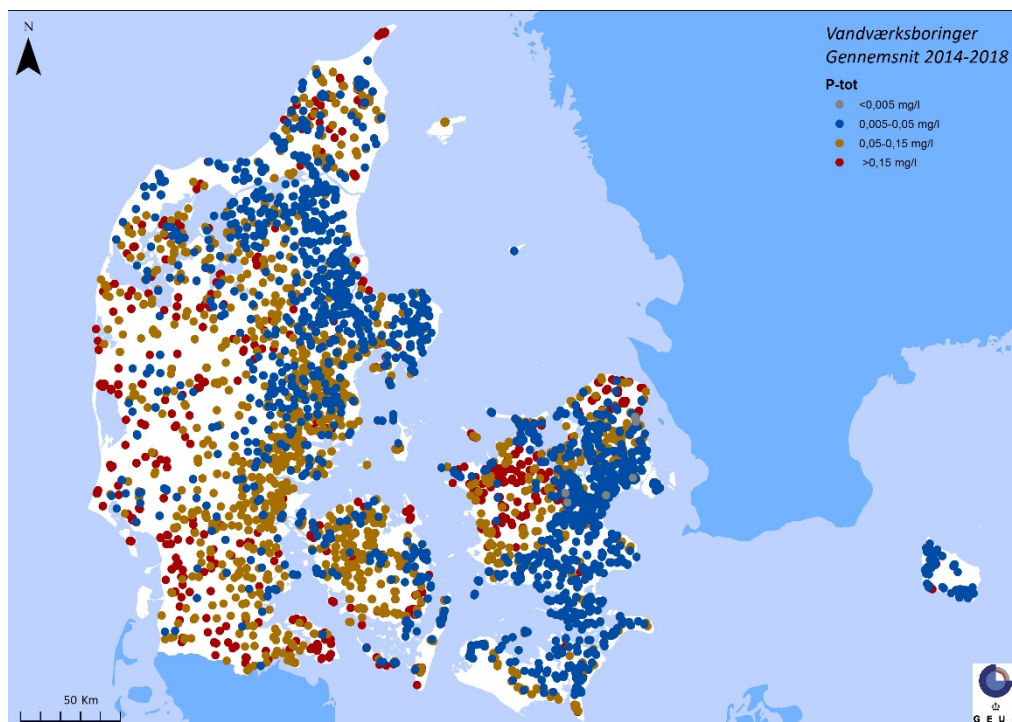


Figur 50. GRUMO. Geografisk fordeling af det gennemsnitlige indhold af fosfor ( $P_{ortho}$ ) i grundvand i 1060 GRUMO-indtag for perioden 2017-2018. De laveste koncentrationer er afbildet øverst.

## 5.2 Vandværksboringer

### Geografisk fordeling

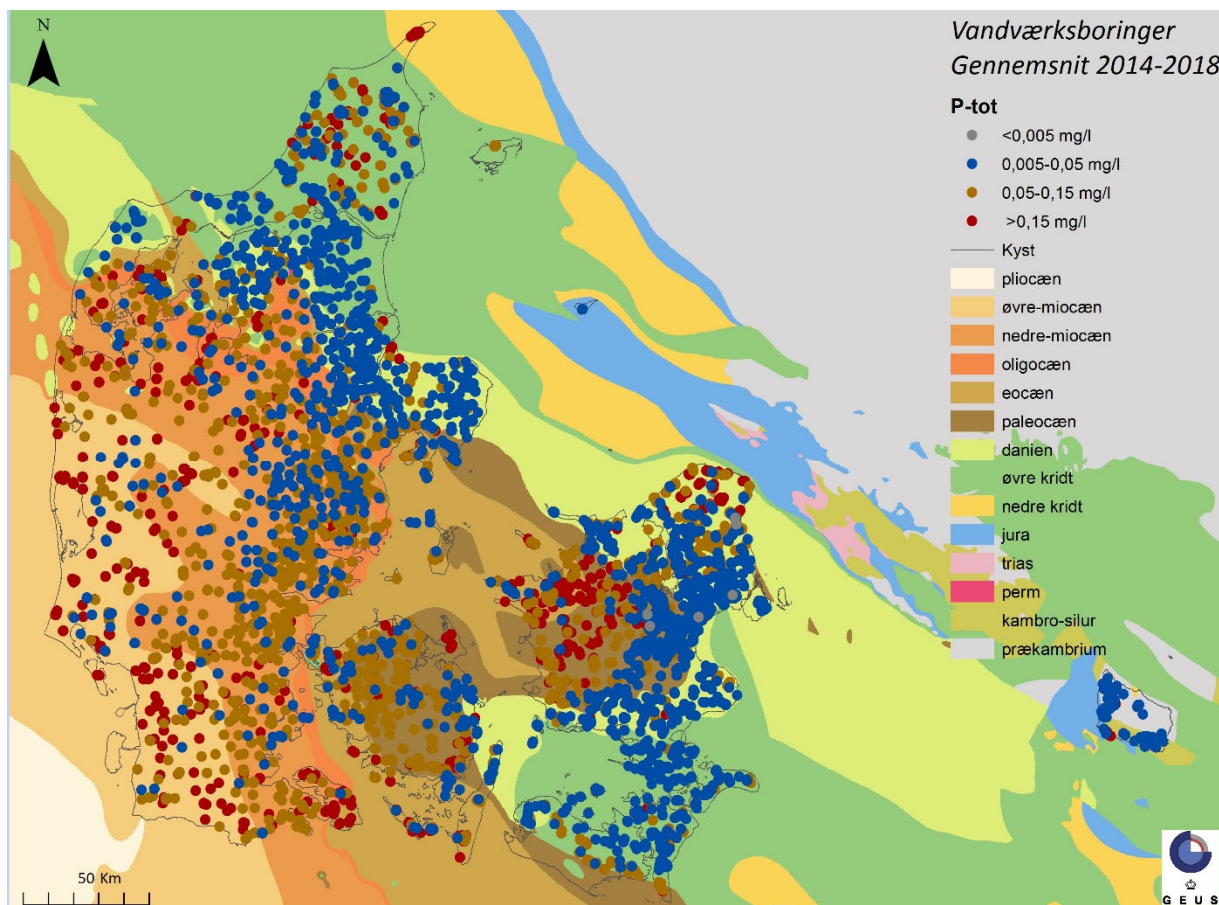
Figur 51 viser den geografiske fordeling af fosforindholdet,  $P_{tot}$  i grundvandet i vandværksboringer for perioden 2014-2018. Fosforindholdet afhænger af undergrundens geologiske sammensætning.



Figur 51. Vandværksboringer. Total fosfor,  $P_{tot}$  (mg/l) i 6.185 vandværksboringer. Gennemsnit for perioden 2014-2018. De laveste koncentrationer er afbildet øverst.



Figur 52 viser de samme data som Figur 51, men med de prækvartære lag som baggrundskort, se også Figur 76 i Appendiks 3. Især kalkområderne træder frem med lave fosforindhold, for eksempel et bredt bælte, der består af Danien- og øvre kridt-aflejringer som strækker sig fra Djursland, over Himmerland og nordvest for Aalborg. Ligeledes ses et bånd af lave værdier, der strækker sig fra Københavnsområdet, ned gennem Midt- og Østsjælland, Møn og Falster og den nordlige del af Lolland og Sydsjælland. Uden for disse områder er indholdet af  $P_{\text{tot}}$  typisk højere i eksempelvis de miocæne aflejringer, der optræder i store dele af Jylland, sydvest for Limfjorden. Det geologiske bidrag til grundvandets fosforindhold er særlig stort i reduceret nitratfrit grundvand, der typisk anvendes til vandforsyning.



Figur 52. Vandværksboringer. Total fosfor (mg/l) i 6.185 vandværksboringer. Gennemsnit for perioden 2014-2018, hvor alle vandværksboringer kan forventes prøvetaget mindst én gang. De laveste koncentrationer er afbildet øverst for at fremhæve effekten af kalkaflejringer. Baggrundskortet viser den prækvartære overflade se også figur 72 i Appendiks 3 for beskrivelse.

## Referencer, Fosfor

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. og 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

Nilsson, B., Kronvang, B., van 't Veen, S., Troldborg, L., Thorling, L., Boutrup, S., Larsen, M.M., Rasmussen, J. & Kazmierczak, J. 2019: Vurdering af grundvandets kemiske påvirkning på vandløb og kystvande. Rapportering af Miljøstyrelsens projekt. 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.

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., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Mielby, S., og Sørensen, B., 2013: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2012. Teknisk rapport, GEUS 2013. <https://www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf> (17.10.2019)

Thorling, L., Ernstsens, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2015: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf> (17.10.2019)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsens, 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/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf> (17.10.2019)

### Links:

Grundvandsovervågningens hjemmeside: [www.grundvandsovervaagning.dk](http://www.grundvandsovervaagning.dk) (08.01.2018)

JUPITER hjemmesiden: [www.Geus.dk/jupiter/index-dk.htm](http://www.Geus.dk/jupiter/index-dk.htm) (08.01.2018)

NOVANA hjemmeside: [http:// http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/](http://http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/) (08.01.2018)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/> (08.01.2018)

## 6. Pesticider og deres nedbrydningsprodukter

### Indledning

Pesticidkapitlet er opdelt i fire hovedafsnit. Første hovedafsnit omhandler resultater fra NOVANAs delprogram 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. Sidste hovedafsnit omhandler fund af chlorphenoler i GRUMO og vandværksboringer jf. boringskontrollen.

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 ved infrastrukturanlæg. Nogle pesticider anvendes også, eller har været anvendt, som bejdsemidler i såsæd og som biocider fx i maling og træbeskyttelsesprodukter. Dertil kommer udvaskning fra spild og punktkilder, fx vaskepladser. 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 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.

I GRUMO-datasættet overskrider én prøve sumkriteriet, uden der er en overskridelse af grænseværdien 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. I datasættet for vandværksboringer er der ingen overskridelse af sumkriteriet, uden at der også er en overskridelse af grænseværdien for et enkeltstof. Sum-kriteriet bruges derfor ikke i denne rapport. Opgørelsen er baseret på hver enkelt delprøve, hvis en grundvandsprøve er splittet i flere delprøver, hvor resultatet for hver delprøve er selvstændigt indberettet til Jupiter.

Tabel 8 viser de pesticider og nedbrydningsprodukter, der indgik i grundvandsovervågningens og boringskontrollens obligatoriske lister i 2018. Stoffer, der er tilføjet GRUMO eller boringskontrollen i perioden 2017-2018, er mærket med <sup>ny</sup>. Stoffer mærket med X<sup>ny</sup> er i nogle tilfælde tilføjet listerne i løbet af 2018 og er derfor ikke analyseret i alle prøvetagede indtag. I grundvandsovervågningen er der analyseret for knap 150 stoffer gennem tiden, og i boringskontrollen ved de almene vandværker er analyseret for ca. 200 stoffer, se Bilag 3.4. Mange af stofferne er dog kun analyseret i et meget begrænset antal prøver.

Som udgangspunkt indgår alle godkendte prøver fra grundvandsovervågningen og vandværksboringer, der ligger i Jupiterdatabasen 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 fejllindberettede, 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 de sidste godt 25 år, for de fleste prøver i denne rapport. Nogle stoffer har dog haft forhøjede detektionsgrænser (oftest 0,02 µg/l) de første år, stofferne har været analyseret. Detektionsgrænser over eller under 0,01 µg/l forekommer hyppigst i vandværksboringers datasæt.

I analyseprogrammerne for GRUMO og boringskontrollen indgår flere pesticidnedbrydningsprodukter, hvor nedbrydningsproduktet også har industrielle anvendelser. 2,4-dichlorphenol og 2,6-dichlorphenol har fx været urenheder i træbeskyttelsesmidler med pentachlorphenol (træimprægnering og maling), som kan have været årsag til udvaskning af chlorphenoler i det åbne land. Chlorphenolerne indgår derfor ikke i de generelle pesticidopgørelser, men behandles separat i Kapitel 6.4. Tidligere har chlorphenolerne indgået i afsnittet om uorganiske mikroforurenninger. Nedbrydningsprodukterne ETU og 4-nitrophenol kan også have industrielle kilder, men modsat chlorphenolerne har de, så vidt vides, ikke haft en anvendelse, der indebar 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. ETU og 4-nitrophenol medtages derfor i beregningerne af pesticidbelastningen.

Tabel 8. Pesticider og nedbrydningsprodukter, der indgik i GRUMO-analyseprogrammet eller boringskontrollen i 2018, sorteret efter administrativ status og stofgruppe. Stoffer markeret med \* er nedbrydningsprodukter eller synteseenheder. Stoffer, der er tilføjet GRUMO i 2016 eller boringskontrollen i perioden 2017-2018, er mærket med <sup>nyt</sup>. Den regulative status for stoffernes anvendelse blev opgjort pr. 25. september 2019. Baggrundsfarven viser hvilke stoffer, der kemisk hører sammen. Ud over stofferne i denne tabel indgår 2,4-dichlorphenol og 2,6-dichlorphenol i både GRUMO-analyseprogrammet og boringskontrollen, men indgår ikke i de generelle pesticidopgørelser, da stofferne også kan stamme fra industrielle anvendelser. Chlorphenolerne behandles separat i kapitel 6.4

<b>Pesticid/ nedbrydningsprodukt*</b>	<b>Stofgruppe</b>	<b>GRUMO</b>	<b>Borings- kontrol</b>	<b>Beskrivelse</b>
Glyphosat	Organofosfo- nat	X	X	Herbicide, tilladt som sprøjtemiddel.
AMPA (aminomethyl- phosphorsyre)*	Organofosfo- nat	X	X	Nedbrydningsprodukt fra glyphosat. Tilladt.
Bentazon	Thiadiazin	X	X	Herbicide, tilladt som sprøjtemiddel.
ETU (ethylthiourea)*	Dithiocarba- mat	X	X	Nedbrydningsprodukt fra dithiocarba- mat fungicider, heraf er nogle forbudte som sprøjtemidler (maneb, zineb), an- dre tilladte (fx mancozeb). Bruges også i industrielle processer fx vulkani- sering.
Dichlorprop/dichlorprop-P	Phenoxysyre	X	X	Herbicide, dichlorprop-P er tilladt som sprøjtemiddel, dichlorprop (racemisk blanding) er forbudt.
Mechlorprop/mechlorprop-P	Phenoxysyre	X	X	Herbicide, forbudt som sprøjtemiddel.
2,4-D	Phenoxysyre	X		Herbicide, tilladt som sprøjtemiddel.
MCPA	Phenoxysyre	X	X	Herbicide, tilladt som sprøjtemiddel.
4-PPP*	Phenoxysyre	X	X	Urenhed i phenoxysyrerne dichlorprop (tilladt) og mechlorprop (forbudt), mu- ligvis også nedbrydningsprodukt fra dichlorprop.
2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorp- henoxy)propionsyre)*	Phenoxysyre	X	X	Urenhed i phenoxysyren dichlorprop (tilladt).
Atrazin	Chlortriazin	X	X	Herbicide, forbudt som sprøjtemiddel.
Hydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt).
Desethylatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt).
Desisopropylatrazin*	Chlortriazin	X	X	Triazin, nedbrydningsprodukt fra atra- zin (forbudt), terbuthylazin (forbudt) simazin (forbudt) og formentlig andre chlortriaziner.
DEIA (desethyldeisopropylat- razin)*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt), terbuthylazin (forbudt), simazin (forbudt) cyanazin (forbudt) og for- mentlig andre chlortriaziner.
Desethylhydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt) og formentlig andre triaziner.
Desisopropylhydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt), simazin (forbudt), terbuthylazin (forbudt) og formentlig andre triaziner.
Didesalkylhydroxyatrazin (hy- droxy-DEIA)*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin (for- budt), simazin (forbudt), terbuthylazin (forbudt), cyanazin (forbudt) og for- mentlig andre triaziner.
Simazin	Chlortriazin	X	X	Herbicide, forbudt som sprøjtemiddel.
Hydroxysimazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra simazin (for- budt).
Desethylterbuthylazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet terbuthylazin (forbudt).
Hexazinon	Triazinon	X	X	Herbicide, forbudt som sprøjtemiddel.

<b>Pesticid/ nedbrydningsprodukt*</b>	<b>Stofgruppe</b>	<b>GRUMO</b>	<b>Borings- kontrol</b>	<b>Beskrivelse</b>
Metribuzin	Triazinon	X	X	Herbicid, forbudt som sprøjtemiddel.
Metribuzin, desamino-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin (forbudt).
Metribuzin, diketo-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin (forbudt).
Metribuzin, desaminodiketo-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin (forbudt).
4-Nitrophenol*		X	X	Urenhed eller nedbrydningsprodukt fra insecticidet parathion (forbudt). Kan også være urenhed i andre midler eller stamme fra industrielle processer.
Metalaxyl/metalaxyl-M	Acylalanin	X	X	Fungicid, forbudt som sprøjtemiddel, men tilladt som bejdsemiddel til eksport. Tilladt som bejdsemiddel i importeret såsæd.
CGA-62826*	Acylalanin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M (tilladt).
CGA-108906*	Acylalanin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M (tilladt).
Diuron	Phenylurea	X	X	Herbicid, forbudt som sprøjtemiddel.
Dichlobenil	Benzonitril	X	X	Herbicid (forbudt).
BAM (2,6-dichlorbenzamid)*		X	X	Nedbrydningsprodukt fra dichlobenil og chlorthiamid (herbicider, forbudte) og bejdsemidlet fluopicolid (forbudt til bejdsning i DK, tilladt i importeret såsæd).
2,6-Dichlorbenzosyre*		X	X	Nedbrydningsprodukt fra dichlobenil og chlorthiamid (herbicider, forbudte) og bejdsemidlet fluopicolid (forbudt til bejdsning i DK, tilladt i importeret såsæd).
1,2,4-triazol*	Triazol	X <sup>nyt</sup>	X <sup>nyt</sup>	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet amitrol (forbudt) og triazolfungicider fx tebuconazol, epoxiconazol, propiconazol og metconazol (tilladte som sprøjtemidler). Derudover anvendes nogle triazol-fungicider som bejdsemidler (fx tebuconazol, tilladt), som vækstregulerende midler (fx metconazol, tilladt) og som biocid i maling og træbeskyttelse (fx propiconazol og tebuconazol, tilladte).
DMS (N,N-dimethylsulfamid)*			X <sup>nyt</sup>	Nedbrydningsprodukt fra diclofluanid (fungicid, forbudt) og tolylfluanid (fungicid, forbudt som sprøjtemiddel, tilladt biocidanvendelse), begge moderstoffer har både haft pesticidanvendelse og biocidanvendelse.
DPC (desphenylchloridazon)*	Pyridazinon	X <sup>nyt</sup>	X <sup>nyt</sup>	Nedbrydningsprodukt fra chloridazon (herbicid, forbudt)
MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)*	Pyridazinon	X <sup>nyt</sup>	X <sup>nyt</sup>	Nedbrydningsprodukt fra chloridazon (herbicid, forbudt)

## 6.1 Grundvandsovervågningen

### Datagrundlag

Der anvendes i dette afsnit pesticidanalyser fra grundvandsovervågningens GRUMO-indtag fra perioden 1990-2018. De samlede opgørelser for hele perioden 1990-2018 indeholder indberettede og godkendte prøver for alle undersøgte stoffer, bortset fra chlorphenolerne som beskrevet ovenfor. 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.

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, og i 2018 blev der screenet for N,N-dimethylsulfamid (DMS) og tolylfluamid. 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.

Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammet, idet nye pesticider og nedbrydningsprodukter inddrages, når programperioderne revideres. 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. Desphenylchloridazon (DPC), methyl-desphenylchloridazon (MDPC) og 1,2,4-triazol blev tilføjet i analyseprogrammet i løbet af 2018, og derfor blev ikke alle prøvetagede indtaganalyseret for disse stoffer i 2018. Til gengæld blev 37 ekstra indtag prøvetaget til DMS-screening i 2018, uden at der blev analyseret for resten af den obligatoriske liste.

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, således at 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.

I 2017 blev alle indtag undersøgt for pesticider. Dette omfattede også 126 'hvilende' indtag, som ellers ikke var prøvetaget til pesticidanalyse i de seneste programperioder, samt nye indtag i det distribuerede stationsnet, se Appendiks 2. I 2018 blev der jf. overvågningsprogrammet prøvetaget i indtag, der indgår i den såkaldte "operationelle overvågning", dvs. fortrinsvis indtag, hvor der ofte tidligere er påvist pesticider. Datasættene for 2017 (kontrolovervågning af 1046 indtag) og 2018 (operationel overvågning af 512 indtag + 37 ekstra indtag screenet for DMS) afviger derfor markant fra de forudgående år og kan derfor ikke sammenlignes direkte med de foregående år.

### 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. 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; 0,01-0,1 µg/l; >0,1 µg/l), selv om der har været udtaget flere vandprøver, se Appendiks 1.

Det optælles ikke hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kravværdien. 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 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 inden for en given periode.

### Status, pesticider i Grundvandsovervågningen

Tabel 9 viser, at der i 2018 blev fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter mindst én gang i 62,8 % af de prøvetagede indtag, og kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 26,4 % af de prøvetagede indtag. Fundprocenterne for 2018 er meget højere end for 2017 og 2016. Det skyldes dels, at få eller ingen indtag var analyseret for DPC, MDPC, 1,2,4-triazol og DMS i 2016 og 2017, dels at man i 2018 fortrinsvis prøvetog indtag, hvor der tidligere er påvist pesticider. Opgørelser for enkeltstoffer i 2018 og for hele monitoringsperioden 1990-2018 fremgår af Tabel 11 og Tabel 12 samt Bilag 4 og 5.

Periodeopgørelsen for 2016-2018 (Tabel 9) viser, at pesticider eller nedbrydningsprodukter blev påvist mindst én gang i perioden i 42,0 % af de prøvetagede indtag, og at kravværdien på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 18,0 % af de prøvetagede indtag. Periodeopgørelser for 3-års perioder kan bruges til at korrigere for varierende prøvetagningsfrekvens, som beskrevet ovenfor, men det forudsætter, at analyseprogrammet har været nogenlunde konstant i perioden. Dette er ikke tilfældet, idet DPC, 1,2,4-triazol og DMS har meget stor udbredelse (se kapitel 6.3), men er i perioden 2016-2018 kun analyseret i en mindre andel af de prøvetagede indtag (DPC: 51 % af indtagene; 1,2,4-triazol: 45 % af indtagene; DMS: 13 % af indtagene). Periodeopgørelsen for 2016-2018 undervurderer derfor udbredelsen af pesticider. Fundprocenterne må forventes at stige i de nærmeste år, når alle indtag bliver testet for DPC, 1,2,4-triazol og DMS. Med det nuværende datagrundlag kan man derfor ikke konkludere andet, end at den generelle pesticidbelastning for stofferne i måleprogrammet er mere end 42 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kravværdien i mere end 18 %.

Tabel 9. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l) for enkelte år og i perioden 2016-2018, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

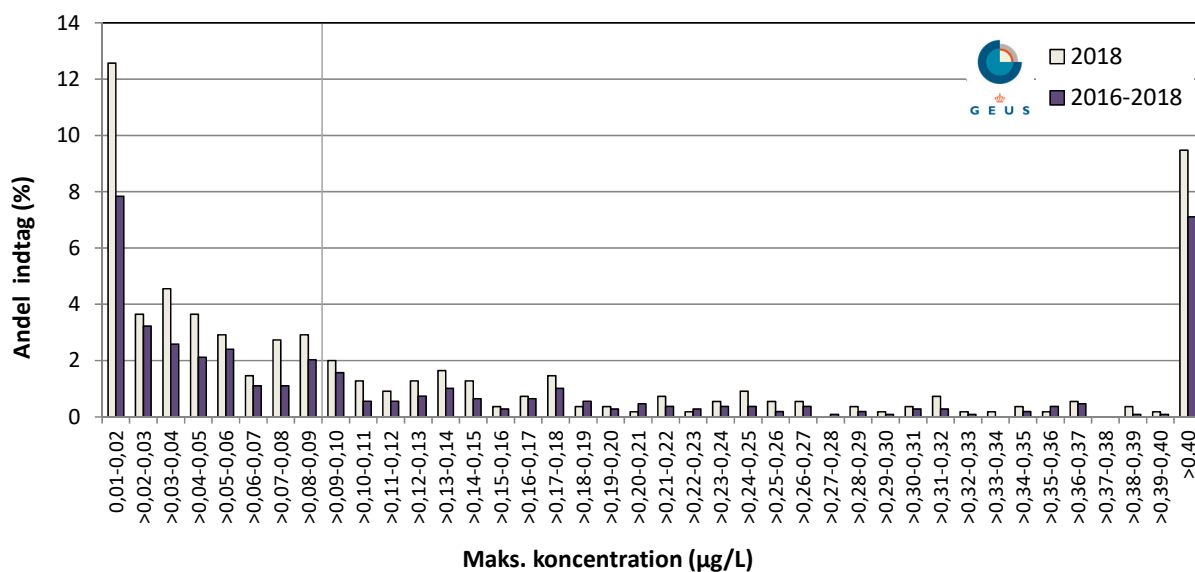
GRUMO	Indtag antal			Indtag andel (%)	
	I alt	Med fund	>0,1 µg/l	Med fund	>0,1 µg/l
2018	549	345	145	62,8	26,4
2017	1.046	340	110	32,5	10,5
2016	661	227	57	34,3	8,6
2016-2018	1.084	455	195	42,0	18,0

### Koncentrationsfordeling

Figur 53 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordeler sig i opgørelsen for 2018 og i perioden 2016-2018. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2018 eller i perioden 2016-2018. Fundandelen angiver, hvor mange procent af indtagene, der indeholdt pesticider for hvert koncentrationsinterval. Det ses af Figur 53, at fundandelen aftager hurtigt med stigende koncentration, men at der samtidig er en lang 'hale' af fund over kravværdien. Der er desuden en kraftig forøgelse af indtag med meget høje koncentrationer >0,4 µg/l (2018: 9,5 %; 2016-2018: 7,1 %), som i 2017 og perioden 2015-2017 lå på ca. 4% (Thorling mfl., 2019), og i 2016 og perioden 2014-2016 på <0,5 % (Thorling mfl., 2018).

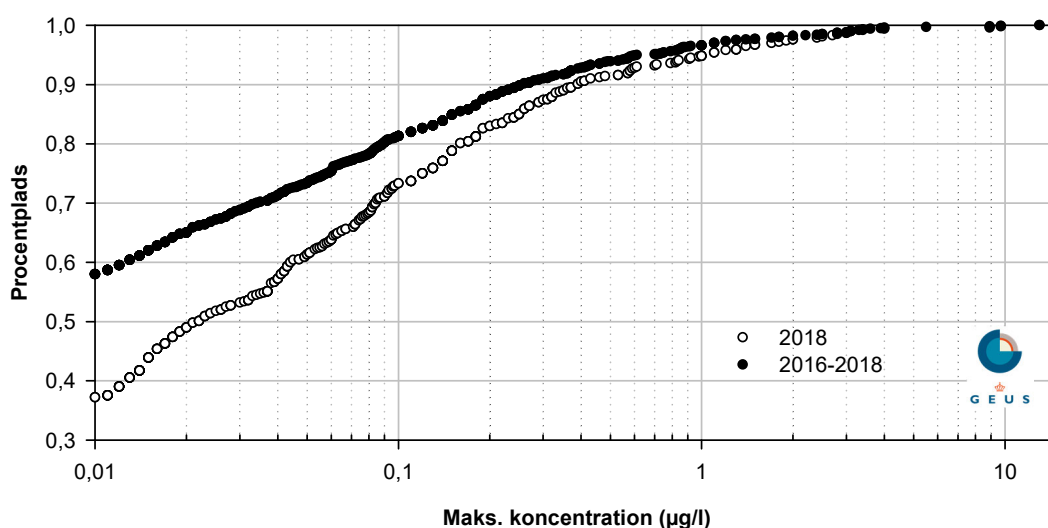


### Frekvensfordeling 2018 og 2016-2018



Figur 53. GRUMO. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2018 og i perioden 2016-2018. Kravværdien på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2018 blev der ikke påvist pesticider i 37 % af de undersøgte indtag, i perioden 2016-2018 blev der ikke påvist pesticider i 58 %, se Figur 54

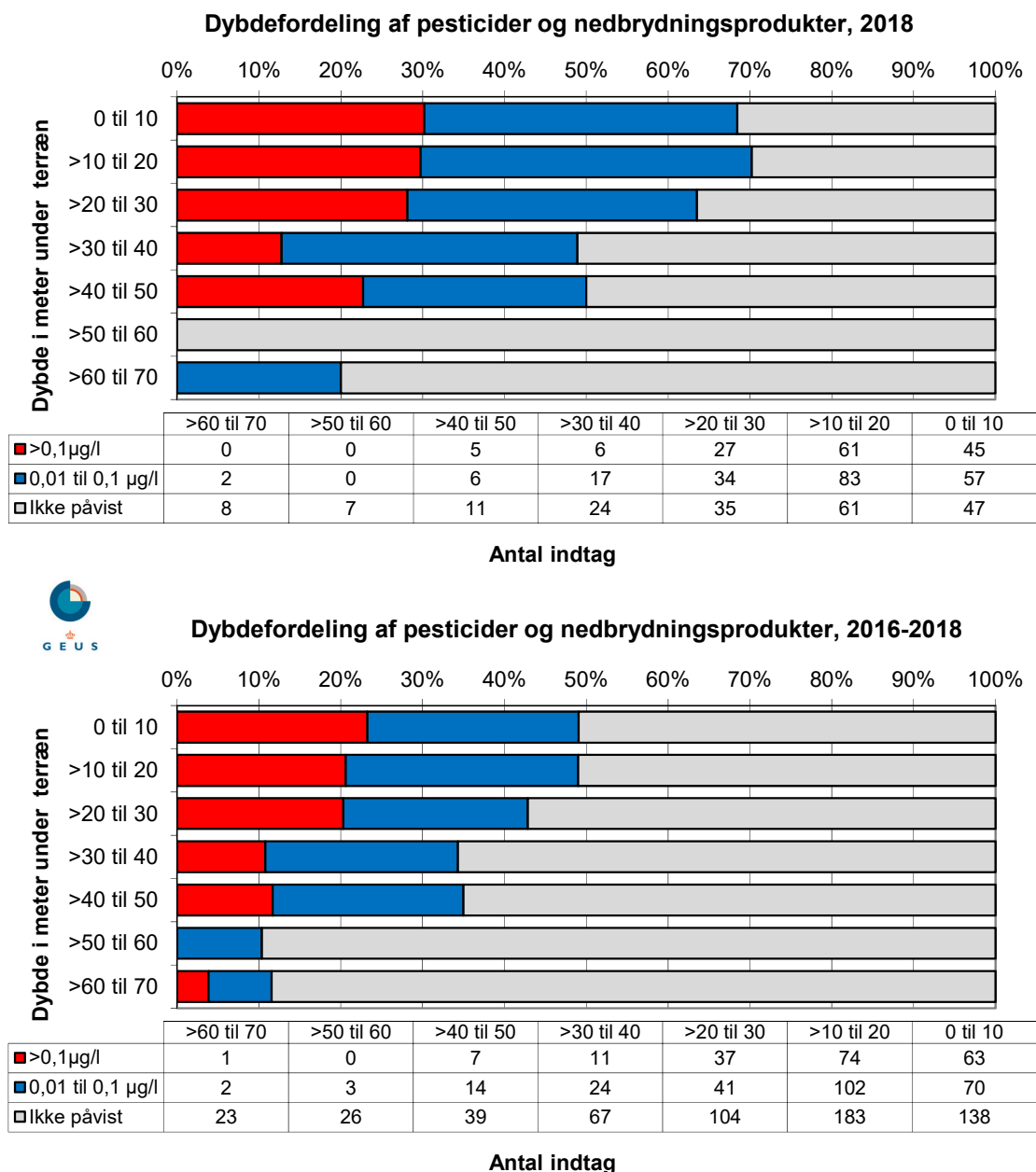
Indtag med høje koncentrationer ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procentpladsfordelinger som i Figur 54. Procentpladsen angiver placeringen i datasættet, fx giver koncentrationen 0,2 µg/l i 2018 resultatet 0,83, hvilket viser, at den højeste pesticidkoncentration i 83 % af de undersøgte indtag i 2018 ligger under 0,2 µg/l. Når flere indtag har samme koncentration, er de repræsenteret af ét punkt.



Figur 54. GRUMO. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2018 og i perioden 2016-2018. Det fremgår at i 2018 blev der ikke påvist pesticider i 37 % af de undersøgte indtag, i perioden 2016-2018 blev der ikke påvist pesticider i 58 %.

## Dybdefordeling

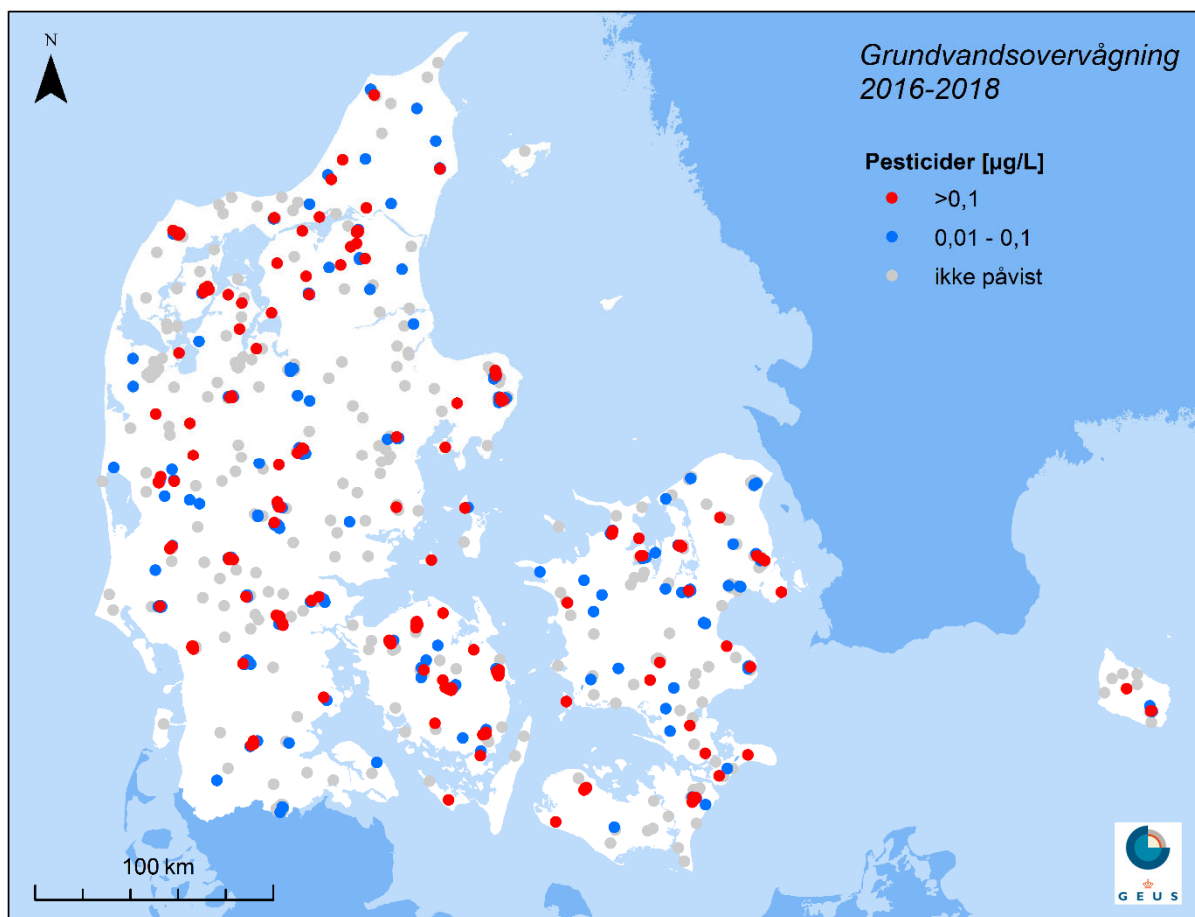
Figur 55 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder. I 2018-figuren er der for få indtag i dybderne 50-70 m u.t. til at give en meningsfuld fordeling på de tre koncentrationsklasser. I 2016-2018 figuren er der for få indtag under 70 m u.t. Fundandelene falder generelt med dybden i begge datasæt, hvor der tidligere har været en "top" i 20-30 m u.t. Sammenlignet med tidligere er der en betydeligt højere andel med overskridelser af kravværdien i det øvre grundvand. Man må forvente, at dybdefordelingerne i de kommende år vil se væsentlig anderledes ud, når alle indtag bliver testet for DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol.



Figur 55. GRUMO. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag, der er analyseret i 2018 og perioden 2016-2018. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, 0,01-0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

## Geografisk fordeling af pesticider i Grundvandsovervågningen

Figur 56 viser den geografiske fordeling af pesticidindholdet i grundvandet i GRUMO-indtag i perioden 2016-2018, hvor de fleste programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang. I perioden er der påvist pesticider over og under kravværdien i hele landet. Dybe indtag kan indeholde vand, som er infiltreret flere km fra boringen. De fundne koncentrationer skyldes derfor ikke nødvendigvis anvendelse af pesticider tæt ved borerne.



Figur 56. GRUMO. Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen i perioden 2016-2018. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kravværdien (>0,1 µg/l), ét pesticid er påvist mindst én gang under kravværdien (0,01-0,1 µg/l), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

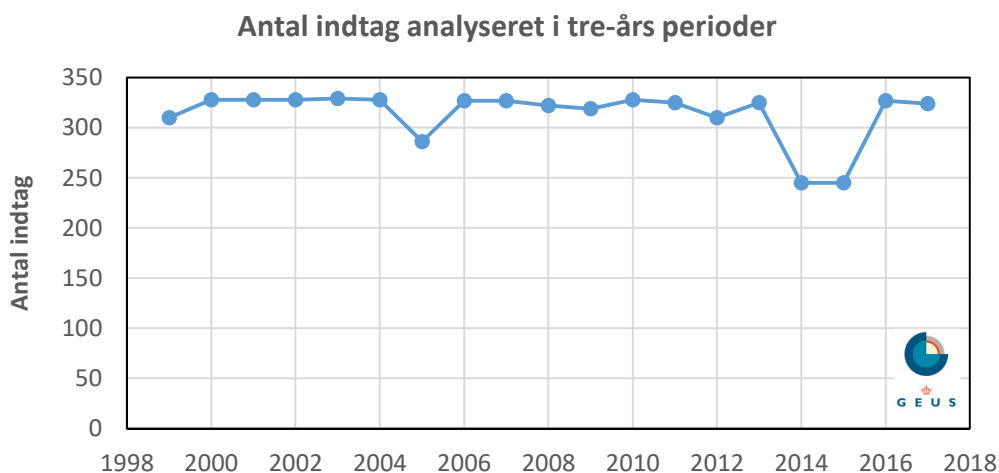
## Tidslig udvikling i 'den faste kerne af indtag'

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, mens udviklingen over tid sandsynligvis er 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 329 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. Indtagene i den faste kerne er spredt over det meste af landet og udgør en delmængde af det oprindelige GRUMO-stationsnet, der i hvert af 73 GRUMO-områder repræsenterede oplandet til et vandværk, se Appendiks 2.

Den tidlige udvikling i den faste kerne bygger på periodeopgørelser for tre-årsperioder. Figur 57 viser, at perioderne 2004-2006, 2013-2015 og 2014-2016 (vist på årene 2005, 2014 og 2015 i Figur 57) har færre prøvetagede indtag end resten af perioderne. Fundandelene afviger også for disse tre periodeopgørelser, hvorfor de udgår af datasættet.



Figur 57. GRUMO. Tidlig udvikling i prøvetagning af de 329 indtag i den 'faste kerne' af indtag til belysning af pesticidtidsserier. Hvert år repræsenterer opgørelser af antal indtag, som er analyseret mindst én gang inden for en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

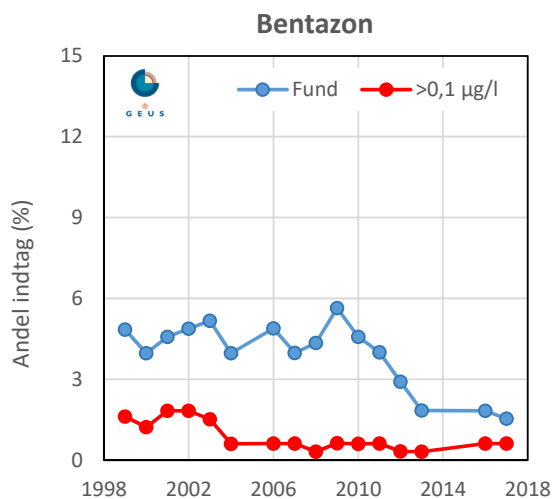
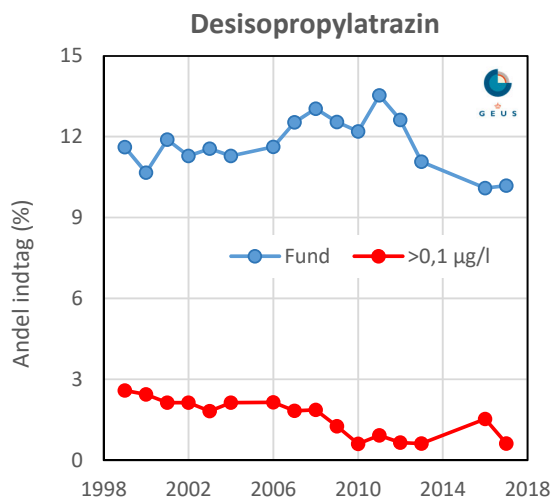
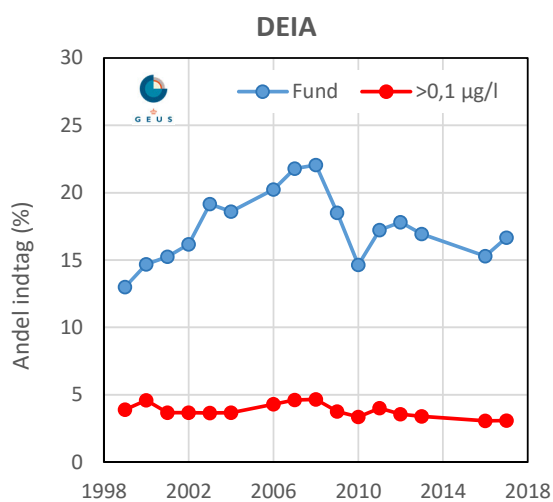
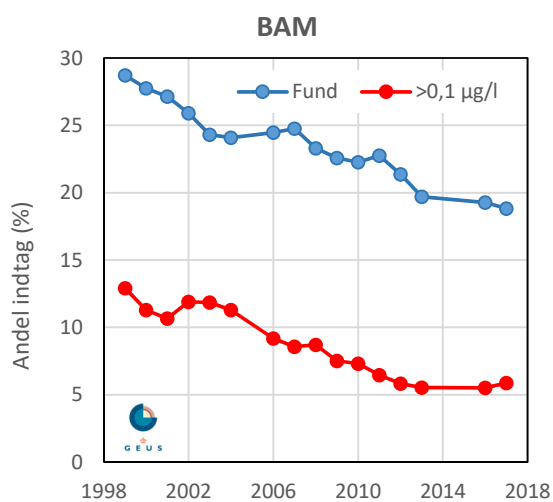
Udviklingen i den generelle pesticidbelastning kan kun beregnes for de stoffer, der indgik i analyseprogrammerne i de enkelte perioder. DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har meget høje fundandele sammenlignet med andre stoffer i analyseprogrammerne (Tabel 11 og Tabel 12), men har kun været analyseret i udvalgte indtag og kun i 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 i GRUMO-indtagene eller den faste kerne. Generelle trendanalyser i tidligere GRUMO rapporter må i dag anses for misvisende, idet de vigtigste pesticidstoffer ikke har indgået i tidligere analyseprogrammer. Det er derfor kun muligt at beregne den tidlige udvikling for enkeltstoffer.

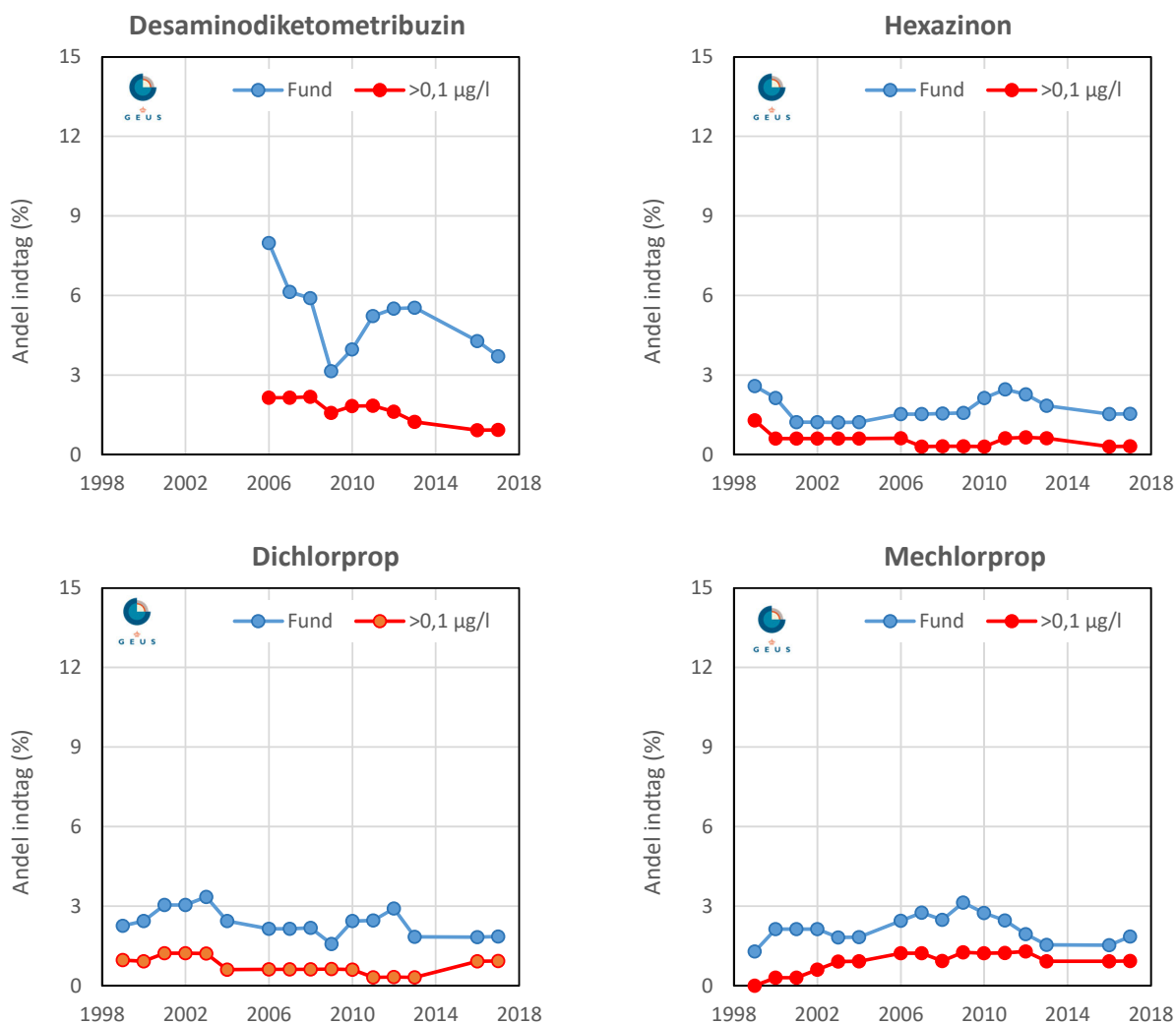
Figur 58 viser udviklingen i fundandele for udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. Stofferne er valgt ud fra, at de skal repræsentere forskellige stofgrupper, have lange tidsserier, samt have haft høje fundandele i stationsnettet som helhed. Fundandele for det enkelte år i figuren repræsenterer opgørelser for en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år). Det skal bemærkes, at fundandelene under 3 % er meget usikre, idet 3 % svarer til 10 indtag, og ændringer i et enkelt 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. BAMs ene moderstof diclobenil blev forbudt i 1996, salget af det andet moderstof chlorthiamid stoppede i 1980. 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 8, hvor alle moderstofferne nu er forbudte som sprøjtemidler. Udviklingen i de samlede fund af DEIA er lidt usikker pga. varierende fundandele efter 2008, men DEIAs udbredelse synes at have toppet omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kravværdi

dien har været stort set konstant (lineær regression,  $R^2=0,25$ ). Desisopropylatrazin viser mindre udvikling i den samlede fundandel end DEIA, mens andelen af overskridelser af kravværdien har været jævnt faldende (lineær regression,  $R^2=0,71$ ). Desaminodiketometribuzin udviser en faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kravværdien (lineær regression,  $R^2=0,89$ ). Moderstoffet metribuzin blev forbudt i 2004.

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. Hexazinon, dichlorprop og mechlorprop har alle lave fundandele, hvorfor man ikke kan sige meget om deres udvikling.





Figur 58. GRUMO. Tidlig udvikling i andelen af fund i alt for 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 inden for en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år). Bemærk y-aksen ikke har samme længde på alle delfigurer.

## 6.2 Vandværksboringer

### Datagrundlag

I dette afsnit rapporteres pesticidanalyser fra de almene vandværkers boringer i perioden 1992-2018. Data om grundvandet fra vandværksboringerne illustrerer forholdene i den del af grundvandet, der anvendes til drikkevand af de almene vandværker, dvs vandværker med mindst 10 forbrugere. 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 Jupiterdatabasen. 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.

I hvert års rapportering indgår kun data fra aktive vandværksboringer, se Bilag 9. Det betyder, at omfanget og antallet af boringer, og dermed datasættet, varierer fra år til år, fordi data fra ikke aktive

vandværksboringer løbende udgår af datasættet. Boringer, som for en periode har været inaktive, kan senere inddrages igen i vandforsyningen og dermed igen indgå i datasættet.

Grundvandet i vandværksboringer skal som minimum analyseres for de pesticider og nedbrydningsprodukter, der fremgår af drikkevandsbekendtgørelsen (boringskontrollen). Analyseprogrammet blev i en tidligere version af drikkevandsbekendtgørelsen pr. 1. januar 2012 udbygget med 18 stoffer og otte andre udgik fra programmet. 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 methyl-desphenyl-chloridazon (MDPC). Per 1. juli 2018 blev listen yderligere udbygget med 1,2,4-triazol og DMS og per 10. maj 2019 med chlorothalonilamidsulfonsyre. Det obligatoriske analyseprogram har dermed undergået betydelige forandringer de senere år.

Tabel 8 viser de stoffer, der var obligatoriske i hele 2018 i boringskontrollen, samt DPC, MDPC og 1,2,4-triazol, der blev obligatoriske i løbet af 2018. 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, hvis de er analyseret i mindst 10 prøver. Bilag 6 og 7 viser en samlet oversigt over stoffer, som indgår i beregningerne, samt deres forekomst i vandværksboringer i 2018.

Analysefrekvensen afhænger bl.a. af den producerede eller distribuerede vandmængde, med dog mindst én prøve til pesticidanalyse hvert femte år fra indvindingsboringerne på de mindste vandværker, hvorfor der anvendes en fem-årsperiode i mange opgørelser i denne rapport.

### Status for pesticider i vandværksboringer

Tabel 10 viser den seneste udvikling i fund af pesticider og deres nedbrydningsprodukter i grundvand fra vandværksboringer. Der blev i 2018 fundet mindst ét pesticid i 40,8 % af de undersøgte vandværksboringer, hvor 11,1 % af de undersøgte boringer havde en overskridelse af kravværdien. Fundandelene og overskridelse af kravværdien er betydeligt højere end de forudgående år, fordi der i 2018 blev fundet DPC og/eller DMS i en stor del af de undersøgte boringer. Det virkelige tal må dog formodes at være større, idet kun 71 % af de prøvetagede boringer blev testet for DPC og kun 62 % blev testet for DMS.

Tabel 10. Vandværksboringer. Pesticidfund i vandværksboringer vist som antal og procentvis fordeling af boringer. Vandværksboringerne er opdelt i boringer med mindst ét fund og boringer med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l) for enkelte år og i perioden 2014-2018. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter, anvendt i den løbende rapportering. Opgørelsen markeret med \* er ≥0,1 µg/l.

Boringskontrollen	Boringer antal			Boringer andel (%)	
	I alt	Med fund	>0,1 µg/l	Med fund	>0,1 µg/l
2018	2.556	1.043	284	40,8	11,1
2017	2.781	815	205	29,3	7,4
2016	1.842	465	53	25,2	2,9
2015	1.370	372	50	27,2	3,6
2014	1.629	427	63*	26,2	3,9*
2014-2018	6.342	1.839	456	29,0	7,2

I perioden 2014-2018 blev pesticider fundet mindst én gang i 29,0 % af de undersøgte boringer, hvor 7,2 % af de undersøgte boringer havde mindst én overskridelse af kravværdien, se Tabel 10. Opgørelsen for perioden 2014-2018 viser mindre fundandele end 2018, fordi kun hver anden af de prøvetagede

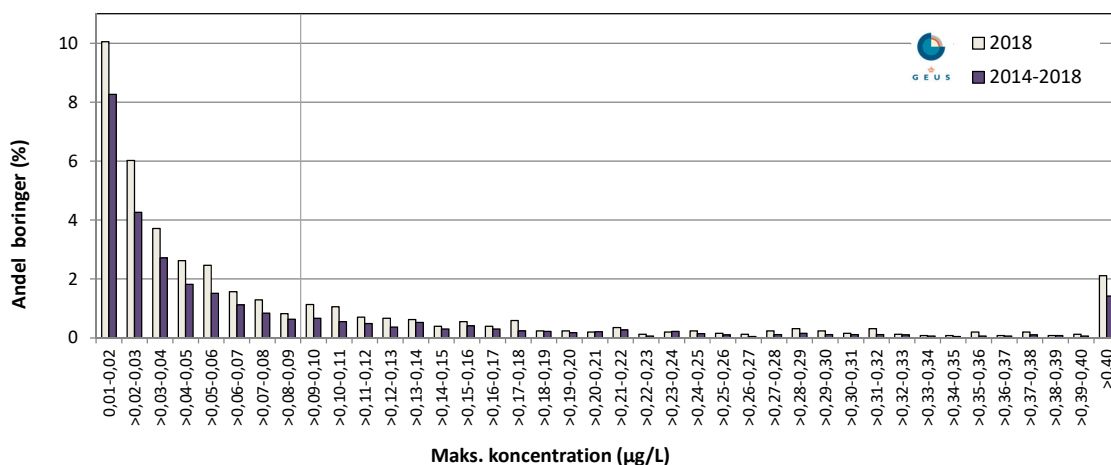


boringer blev analyseret for DPC, og kun hver fjerde blev analyseret for DMS. Idet DPC først blev obligatorisk pr. 27. oktober 2017 og DMS først fra 1. juli 2018, bliver deres effekt 'fortyndet' af et stort antal ældre prøveresultater i periodeopgørelsen sammenlignet med 2018. DMS alene er fx påvist i 29,8% af de undersøgte vandværksboringer med overskridelse af kvalitetskravet i 7,7%, dvs. højere andele end den samlede opgørelse for alle øvrige pesticider i de undersøgte boringer i perioden 2014-2018.

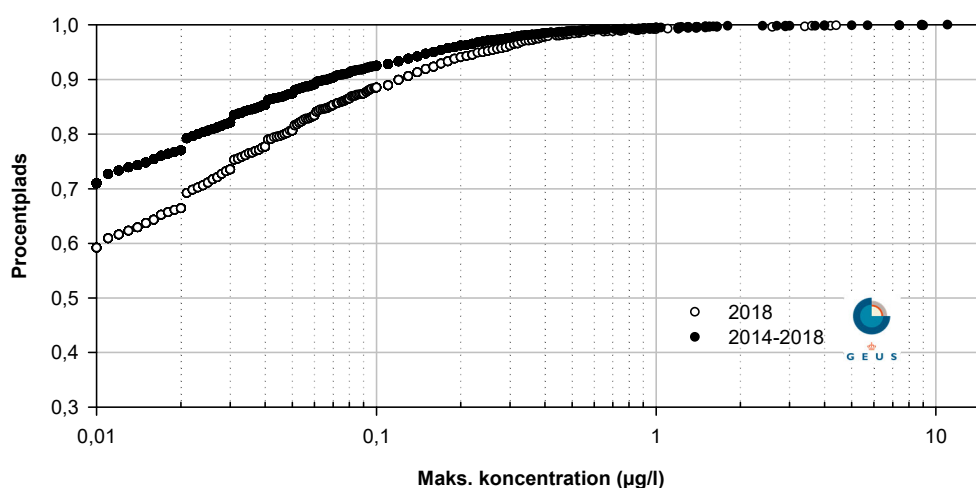
### Koncentrationsfordeling i vandværksboringer

Figur 59 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2018 og i perioden 2014-2018. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2018 eller 2014-2018. Når man sammenligner frekvensfordelingerne i GRUMO-indtagene, se Figur 53, med vandværksboringerne udgør boringer med høje pesticidkoncentrationer en mindre andel af vandværksboringerne. Dette afspejler, at vandværkerne gennemsnitligt indvinder fra større dybde end GRUMO-indtagene er placeret. Samtidig afspejler det vandværkernes evne til at etablere nye boringer, når pesticidkoncentrationen overskrider kravværdien, se også Appendiks 2. Enkelte boringer har meget høje pesticidkoncentrationer, hvilket ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procent-pladsfordelinger, se Figur 60.

Frekvensfordeling 2018 og 2014-2018



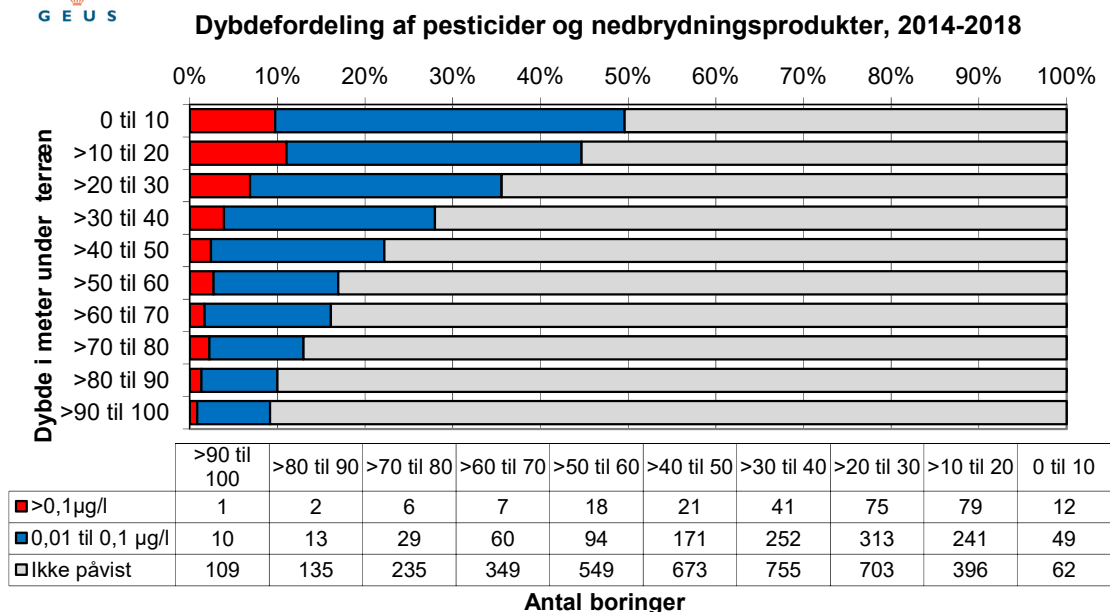
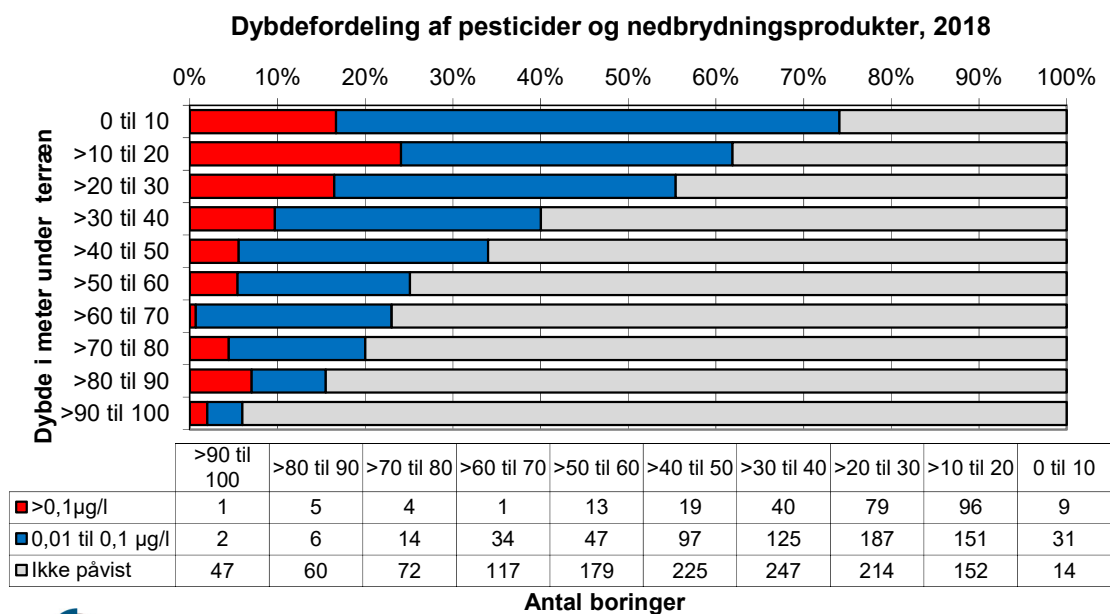
Figur 59. Vandværksboringer. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for boringer prøvetaget i 2018 og i perioden 2014-2018. Kravværdien på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2018 blev der ikke påvist pesticider i 59,2 % af de undersøgte boringer, i perioden 2014-2018 blev der ikke påvist pesticider i 71,0 % af de undersøgte boringer, se Figur 60.



Figur 60. Vandværksboringer. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for vandværksboringer prøvetaget i 2018 og i perioden 2014-2018. Kravværdien på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. Det fremgår, at der ikke blev pesticider i 59,2 % af de undersøgte boringer i 2018, og at der i perioden 2014-2018 ikke blev påvist pesticider i 71,0 % af de undersøgte boringer.

## Vandværkernes indvindingsdybde og fund af pesticider

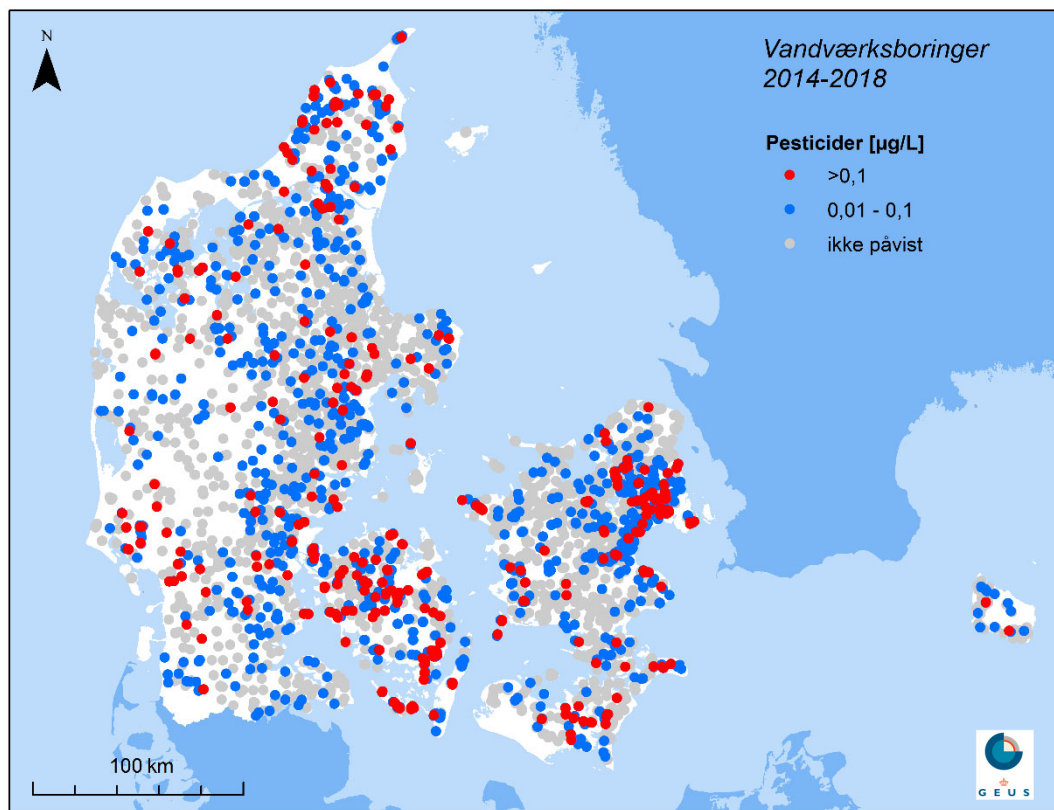
Figur 61 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2018 og perioden 2014-2018 i vandværks-boringer. Fundandele og overskridelser af kravværdien er størst i det øverste grundvand (ned til 20 m u.t.) og aftager med dybden. Der er stadig enkelte fund og overskridelser af kravværdien i boringer, som har filtertop dybere end 100 m u.t. For 2018 er vandværksboringeres dybdefordeling ikke direkte sammenlignelig med den tilsvarende figur for GRUMO. Det skyldes, at mange prøvetagede GRUMO-indtag i 2018 er udvalgt ud fra, at der tidligere er påvist pesticider, hvorimod vandværkerne må formodes at forsøge at minimere andelen af boringer med pesticider. Det skyldes også, at indtagene i GRUMO-boringerne oftest kun er 0,5-2 m lange, hvorimod de i vandforsyningsboringerne oftest er betydeligt længere. Vandværksboringer indvinder derfor vand fra et større dybdeinterval end GRUMO-indtagene, selvom afstanden fra terræn til toppen af indtaget er den samme.



Figur 61. Vandværksboringer. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer i 2018. Øverst data fra 2018, nederst en periodeopgørelse for 2014-2018. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, 0,01-0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af filteret.

## Geografisk fordeling af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter

Figur 62 viser den geografiske fordeling af grundvandets pesticidindhold i vandværksboringer i perioden 2014-2018. Der er en overrepræsentation af overskridelser af kravværdien i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydvestlige Danmark, samt i hovedstadsområdet. Det skal bemærkes at dybe boringer kan indeholde vand, som er infiltreret flere km fra boringerne. De fundne koncentrationer skyldes derfor ikke nødvendigvis anvendelse af pesticider tæt ved boringerne. Dybe boringer findes især vest for Hovedopholdslinjen, se Appendiks 2.



Figur 62. Vandværksboringer. Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandet i vandværksboringer i fem-årsperioden 2014-2018. 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 ( $0,01-0,1 \mu\text{g/l}$ ), 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.

## 6.3 Sammenligning af hyppigt fundne stoffer i grundvandsovervågningen og vandværksboringer.

Tabel 11 viser for året 2018 de 25 hyppigst fundne pesticider i GRUMO-indtag og vandværksboringer. Tabel 12 viser til sammenligning, hvilke 25 stoffer, der hyppigst er fundet over de sidste knap 30 år. Stofferne er listet med faldende relativ hyppighed inden for hvert program. Vandværkerne har i det seneste år analyseret for en række nye stoffer i et begrænset antal prøver. I Tabel 12 præsenteres kun stoffer, som er analyseret i mindst 100 indtag. Der forventes væsentlige ændringer i opgørelserne, når der indløber flere data for DPC, 1,2,4-triazol, DMS og andre stoffer, som vandværkerne er begyndt at analysere for. Bilag 6 og 7 viser alle stoffer indrapporteret for vandværksboringer i 2018, herunder stoffer analyseret i prøver fra mindre end 100 boringer. Bilag 4 og 5 viser opgørelser for alle stoffer i Grundvandsovervågningen.

Tabel 11. GRUMO & Vandværksboringer. De 25 hyppigst fundne stoffer i 2018 i GRUMO-indtag og vandværksboringer, der var i 2018. Tabellen viser i andel indtag/boringer 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 boringer. <sup>a</sup> kun analyseret i 155 boringer. Se også Bilag 4 og 6.

Grundvandsovervågning 2018			Vandværksboringer 2018		
Stofnavn	Med fund %	>0,1 µg/l %	Stofnavn	Med fund %	>0,1 µg/l %
DPC (desphenylchloridazon)	30,1	15,2	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	29,8	7,7
1,2,4-Triazol	27,3	4,3	DPC (desphenylchloridazon)	22,0	6,6
DMS (N,N-dimethylsulfamid)	22,0	3,5	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	16,8	2,0
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	21,1	6,1	Dimethachlor ESA <sup>a</sup>	12,3	3,2
DEIA	17,4	0,8	MDPC (methyl-desphenylchloridazon)	5,8	0,8
MDPC (methyl-desphenylchloridazon)	17,1	5,9	Metazachlor ESA <sup>a</sup>	3,9	0,6
Atrazin, desisopropyl-	7,6	0,2	Alachlor ESA <sup>a</sup>	2,6	0,0
Atrazin, desethyl-	5,7	0,6	Bentazon	2,3	0,2
Metribuzin, desaminodiketo-	4,7	0,8	Propachlor ESA <sup>a</sup>	1,9	0,0
Atrazin	3,9	0,4	4-CPP	1,9	0,2
Bentazon	3,9	1,0	DEIA	1,7	0,0
CGA 62826	3,5	1,0	CGA 108906	1,7	0,2
Metribuzin, diketo-	2,9	0,2	Hexazinon	1,4	0,2
Dichlorprop	2,0	0,4	Metazachlor OA <sup>a</sup>	1,3	0,6
Simazin	2,0	0,4	Acetochlor ESA <sup>a</sup>	1,3	0,6
Mechlorprop	1,8	0,8	Dimethachlor OA <sup>a</sup>	1,3	0,0
CGA 108906	1,4	0,0	Metribuzin, desaminodiketo-	1,2	0,1
Hexazinon	1,2	0,4	Mechlorprop	1,1	0,1
4-CPP	1,0	0,4	Dichlorprop	1,0	0,1
Metalaxyl	1,0	0,0	CGA 62826	1,0	0,0
Metribuzin	0,8	0,8	1,2,4-Triazol	1,0	0,0
Didealkylhydroxyatrazin	0,8	0,0	2,6-Dichlorbenzoesyre	0,9	0,0
2,6-DCPP	0,6	0,4	2,6-DCPP	0,7	0,1
Atrazin, hydroxy-	0,6	0,0	Atrazin, desethyl-	0,7	0,0
Desethylhydroxyatrazin	0,6	0,0	Atrazin, hydroxy-	0,6	0,0

Tabel 12. GRUMO & Vandværksboringer. De 25 hyppigst fundne stoffer i GRUMO-indtag (1990-2018) og vandværksboringer (1992-2018), der var i 2018. Tabellen viser i andel indtag/boringer 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 boringer. <sup>a</sup> kun analyseret i 155 boringer, <sup>b</sup> kun analyseret i 166 boringer, <sup>c</sup> kun analyseret i 141 boringer. Se også Bilag 5 og 7.

Grundvandsovervågning 1990-2018			Vandværksboringer 1992-2018		
Stofnavn	Med fund, %	>0,1 µg/l %	Stofnavn	Med fund %	>0,1 µg/l %
DPC (desphenylchloridazon)	31,2	17,0	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	29,8	7,7
1,2,4-Triazol	28,9	4,1	DPC (desphenylchloridazon)	21,1	7,2
DMS (N,N-dimethylsulfamid) <sup>c</sup>	22,0	3,5	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	19,8	3,7
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	20,0	7,7	Dimethachlor ESA <sup>a</sup>	12,3	3,2
MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	18,0	6,1	MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	5,3	0,8
DEIA	14,8	3,4	Metazachlor ESA <sup>a</sup>	3,9	0,6
Atrazin, desisopropyl-	10,8	1,7	Bentazon	3,4	0,4
4-Nitrophenol	7,5	0,5	Alachlor ESA <sup>a</sup>	2,6	0,0
Atrazin, desethyl-	7,0	1,4	Mechlorprop	2,5	0,2
Didealkylhydroxyatrazin	6,9	1,1	Dichlorprop	2,0	0,2
Bentazon	6,7	2,1	Propachlor ESA <sup>a</sup>	1,9	0,0
Glyphosat	6,0	1,2	Atrazin	1,9	0,2
Metribuzin, desaminodiketo-	5,0	1,6	Hexazinon	1,6	0,2
Atrazin	5,0	1,0	DEIA	1,6	0,1
Trichloreddikesyre	4,6	1,1	Atrazin, desethyl-	1,6	0,1
Dichlorprop	4,1	1,2	4-CPP	1,5	0,2
AMPA	4,0	1,1	Atrazin, desisopropyl-	1,4	0,0
Mechlorprop	3,5	0,9	Acetochlor ESA <sup>a</sup>	1,3	0,6
Metribuzin, diketo-	3,4	1,1	Dimethachlor OA <sup>a</sup>	1,3	0,0
Deisopropylhydroxyatrazin	2,9	0,2	Metazachlor OA <sup>a</sup>	1,3	0,6
CGA 62826	2,7	0,6	4-Nitrophenol	1,2	0,0
2,6-Dichlorbenzoesyre	2,6	0,3	2C6MPP (2,6-mechlorprop) <sup>b</sup>	1,2	0,0
Simazin	2,5	0,4	CGA 108906	1,1	0,1
4-CPP	2,1	0,7	2,6-Dichlorbenzoesyre	1,0	0,0
Hexazinon	2,1	0,4	1,2,4-Triazol	1,0	0,0

**Desphenylchloridazon (DPC) og methyldesphenylchloridazon (MDPC)** er nedbrydningsprodukter fra det nu forbudte herbicid chloridazon, som blev solgt i Danmark fra 1964 til 1996, overvejende til brug i bederoer (sukkerroer og foderroer). Miljøstyrelsen igangsatte i 2017 en screeningsundersøgelse af stofernes forekomst i udvalgte GRUMO-indtag (Miljøstyrelsen, 2017) efter fund i flere regioners punktkildeundersøgelser. Pr. 27. oktober 2017 blev boringskontrollens obligatoriske liste udvidet med DPC og MDPC.

DPC var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO i 2018, idet stoffet blev påvist i 30,1 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kravværdien i 15,2 % af de undersøgte indtag. I modsætning til andre pesticider er DPC i GRUMO oftere påvist over kravværdien end under kravværdien. MDPC blev i 2018 påvist i 17,1 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kravværdien i 5,9 % af de undersøgte indtag. I vandværksboringer blev DPC påvist i 22,0 % af de undersøgte boringer. DPC-indholdet var højere end kravværdien i 6,6 % af de undersøgte boringer. Detektionsgrænsen i prøver fra vandværksboringer var forhøjet i 6 % af de indberettede prøver (oftest til 0,02 µg/l), så fundandelen ville have været lidt højere, hvis man havde målt ned til 0,01 µg/l. MDPC's fundandele var betydeligt lavere med fund i 5,8 % af de undersøgte boringer 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, 2018) 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). 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, 2018). Dichlofluanid har i en periode fra 1974 til 1999 været godkendt som træbeskyttelsesmiddel, hvorimod tolylfluanid aldrig har været godkendt som træbeskyttelsesmiddel. Tolylfluanid og dichlofluanid har også indgået i maling, som ikke-godkendelsespligtig beskyttelse af maling mod fx skimmelsvamp. Dichlofluanid er i dag forbudt til brug som beskyttelse af maling, mens tolylfluanid med enkelte undtagelser kun tilsættes maling, der produceres uden for EU. 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, udbredt biocidanvendelse i bebyggede områder, ingen tilbageholdelse i jord og høj persistens i jord giver en høj risiko mht. udvaskning af DMS til grundvandet.

Per 1. juli 2018 kom DMS på boringskontrollens obligatoriske liste. DMS var i 2018 det hyppigst påviste pesticid i vandværksboringer med fund i 29,8 % af de undersøgte boringer og overskridelse af kravværdien i 7,7 % af de undersøgte boringer. Detektionsgrænsen i boringskontrollen var forhøjet i 18 % af de indberettede prøver (oftest til 0,02 µg/l), så fundandelen ville have været højere, hvis man havde målt ned til 0,01 µg/l. Miljøstyrelsen igangsatte i 2018 en screeningsundersøgelse for DMS i udvalgte GRUMO-indtag (Miljøstyrelsen, 2018), hvor DMS blev påvist i 22,0 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kravværdien i 3,5 % af de undersøgte indtag. De lavere fundandele i GRUMO sammenlignet med Vandværksboringer skyldes sandsynligvis, at GRUMO-indtagene fortrinsvis ligger i det åbne land, hvor de ikke 'fanger' DMS fra biocidanvendelse af moderstofferne på træværk i bebyggede områder.

**1,2,4-triazol** er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-stoffer, fx fungiciderne tebuconazol, propiconazol og epoxiconazol samt det nu forbudte herbicid amitrol. Miljøstyrelsen inddrog i 2014 efterårsanvendelsen af tebuconazol i korn, nedsatte den tilladte dosis for fire triazol-svampemidler og satte loft over den samlede mængde, der må anvendes i landbruget pr. vækstsæson. Derudover kan 1,2,4-triazol i grundvandet sandsynligvis stamme fra udbredt og fortsat brug af triazolfungicider (ofte propiconazol) i træbeskyttelsesmidler. Endelig kan der være andre kilder til 1,2,4-triazol, fx anvendes stoffet i udlandet som nitrifikationshæmmer ved udbringning af gødning, og flere moderstoffer anvendes i Danmark som bejdsemidler.

Fra 2018 indgik 1,2,4-triazol i GRUMO-analyseprogrammet med fund i 27,3 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kravværdien i 4,3 % af de undersøgte indtag. Pr. 1. juli 2018 kom 1,2,4-triazol på bo-

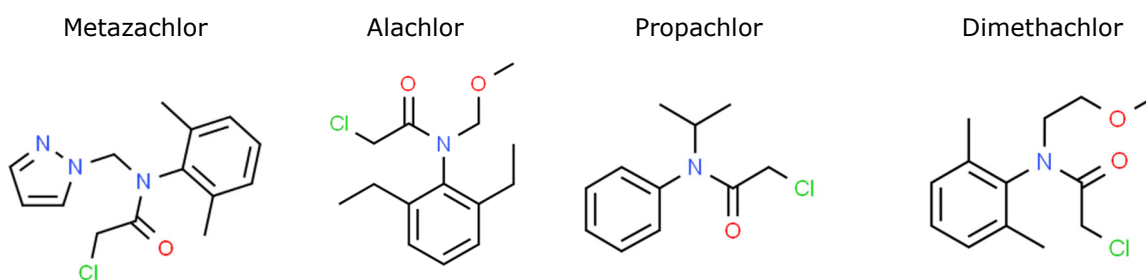
ringskontrollens obligatoriske liste. I vandværksboringer er 1,2,4-triazol i 2018 påvist i 1,0 % af de undersøgte indtag og uden overskridelse af kravværdien. Fund og overskridelser i vandværksboringerne er dermed væsentligt mindre end i GRUMO, men der er ikke nogen umiddelbar forklaring på, hvorfor det forholder sig sådan.

**Chloroacetaniliders nedbrydningsprodukter (ESA og OA).** Chloroacetaniliderne er en gruppe herbicider, hvor grundstrukturen er dialkylanilin med forskellige sidegrupper (Figur 63). Chloroacetaniliderne blev anvendt i landbrug og frilandsgartnerier til ukrudtsbekæmpelse og nedvisning. Det har i mange år været forbudt at anvende chloroacetaniliderne som sprøjtemidler. Fx blev dimethachlor solgt i perioden 1981-1990 med et samlet salg på 161,000 kg, alachlor blev solgt i perioden 1970-1986 med et samlet salg på 116,000 kg, og propachlor blev solgt i perioden 1968-1997 med et samlet salg på 134,000 kg (Miljøstyrelsen, 2017).

To typer nedbrydningsprodukter, OA (-oxoacetic acid) og ESA (-oxoethanesulfonic acid) går igen for alle stofferne. Det er oftest nedbrydningsprodukterne, der påvises i grundvandet, men datagrundlaget er begrænset, idet nedbrydningsprodukterne ikke har været undersøgt i GRUMO og ikke har været på boringskontrollens obligatoriske liste.

Nogle vandværker har af egen drift testet deres indvindingsboringer for nedbrydningsprodukterne i 2018, se Tabel 11, hovedsagelig i Hovedstadsområdet. Dimethachlor ESA, var det hyppigst fundne chloroacetanilid med fund i 12,3 % af de undersøgte boringer og overskridelse af kravværdien i 3,2 %. Dimethachlor ESA var dermed blandt de fire hyppigst påviste pesticider i Vandværksboringer i 2018. Den næst-hyppigste chloroacetanilid var metazachlor ESA med fund i 3,9 % af de undersøgte boringer og overskridelse af kravværdien i 0,6 %. Alachlor ESA, propachlor ESA, acetochlor ESA, dimethachlor OA og metazachlor OA blev alle påvist i 1,3-2,6 % af de undersøgte boringer. Detektionsgrænsen for chloroacetaniliders nedbrydningsprodukter var i alle tilfælde 0,02 µg/l, så fundandelen ville have været højere, hvis man havde målt ned til 0,01 µg/l. Datagrundlaget er spinkelt med 155 boringer, men tilstrækkeligt til at vurdere at chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter med stor sandsynlighed er udbredte i grundvandet.

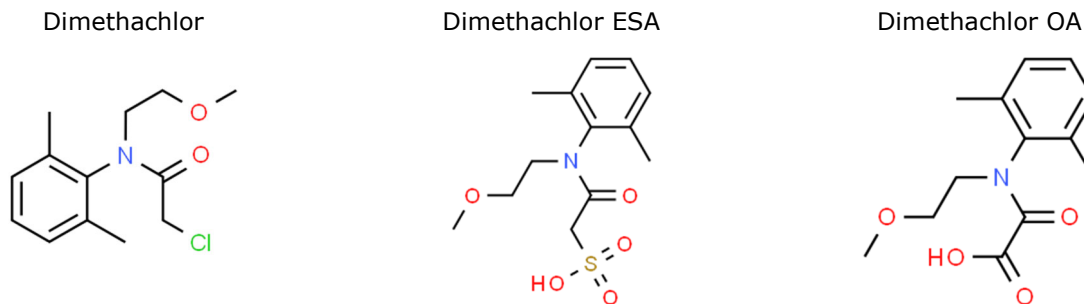
Det er overraskende, at metazachlors nedbrydningsprodukter kan påvises i grundvandet, idet metazachlor aldrig har været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. Mange af chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter indgår i den kommende massescreening i GRUMO.



Figur 63. Eksempler på chloroacetanilidernes kemiske struktur. ([www.ChemSpider.com](http://www.ChemSpider.com)).

Der hersker en del forvirring om navngivningen af chloroacetanilidernes nedbrydningsprodukter. To typer nedbrydningsprodukter (OA og ESA) går igen for alle stofferne, når sidegruppen med chloratomet omdannes, se Figur 64. ESA kaldes ifølge IUPAC -oxoethanesulfonic acid, men hvis N-atomet medtages som sidegruppe i navngivningen kaldes nedbrydningsprodukterne -carbamoylmethanesulfonic acid. Disse nedbrydningsprodukter kaldes nogle gange også bare -ethanesulfonic acid. Der er i alle tilfælde tale om det samme stof. OA kaldes ifølge IUPAC -oxoacetic acid, men kaldes også -oxamic acid, oxalamic acid eller -oxanilic acid afhængig af, hvor stor en del af molekylet, der beskrives. Nogle gange forkortes de til OXA i stedet for OA. Der kan også dannes andre metabolitter end OA og ESA.





Figur 64. Kemisk struktur for dimethachlor og nedbrydningsprodukterne dimethachlor ESA og dimethachlor OA. Kilde: ChemSpider.com.

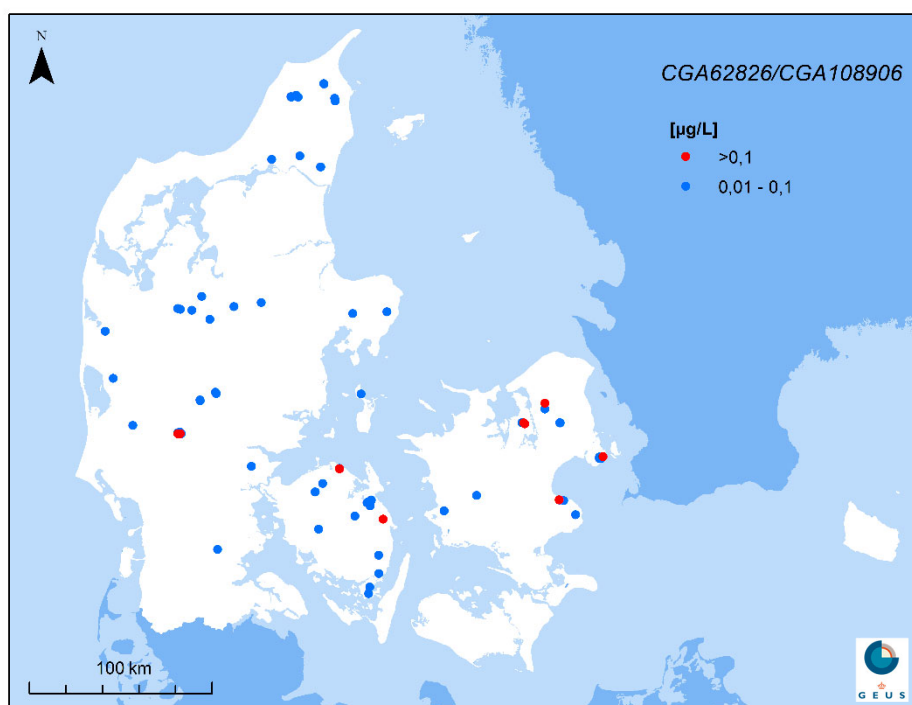
**BAM.** Nedbrydningsproduktet BAM var det hyppigst fundne 'gamle' stof i både GRUMO og vandværksboringer. Det gælder både opgørelserne for 2018 og for de samlede opgørelser for de seneste knap 25 år. BAM er et nedbrydningsprodukt fra de nu forbudte herbicider dichlobenil og chlorthiamid. Disse moderstoffer blev hovedsageligt brugt på gårdspladser, indkørsler og andre befæstede arealer, samt i frugt- og bærproduktion i perioden 1969-1996. 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 under direktivet, og der er ikke registreret produkter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen, hvor det indgår som aktivstof.

**Bentazon** var det hyppigst fundne aktivstof i både GRUMO-indtag og vandværksboringer i både 2018 og hele perioden. Bentazon er et herbicid, som blandt andet anvendes på majs, græs og kløver, ærter og vårsæd. Stoffet er et tilladt stof, men der er indført restriktioner på anvendelsen af hensyn til grundvandet. Bentazon har været solgt siden 1974 (Miljøstyrelsen, 2017a). Det nuværende forbrug er på 22,7 tons pr. år (middel af salgstal for 2015, 2016 og 2017, Miljøstyrelsen, 2019). Man kan finde en grundig gennemgang af bentazons anvendelse, regulering og udvaskning i en orientering fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2013).

**Triazinerne** og de tilhørende nedbrydningsprodukter var generelt blandt de hyppigst fundne stoffer både i opgørelserne for 2018 og for hele monitoringsperioden. Desetyldesisopropylatrazin (DEIA) blev fx fundet i 1,7 % af de undersøgte vandværksboringer og i 17,4 % af GRUMO-indtagene i 2018. I hele perioden blev DEIA fundet mindst én gang i 1,6 % af de undersøgte vandværksboringer og 14,8 % af GRUMO-indtagene. DEIA kan stamme fra mindst fire forskellige chlortriaziner (atrazin, terbuthylazine, simazin og cyanazin), idet deres molekylære struktur kun er forskellig for en enkelt sidegruppe. Når denne sidegruppe fraspaltes, har nedbrydningsprodukterne, fx DEIA, identisk struktur. Triazinonerne er også hyppigt påvist. I 2018 blev desaminodiketometribuzin fx påvist i 4,7 % af GRUMO-indtag og 1,2 % af de undersøgte vandværksboringer. Desaminodiketometribuzin er et nedbrydningsprodukt fra triazinon-herbicidet metribuzin, som tidligere var aktivstof i ukrudtsmidler til kartofler.

**Metalaxyl/metalaxyl-M.** To nedbrydningsprodukter (CGA 108906 og CGA 62826) fra fungicidet metalaxyl/metalaxyl-M er blandt de 25 hyppigst fundne stoffer i vandværkernes boringskontrol for 2018. Det hyppigst påviste stof er CGA 108906, som blev fundet i 1,7 % af de undersøgte vandværksboringer, med 0,2 % over kravværdien. I GRUMO har stofferne været en del af analyseprogrammet fra 2016, men her er det CGA 62826, som blev påvist hyppigst i 2018 med fund i 3,5 % og overskridelse af kravværdien i 1,0 % af de undersøgte indtag. Forskellene kan muligvis skyldes en tidlig forskydning i dannelsen af de to stoffer, idet CGA 62826 kan være omdannet til CGA 108906 under transporten gennem grundvandsmagasinerne, og forskellen derfor forklares med ældre vand i vandværkernes indvindingsboringer sammenlignet med GRUMO-indtagene.

Metalaxyl/metalaxyl-M har tidligere været brugt som fungicid i kartoffelproduktionen. I drikkevandsbekendtgørelsen anføres derfor, at nedbrydningsprodukterne kan udgå af boringskontrollen ved viden om, at der gennem årtier ikke har været kartoffelavl inden for vandindvindingsoplandet. Man ville derfor forvente, at nedbrydningsprodukterne hovedsageligt påvises i boringer i de sandede jyske områder med intensiv kartoffelavl. Figur 65 viser, at nedbrydningsprodukterne også findes i områder, hvor der ikke umiddelbart sker dyrkning af kartofler. Trods det, at der ses en del fund i nærheden af Karup Kartoffelmølsfabrik i Midtjylland og i Nordjylland omkring AKV Langholt ved Vodskov, er der samtidig mange fund på Fyn og i lidt mindre grad på Sjælland. Desuden forekommer kun en enkelt af overskridelserne af kravværdien i Jylland, to er på Nordøstfyn, og resten findes på det nordøstlige Sjælland. Kartoffler dyrkes oftest på lette jorde, og meget sjældent på ler. Sammenlignes fundene af nedbrydningsprodukterne med jordarten i GRUMO-boringerne, har 19 % af 26 GRUMO-boringer med fund, ler i de øverste to meter. Det tilsvarende tal for vandværksboringer er 49 % af 55 boringer med fund. Der er oftest tale om glacialt moræneler. Grundvandet kan være infiltreret flere kilometer fra boringen, så jordarten i overfladen ved boringen svarer ikke nødvendigvis til jordarten, hvor grundvandet er infiltreret. Den store andel af tunge lerjorde og den geografiske udbredelse af fund antyder dog alligevel, at der kan være andre kilder end kartoffeldyrkning.



Figur 65. GRUMO og Vandværksboringer. Fund af metalaxyl/metalaxyl-M's nedbrydningsprodukter i GRUMO (2016-2018) og vandværksboringer (2014-2018). Fundene er opdelt i to koncentrationsintervaller, hvor CGA62826 og/eller CGA108906 er påvist mindst én gang over kravværdien (>0,1 µg/l) eller mindst én gang under kravværdien (0,01-0,1 µg/l). Periodeopgørelser er valgt, da boringer/indtag skal prøvetages mindst én gang hver periode. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Metalaxyl/metalaxyl-M har tidligere været brugt til bejdsning af såsæd fx vinterraps, men det er meget begrænset, hvad man ved om grundvandsrisikoen ved bejdsning. Metalaxyl/metalaxyl-M er stadigvæk tilladt til bejdsning af såsæd til eksport. 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 under direktivet, og at der ikke er registreret produkter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen, hvor de indgår som aktivstoffer.

## 6.4 Chlorphenoler

Phenoxysyreherbiciderne (fx 2,4-D, dichlorprop og 2,4,5-T) og deres synteseenheder (fx 4-CPP og 2,6-DCPP) nedbrydes til en række forskellige chlorphenoler fx 4-chlorphenol, 2,4-dichlorphenol, 2,6-dichlorphenol og 2,4,5-trichlorphenol. Af disse indgår 2,4-dichlorphenol og 2,6-dichlorphenol i analyseprogrammerne for GRUMO og vandværksboringer. Derudover er en række chlorphenoler analyseret i et begrænset antal grundvandsprøver, herunder methylchlorphenoler, som kan stamme fra nedbrydning af nogle phenoxysyreherbicider (fx MCPA og mechlorprop) og muligvis også fra nedbrydning af eventuelle synteseenheder i disse phenoxysyreherbicider (fx dannelse af 2-methyl-6-chlorphenol fra 2,6-MCPA). Chlorphenolerne bruges også til fremstilling af phenoxysyreherbicider og kan derfor muligvis også i sig selv forekomme som synteseenheder.

Chlorphenolerne indgår ikke i de generelle pesticidopgørelser, idet de i det åbne land kan have andre oprindelser end fra pesticider. Mest kritisk er den tidligere udbredte anvendelse af pentachlorphenol (PCP) til træbeskyttelse, idet PCP kan indeholde lettere chlorphenoler. Ifølge gældende lov må nogle træbeskyttelsesmidler fx stadigvæk indeholde op til 1 g/kg PCP, og i teknisk PCP må indholdet af andre chlorphenoler højst være 120 g/kg (Miljøstyrelsen, 2009). PCP kan yderligere nedbrydes til lettere chlorphenoler under anoxiske forhold i grundvandet. PCP har fortrinsvis været benyttet til beskyttelse af træværk fx facader, plankeværker, stolper og jernbanesveller, men ifølge Pesticides Properties DataBase har PCP derudover været anvendt som et generelt herbicid. Der er ikke registreret danske pesticidprodukter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen med PCP som aktivstof, men det kan ikke fuldstændig udelukkes, at PCP kan have været anvendt som herbicid eller jorddesinfektionsmiddel, inden produkterne blev systematisk registreret.

Methylchlorphenolerne kan også have andre kilder end pesticider. Methylchlorphenoler kaldes også chlorcresoler og anvendes fx som biocider, antiseptiske midler og konserveringsmidler. Det er derfor vanskeligt at afgøre, om fund af chlorphenoler og methylchlorphenoler i GRUMO og vandværksboringer stammer fra nedbrydning af pesticider.

Tabel 13 viser GRUMO-data for chlorphenoler for perioden 2016-2018, hvor de fleste indtag er prøvetaget mindst én gang. Der er kun analyseret for 2,4-dichlorphenol og 2,6-dichlorphenol i denne periode. 2,4-dichlorphenol blev påvist i 0,7 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kravværdien i 0,4 % af de undersøgte indtag. 2,6-dichlorphenol blev ikke påvist. Bilag 3.5 viser chlorphenolers forekomst i GRUMO-indtag opgjort samlet for alle overvågningsår.

Tabel 13. GRUMO. Fund af chlorphenoler 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 perioden 2016-2018.

GRUMO	Indtag antal			Indtag andel (%)	
	I alt	Med fund	>0,1 µg/l	Med fund	>0,1 µg/l
2,4-Dichlorphenol	1083	8	4	0,7	0,4
2,6-Dichlorphenol	1083	0	0	0	0

Tabel 14 viser data for vandværksboringer for perioden 2014-2018, hvor de fleste boringer er prøvetaget mindst én gang. Nogle vandværker har analyseret for ekstra chlorphenoler ud over de lovpligtige 2,4-dichlorphenol og 2,6-dichlorphenol. 4-chlor-2-methylphenol, 2,4-dichlorphenol, 2,6-dichlorphenol og pentachlorphenol blev påvist, men med lave fundandele og kun over kravværdien i en enkelt boring (2,6-dichlorphenol). Elleve andre chlorphenoler blev i 2018 analyseret i 5 til 21 boringer, alle uden fund. Bilag 3.5 viser alle chlorphenolernes forekomst i vandværksboringer opgjort samlet for alle overvågningsår.

Tabel 14. Vandværksboringer. Fund af chlorphenoler i vandværksboringer vist som antal og procentvis fordeling af boringer. Vandværksboringerne er opdelt i boringer med mindst ét fund og boringer med mindst én overskridelse af kravværdien (>0,1 µg/l) for perioden 2014-2018. I tabellen indgår kun chlorphenoler analyseret i mere end 100 boringer. Chlorphenolerne er sorteret efter stigende antal chlor- og methylgrupper.

	Boringer antal			Boringer andel (%)	
	I alt	Med fund	>0,1 µg/l	Med fund	>0,1 µg/l
4-Chlorphenol	162	0	0	0,0	0,0
4-Chlor-2-methylphenol	501	2	0	0,4	0,0
6-Chlor-2-methylphenol	274	0	0	0,0	0,0
2,4-Dichlorphenol	6170	19	0	0,3	0,0
2,6-Dichlorphenol	6164	14	1	0,2	0,0
4-Chlor-3-methylphenol	100	0	0	0,0	0,0
2,4+2,5-Dichlorphenol	21	0	0	0,0	0,0
4,6-Dichlor-2-methylphenol	279	0	0	0,0	0,0
2,4,6-Trichlorphenol	324	0	0	0,0	0,0
2,3,4,6-Tetrachlorphenol	319	0	0	0,0	0,0
2,3,4,5-Tetrachlorphenol	106	0	0	0,0	0,0
Pentachlorphenol	518	1	0	0,2	0,0

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

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

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

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

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

## 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. Tolylfluamid. [http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07\\_Assessment\\_Report.pdf](http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf)

## Links og andre referencer

Chemspider: [www.chemspider.com](http://www.chemspider.com), Royal Society of Chemistry.

DANVA, 2018: Personlig kommunikation, Seniorrådgiver Claus Vangsgård.

Bayer A/S, Bayer CropScience, Euparen Multi brugsanvisning DK06107507A.

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernsten, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf) (3.12.2019)

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Ernsten, 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/20719/bilag\\_grundvand\\_1989-2017.pdf](https://www.geus.dk/media/20719/bilag_grundvand_1989-2017.pdf) (3.12.2019)

Pesticides Properties DataBase

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: [www.pesticidvarsling.dk](http://www.pesticidvarsling.dk) (11.1.2019)

## 7. 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/> (11.01.2019)
- Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2015: Dataansvarsaftalen, [http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer\\_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar](http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar) (11.01.2019)
- Miljøstyrelsen, 2000b: Zoneringsvejledning nr. 3, 2000 (Zoneringsvejledningen).
- Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorphenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/regulering-og-regler/faktaark-om-kemikalierreglerne/pentachlorphenol-pcp>
- Miljøstyrelsen, 2013: Bentazon, anvendelse, regulering og fund i danske monitoringsundersøgelser. Orientering fra MST nr. 1, 2013.
- Miljøstyrelsen, 2014a: Redegørelse om jordforurening 2012. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2014.
- Miljøstyrelsen, 2014b: 'Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand'. Opdateret maj 2014.
- Miljøstyrelsen, 2015. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand, opdateret juni 2015, <https://mst.dk/media/90004/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>. (11.01.2019)
- Miljøstyrelsen, 2017a. Pesticider og biocider salgstat 1956-2014. Miljøstyrelsen 14. december 2017.
- Miljøstyrelsen, 2017b. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2016. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning, baseret på salgsstatistik og Sprøtejournaldata. 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, 2018. Notat. Screening for N,N-dimethylsulfamid (CAS nr. 3984143) - nedbrydningsprodukt fra tolylfluorid (CAS nr. 731271) og dichlorfluorid (C nr. 1085-98-9) i grundvandsovervågningen. Notat af 9. juni, 2018. Revideret 14. august 2018.
- Miljøstyrelsen 2019. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2017. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning, baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 31.

### EU direktiver

- EU, 1991: Nitratdirektivet.
- EU, 1998: Drikkevandsdirektivet.
- EU, 2000: Vandrammedirektivet.
- EU, 2006: Grundvandsdirektivet.
- EU, 2009: Analysekvalitetsdirektivet.

### 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. og 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. [www.geus.dk/media/16125/midlertidig\\_anvisning\\_2003.pdf](http://www.geus.dk/media/16125/midlertidig_anvisning_2003.pdf) (11.01.2019)

GEUS, 2018: Notat vedr. datapåideligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmarks 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> (11.01.2019)

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](http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf) (11.01.2019)

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/> (11.01.2019)

Stockmarr, J. (red), 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. [www.geus.dk/media/16455/g-o-2001.pdf](http://www.geus.dk/media/16455/g-o-2001.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. [www.geus.dk/media/16124/g03\\_pejlinger.pdf](http://www.geus.dk/media/16124/g03_pejlinger.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. [www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.pdf](http://www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.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. [www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf](http://www.geus.dk/media/20444/pejledata.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/20445/kemidata-grundvand.pdf](http://www.geus.dk/media/20445/kemidata-grundvand.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16442/g-o-2007.pdf](http://www.geus.dk/media/16442/g-o-2007.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16430/g-o-2008.pdf](http://www.geus.dk/media/16430/g-o-2008.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16426/g-o-2009.pdf](http://www.geus.dk/media/16426/g-o-2009.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16424/g-o-2010.pdf](http://www.geus.dk/media/16424/g-o-2010.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16420/g-o-2011.pdf](http://www.geus.dk/media/16420/g-o-2011.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Brüsck, W., Hansen, B., Langtofte, C., Mielby, S., Troldborg, L., og Sørensen, B.L., 2013: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2012. Teknisk rapport, GEUS 2013. [www.geus.dk/media/16417/g-o-2012.pdf](http://www.geus.dk/media/16417/g-o-2012.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Brüsck, W., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Troldborg, L., og Sørensen, B.L., 2015a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015. [www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf](http://www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Ernstsen, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2015b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. [www.geus.dk/media/16359/g-o-2014.pdf](http://www.geus.dk/media/16359/g-o-2014.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Troldborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. [www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf](http://www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslog.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslog.pdf) (11.01.2019)

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/20715/grundvand\\_1989-2017.pdf](https://www.geus.dk/media/20715/grundvand_1989-2017.pdf) (2.12.2019)



## Andre referencer

- Albers, C. N., 2010: Natural halogenated compounds in forest soils: formation, leaching, emissions and spatiotemporal patterns of kloroform and related compounds. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland rapport17/2010. 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
- 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> (11.01.2019)
- Danske regioner, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 s.
- DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorrådgiver Claus Vangsgård.
- DMI (2019), Året 2018: [https://www.dmi.dk/fileadmin/user\\_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag\\_2018.pdf](https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Sammendrag_2018.pdf)
- 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](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.
- GEUS, 2018. Notat nr.: 05-VA-18-05 af 29. oktober, 2018. Forekomst af desphenylchloridazon og methyl-desphenylchloridazon i grundvandet.
- 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. Særudgivelsen fra GEUS. [http://www.ge-ovejledning.dk/2018\\_2/](http://www.ge-ovejledning.dk/2018_2/)
- 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. Delforprojekt: Effekt af vandindvinding. GEUS rapport 2014/74. [https://www.geus.dk/media/20708/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014\\_74.pdf](https://www.geus.dk/media/20708/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf) (18-2-2019)
- Henriksen, H., Stisen, S, Trolborg, L, He, X & Jørgensen, LF. 2015: Analyse af øget indvinding til markvanding, GEUS rapport 2015/29. [https://www.geus.dk/media/20707/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29\\_2015.pdf](https://www.geus.dk/media/20707/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf) (18-2-2019)
- Hunkeler D., Laier T., Breider F. & Jacobsen O., 2012: Demonstrating a Natural Origin of Kloroform in Groundwater Using Stable Carbon Isotopes. Environmental Science & Technology, 46:6096-6101
- Hvid, S. Kolind, 2011: Vindencentret for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, [www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl\\_11\\_616.aspx](http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx) (11.01.2019)
- 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 skrivekridtet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (11.01.2019)
- Nilsson, B., Kronvang, B. van't Veen, S., Trolborg, 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. Trolborg, L.: 2019a. Vurdering af grundvands 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](http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf) (11.01.2019)

Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes betydning for europæisk landbrug. Vand og jord, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.

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.

Schullehner, J. & Hansen, B., (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 [doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001](https://doi.org/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: Grundvands kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metodevalg. GEUS rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/20668/thorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (12.2.2019)

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

Trolborg, L., Sørensen, B.L., Kristensen, M. & Mielby, S., 2014: Afgrænsning af grundvandsforekomster. Tredje revision af grundvandsforekomster i Danmark. GUES rapport 2014/58. [https://www.geus.dk/media/20669/geus\\_rapport\\_54\\_2014\\_grundvandsforekomster.pdf](https://www.geus.dk/media/20669/geus_rapport_54_2014_grundvandsforekomster.pdf) (12.2.2019)

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

#### Links og hjemmesider:

Chemspider: [www.chemspider.com](http://www.chemspider.com), Royal Society of Chemistry.

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (11.01.2019)

DMI hjemmeside: [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk) (11.01.2019)

EEA hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (11.01.2019)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/laering-om-geologi/viden-om/viden-om-grundvand/vandets-kredsløb/> (11.01.2019)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (11.01.2019)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (11.01.2019)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (11.01.2019)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (11.01.2019)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (11.01.2019)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (11.01.2019)

NOVANA 2004-2010 del 1: [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR495.PDF) (11.01.2019)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (11.01.2019)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (11.01.2019)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (11.01.2019)

Varslingssystemet for pesticider, VAP, hjemmeside: [www.pesticidvarsling.dk](http://www.pesticidvarsling.dk) (11.1.2019)

# 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 overvågningsprogrammes 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
<b>GRUMO-boringer</b>	<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 risikoen for at finde diffuse miljøpåvirkninger, frem for punktkilder, er størst, og således at effektiviteten af reguleringer bedst kan vurderes.</p> <p>Stationsnettet er i perioden 2007-2018 tilpasset vandrammedirektivet.</p> <p>Prøvetagningshyppigheden i de enkelte GRUMO-indtag varierer afhængigt af den påvirkning, som fremgår 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 overvåges redoxzonernes stabilitet. I hver af disse boringer er der 15-25 ganske korte indtag (10 cm) indtag, se også Appendiks 2.1</p> <p>Alle data fra GRUMO-boringer er tilgængelige i Jupiter.</p>
<b>LOOP-boringer</b>	<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-boringer - 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>
<b>Vandværksboringer</b>	<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 husstande.</p> <p>Hyppigheden af boringskontrollen afhænger af den distribuerede eller producerede vandmængde, og giver en prøvetagningshyppighed mellem hvert 3. år og hvert 5. år.</p> <p>Alle resultater fra boringskontrollen indberettes til Jupiter.</p>

## Analyseindsats vedr. grundvandskvalitet

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

- Hovedbestanddele
- Uorganiske sporstoffer
- Pesticider
- Organiske mikroforureninger

Analyseprogrammerne for miljøfremmede stoffer 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 indværende 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 grundvands- overvågningen.

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.

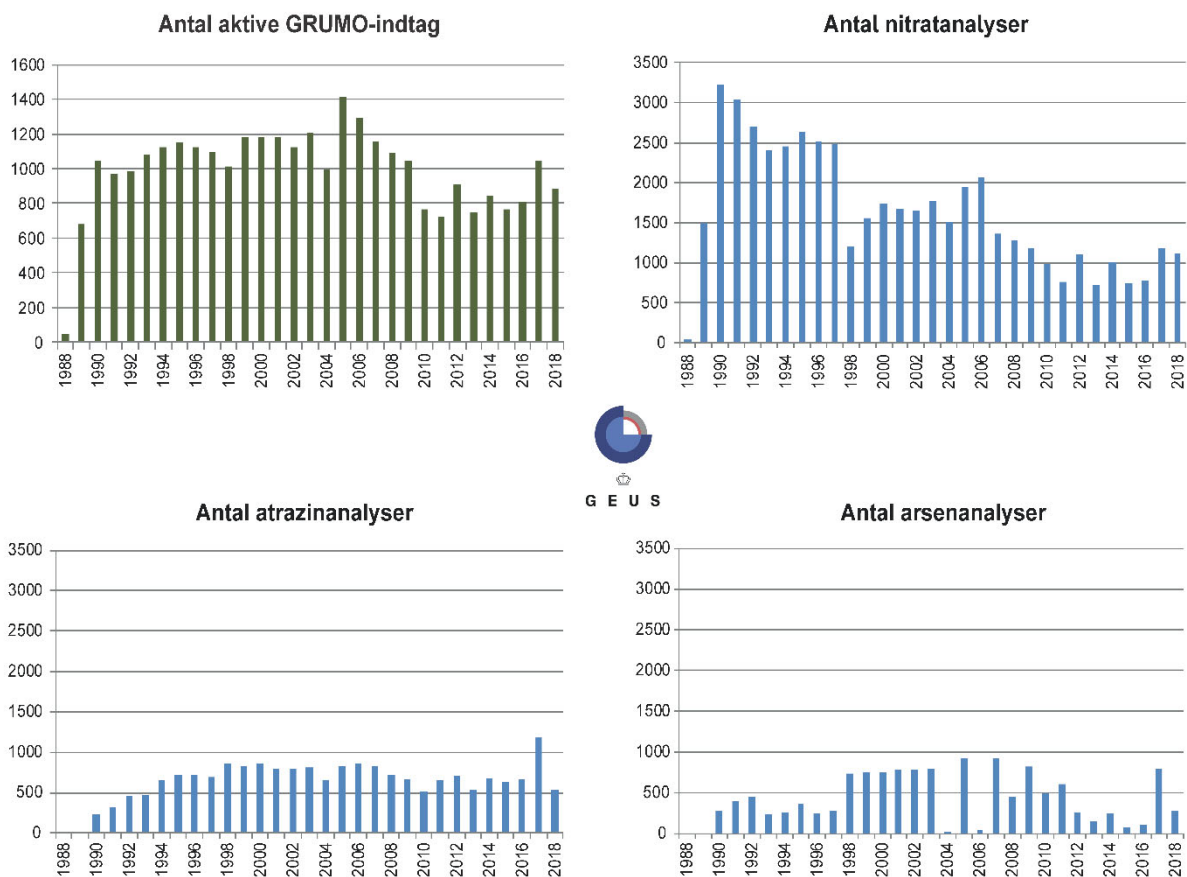
Specielt for pesticider gælder, at resultaterne fra 'Varslingsystemet for pesticider' (VAP) anvendes til justering af analyseprogrammet for både grundvandsovervågningen og boringskontrollen, og ikke mindst som beslutningsgrundlag for screeninger i grundvandsovervågningen (se hjemmesiden for VAP). Resultaterne 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 boringskontrol, i det omfang de foreligger i Jupiter.

Figur 66 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.

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 66, 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. Faldet i antallet af nitratanalyser pr. år er især begrundet i det forhold, at prøvetagningsfrekvensen/år 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 blev udtaget prøver i de 89 indtag i redoxboringerne, der ikke prøvetages hvert år. I 2017 blev alle indtag prøvetaget (på nær redoxboringerne), hvilket igen gav anledning til et højere antal undersøgte indtag.



Figur 66. Illustration af analyseindsatsen for grundvandsovervågningen 1988-2018. 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.

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. I 2017 blev samtlige aktive indtag prøvetaget for hovedbestanddele, pesticider og sporstoffer.

### Oppumpede vandmængder

Rapportering af oppumpede vandmængder fra grundvand og overfladevand er en integreret del af grundvandsovervågningen. I henhold til vandforsyningsloven skal alle almene indvindinger årligt indberette årets indvundne vandmængde til kommunerne. Almene indvindinger er defineret som vandværker, der leverer drikkevand til mindst 10 husstande. 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 af Regionerne i medfør af jordforureningsloven og Regionernes aktiviteter i den sammenhæng. 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 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. 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 Jupiterdatabasen fra grundvandsovervågningen, boringskontrollen og øvrige undersøgelser, foretages af analyselaboratorierne. Efterfølgende godkender tilsynsmyndigheden eller dataejereren 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 Jupiterdatabasen. For at en vandværksboring kategoriseres som aktiv, skal der desuden være taget en prøve inden for de sidste 5 år, med prøveformålet 'boringskontrol', se Bilag 8.

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 Jupiterdatabasen, 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 8. Især har der været fokus på en klarere definition af stofgrupperne og andre datastrukturelle emner.

Til denne rapport er der lavet et udtræk af de kemiske data fra Jupiter d. 3. juni 2019, 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 ellers be- regnes 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 27.

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, speci- elt 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, hvil- ket betyder, at drikkevandskravet først er overskredet, når indholdet i en prøve er større end kravvær- dien.

Rapporten tager afsæt i disse tre koncentrationsklasser:

- Under detektionsgrænsen, DG. Dvs.  $x < DG$  (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 analysekvalitetsdirekti- vet 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 detektionsgræn- sen. 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 popu- lationen. Er der et fåtal af analyser med forhøjet DG, angives den hyppigste DG, og undtagelserne be- mærkes. 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 fore- kommende stoffer er DG som regel meget mindre end kravværdien, og substitutionsmetoden for data under detektionsgrænsen er i praksis uden betydning for vurderingen.

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.

Ved beregning af udviklingstendenser på stoffer med indhold tæt ved DG er der særlige problemer knyt- tet til den store analytiske usikkerhed på måleresultater under LQ. Derfor anvendes  $\frac{1}{2} * LQ$  for alle vær- dier under LQ, når der skal beregnes trends. Dette er især relevant for pesticider, hvor mange stoffer op-

træder 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. Egentlige trendberegninger indgår normalt kun i forbindelse med temarapportering.

## Databehandling

Fraktildiagrammer, hvor alle målinger indgår, anvendes til at præsentere stoffernes koncentrationsfordelinger. Afbildningsmetoden giver mulighed for at aflæse median og vurdere spredningen på resultaterne, se fx. Figur 24, 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.

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.

### 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.

## Dybdefordelinger

Den dybdefordeling er en illustration af fordelingen af de analyserede stoffer med dybden i grundvandet og illustreres fx som Figur 5 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 27, 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, se fx Figur 27.

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 28.

### Pejledata og oppumpede vandmængder

Pejledata og oppumpede 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 21.

Oppumpede vandmængder præsenteres som tidsserier opdelt på indvindingskategorier. Data præsenteres for alle indvindinger og for grundvandsindvindinger alene. Derudover vurderes oppumpningerne af grundvand med og uden markvandingen.

## 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 grundvandsovervågningen, repræsenterer. Derudover kan de enkelte datasæt være forbundet med en såkaldt bias. Som eksempel på en sådan bias tilrettelægger 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 boringskontrollata 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 sig selv 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.
- *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 iltfrie grundvand indgår derfor ikke i disse fremstillinger, da nitrat i iltfrit grundvand ikke afspejler den oprindelige udvaskning.
- *Dataætheden 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 organiske 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.*

### **Vandværker/boringskontrollen:**

Vandværkerens borer 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 borer, 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 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 borer 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.*
- *Vandværksboringerens 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: Analyse kvalitetsdirektivet.

### **Andre referencer**

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2015: Dataansvarsaftalen, [http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer\\_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar](http://www.miljoportal.dk/myndighed/registrer_dataansvar/Sider/forside.aspx#MyndighedDataansvar) (11.01.2019).

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

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

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

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](http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf) (08.01.2018)

Schullehner, J. & Hansen, B., (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 [doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001](https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/095001) (17-2-2018)

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

### **Relevante hjemmesider og links**

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (11.01.2019)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (08.01.2018)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (11.01.2019)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoegressourcer.dk/> (11.01.2019)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (11.01.2019)

Varslingsystemet for pesticider, VAP, hjemmeside: [www.pesticidvarsling.dk](http://www.pesticidvarsling.dk) (11.1.2019)

## 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 forerøret, der er perforeret, og hvor grundvandet kan strømme ind i boringen. Det stykke (dybdeinterval) af boringen, hvor vandet trænger ind i boringen, kaldes et **indtag**. I nogle geologiske aflejringer, fx granit og kalk, er der ikke behov for et forerør. Her består indtaget i især indvindingsboringer ofte af et åbentstående hul i en boring. Begrebet indtag er defineret yderligere i Grundvandsrapporten fra 2001 (Stockmarr, 2001).

Langt de fleste indtag i GRUMO-stationsnettet (1560 indtag i 1005 borerer i 2018) findes i borerer med blot ét indtag (62 %), 20 % af indtagene er etableret i borerer med 2 indtag, 10 % af indtagene er etableret i borerer med 3 indtag og de resterende 8 % af indtagene findes i borerer med 3-23 indtag.

Tabel 15 giver et overblik over de forskellige sammenhænge, hvori grundvandet overvåges i Danmark. De forskellige aspekter af tabellen diskuteres i dette kapitel.

Tabel 15. Oversigt over bidrag til og aspekter af overvågningen af grundvand i Danmark, herunder omfang af datagrundlaget for forskellige typer af afrapportering. I 2018 er 85 af de 884 indtag, der er prøvetaget under GRUMO placeret i de 5 redoxboringer. Bemærk: Jordforurening indgår ikke i nærværende rapportering. \*) Antal grunde kortlagt på vidensniveau 2 (Danske regioner, 2019) 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	Drikkevandsbekendtgørelsen	Jordforurenings- og Miljøbeskyttelsesloven
Hvem	MST/GEUS	MST/DCE/GEUS	MST/GEUS	Vandværker/ kommuner	Regioner
Antal indtag	I alt ca. 2.378 2018: 884	I alt ca. 382 2018: 83	I alt ca. 160 2018: 157	I alt ca. 6.659 2018: 1990	I alt ca. 18.847 grunde*) > 10.000 indtag**)
Rapport	GEUS	GEUS/DCE	GEUS	GEUS	Region /rådgivere

### Appendiks 2.1: Det Nationale Pejleprogram

I 2018 indgik 157 indtag i Det Nationale Pejleprogram. Her overvåges (pejles) grundvandsspejlets beliggenhed med fast installerede dataloggere, der registrerer og opsamler målinger hver dag. I programmet indgår pejlinger fra såvel terrænnære indtag som fra indtag placeret i de dybere dele af grundvandet. Stationsnettet er i indeværende programperiode (2017-2021) under tilpasning til vandrammedirektivet. Et kort over pejlestationsnettet er vist i kapitel 3.2, se Figur 19.

## Appendiks 2.1: Grundvandsovervågning - vandkvalitet

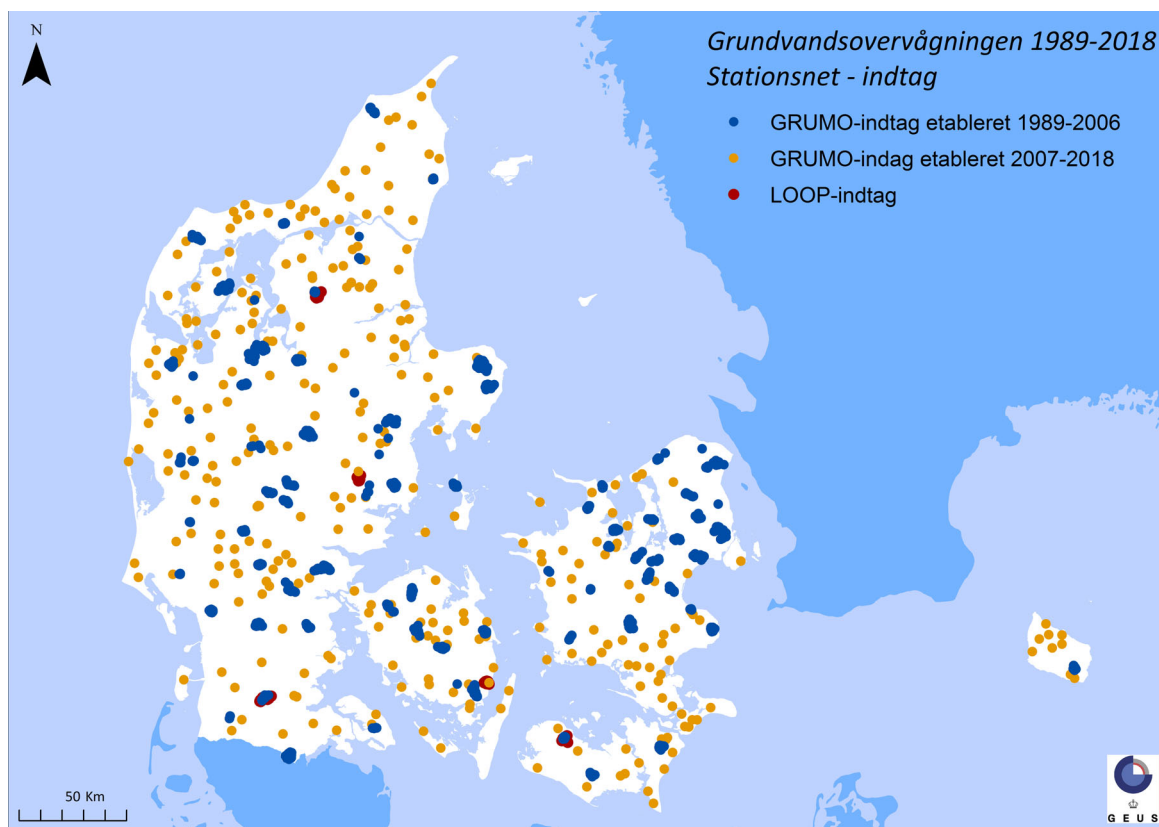
Figur 67 viser det samlede stationsnet af 1.908 indtag anvendt til grundvandsovervågningen i perioden 1989-2018. Indtag etableret i opstartsåret 1988, der sidenhen er lukket er ikke vist. Boringerne er opdelt i de oprindelige GRUMO-boringer (beliggende i de gamle grundvandsovervågningsområder), boringer i det distribuerede stationsnet (der er etableret eller inddraget i perioden 2007-2018 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).

Tabel 16 viser et samlet overblik over de ca. 2.359 indtag med kendt etableringsår (19 indtag af 2.378 indtag i Tabel 15 har ukendt etableringsår), som været anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet i GRUMO i perioden 1989-2018. 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 68.

Tabel 16. Udviklingen i grundvandsovervågningens stationsnet (GRUMO-indtagene) til og med 2018. 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 etablerings år. 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	122	0	NPo forskningsprogrammet og Amternes egen overvågning
1988-1992	1.056	447	113	Etablering af GRUMO-områder
1993-1997	145	61	122	Teknisk kvalitetssikring og forbedringer af indtag
1998-2003	219	159	137	Inkl. 5 redoxboringer
2004-2009	414	308	468	380 terrænnære boringer. Fra 2007 det distribuerede stationsnet
2010-	1	0	37	Det distribuerede stationsnet
2011-2015	208	176	58	
2016	26	26	0	
2017	122	121	1	
2018	3	3	0	
I alt	2.359	1423	936	





Figur 67. GRUMO. Det samlede stationsnet i grundvandsovervågningen i Danmark i perioden 1989-2018. Kortet viser 1.908 indtag i de oprindelige 73 grundvandsovervågningsområder (GRUMO-indtag 1989-2006) og indtag i overvågningsboringer i det distribuerede stationsnet (GRUMO-indtag 2007-2018). Desuden ses LOOP-indtagene i de seks landovervågningsoplande, hvoraf det ene i Midtjylland ved Herning er lukket.

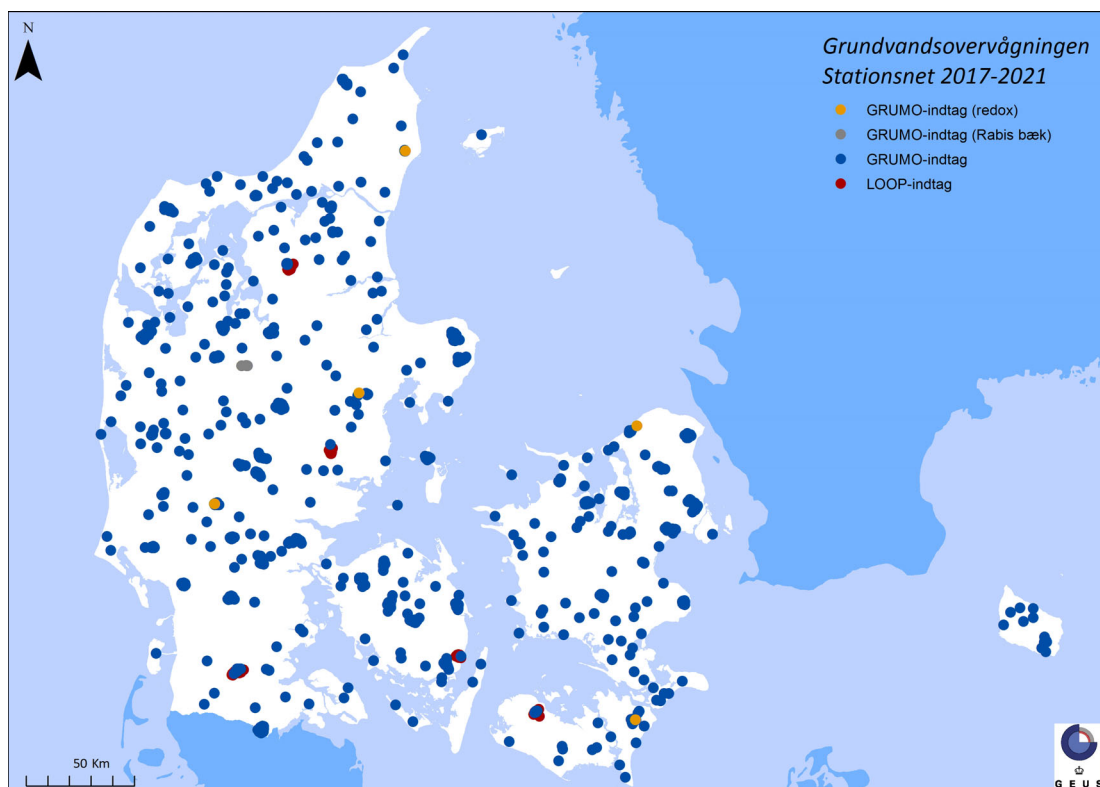
Stationsnettet for grundvandsovervågningen, GRUMO, blev i løbet af overvågningens første år udbygget i 73 grundvandsovervågningsområder, der i perioden frem til 2007 samlet set omfattede ca. 2.000 indtag. Overvågningen omfattede 84 meget korte (5 cm) indtag i multifilterboringer i Rabis bæk-området, 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, 2012b). Bemærk: GRUMO-indtag, der er udgået før 1989, fremgår ikke af Figur 67, men indgår i Tabel 15 og Tabel 16.

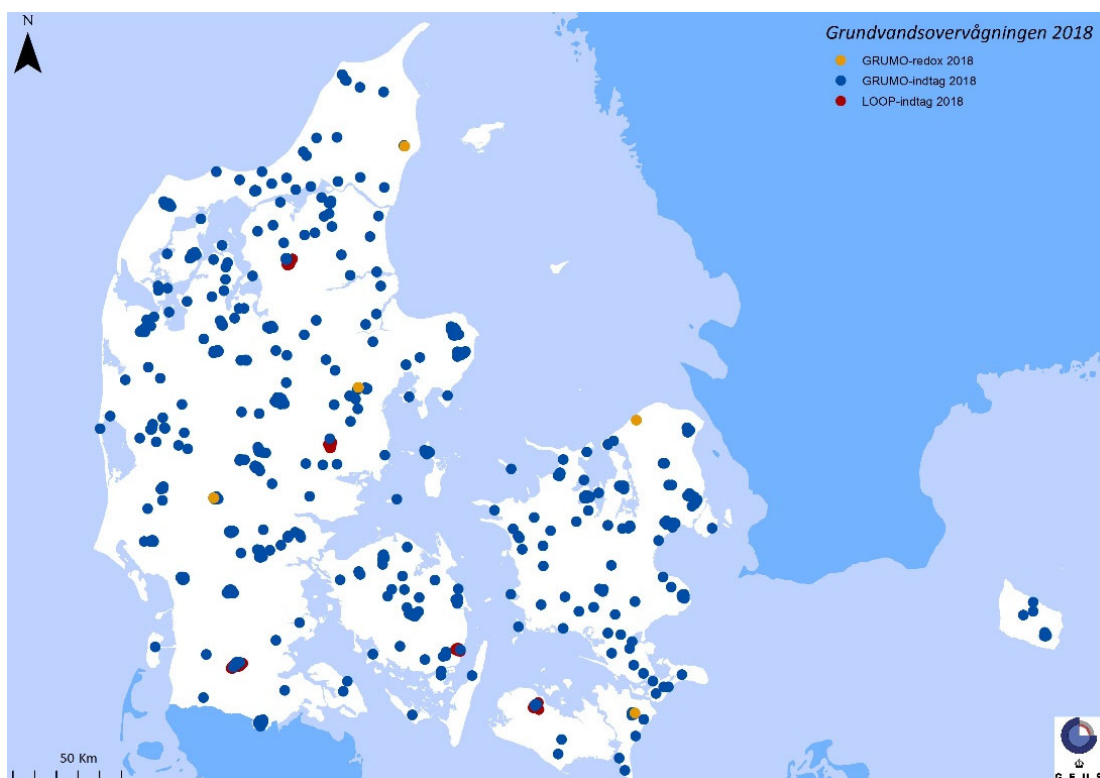
Figur 68 viser den geografiske fordeling af de 1.215 programlagte (2017-2021) GRUMO-indtag ved udgangen af 2018.

Figur 69 viser den geografiske fordeling af de 884 GRUMO-indtag og 83 LOOP-indtag, der blev anvendt i 2018 til overvågningen af grundvandets kvalitet som led i NOVANA.

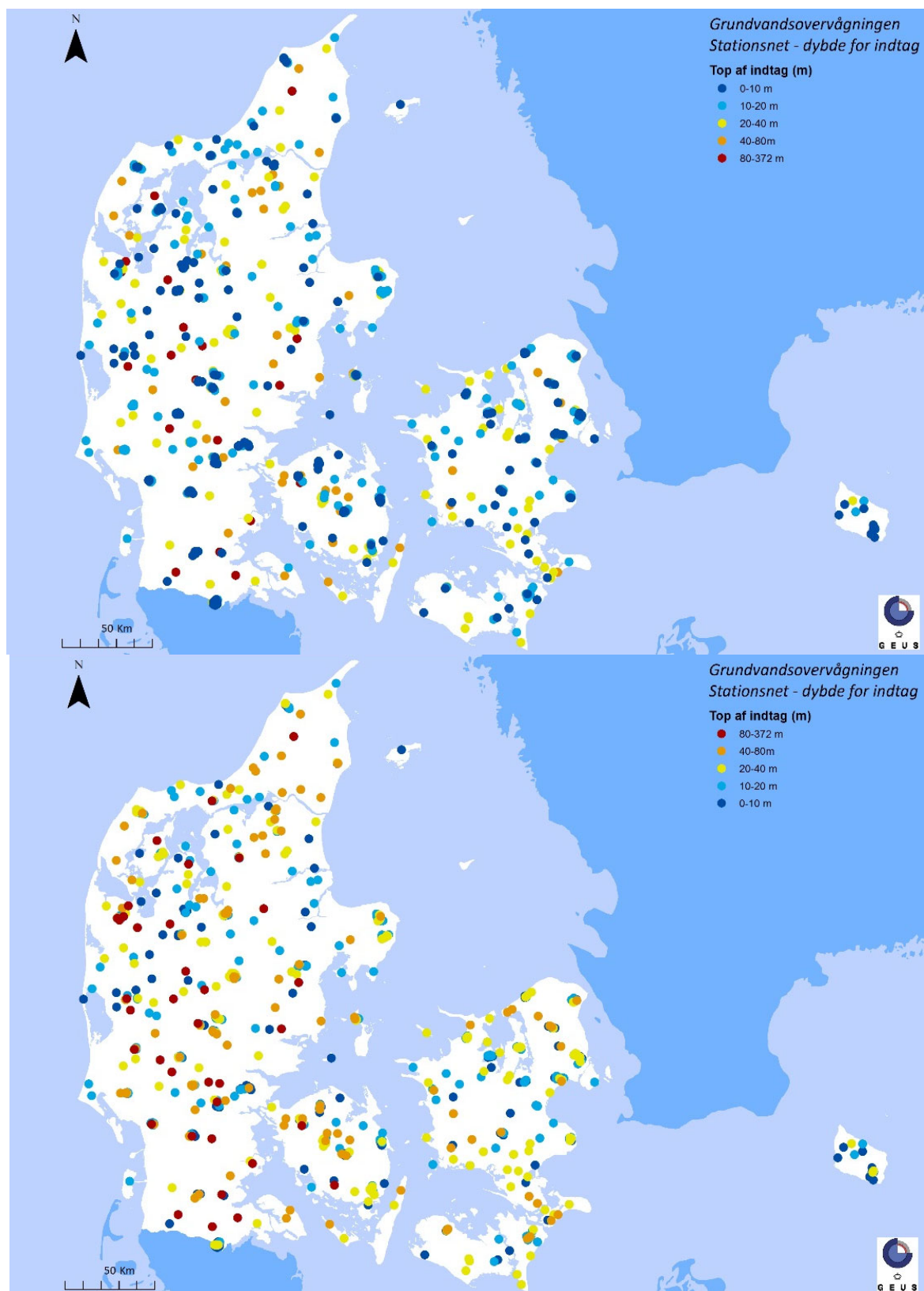
Figur 70 viser den geografiske fordeling af dybden til toppen af GRUMO-indtag, der blev prøvetaget i 2018. Data er for overblikkets skyld afbildet med henholdsvis stigende og aftagende dybde til indtagstop. Indtag etableret ned til ca. 40 meter findes nogenlunde jævnt fordelt over Danmark, mens de dybere indtag udviser betydelige regionale forskelle. På Bornholm findes langt de fleste indtag således inden for 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 68. GRUMO. 1.215 programlagte (2017-2021) indtag. Heraf findes 85 indtag i 6 boringer i Rabis-Bæk-området, 84 indtag i 5 redox-boringer og de resterende 1.046 indtag fordelt i boringer ud over landet. Desuden ses de 5 landovervågningsoplande (LOOP).



Figur 69. GRUMO. Indtag anvendt i grundvandsovervågningen i 2018 opdelt på grundvandsovervågning (799 GRUMO-indtag og 85 GRUMO-redox-indtag) og landovervågning (83 LOOP-indtag).



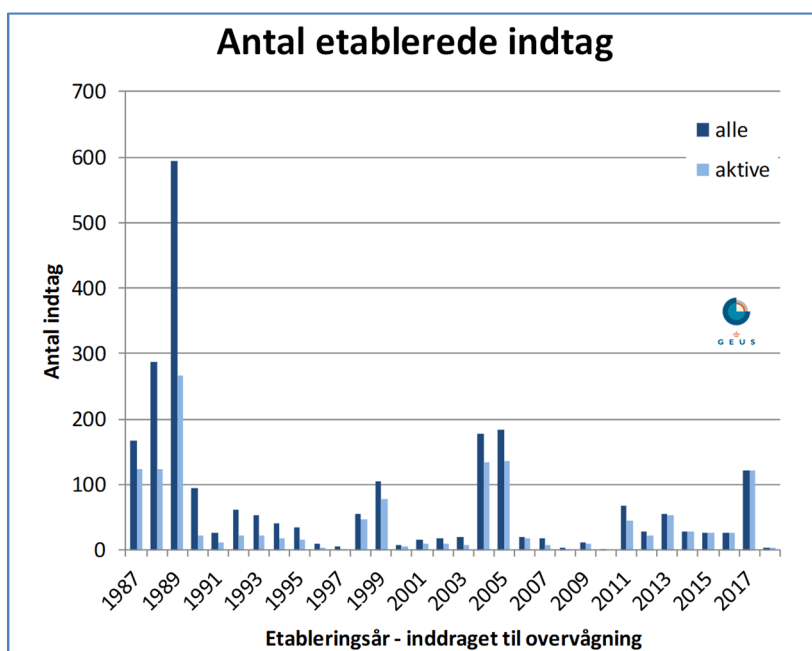
Figur 70. GRUMO. Dybde til toppen (m u.t.) af 1.214 programlagte indtag med kendt dybde i stationsnettet i grundvandsovervågningen i Danmark i 2017-2021. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, således de korte borerings er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, således de dybeste borerings er afbildet øverst på denne figur.

## Justering af stationsnet, vandkvalitet 2011-2018

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 2011-2018. 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).

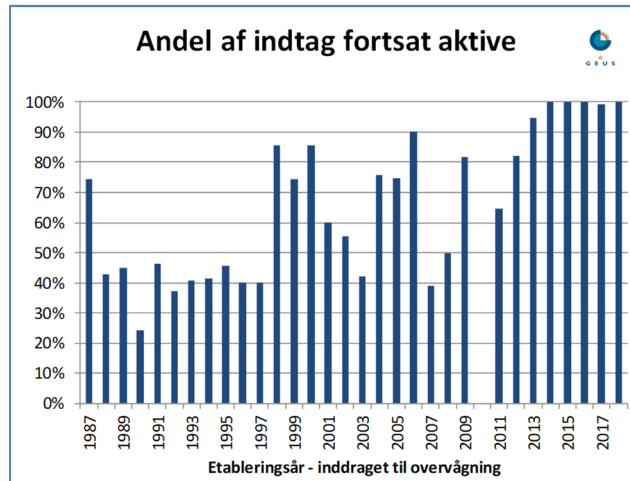
I samtlige indtag, der har været i betragtning som kandidater til det distribuerede stationsnet, er der blevet udtaget prøver til analyse for samtlige kemiske parametre fra programbeskrivelsen. Formålet hermed er at kunne fastsætte den fremtidige overvågningsfrekvens og vurdere boringens egnethed til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

Figur 71 viser det årlige antal indtag, der er inddraget i perioden 1987-2018. 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 blev der etableret 3 nye indtag.



Figur 71. GRUMO. Det årlige antal GRUMO-indtag inddraget i perioden 1987-2018. '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.

Figur 72 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 2012-2018, er stadig aktive.

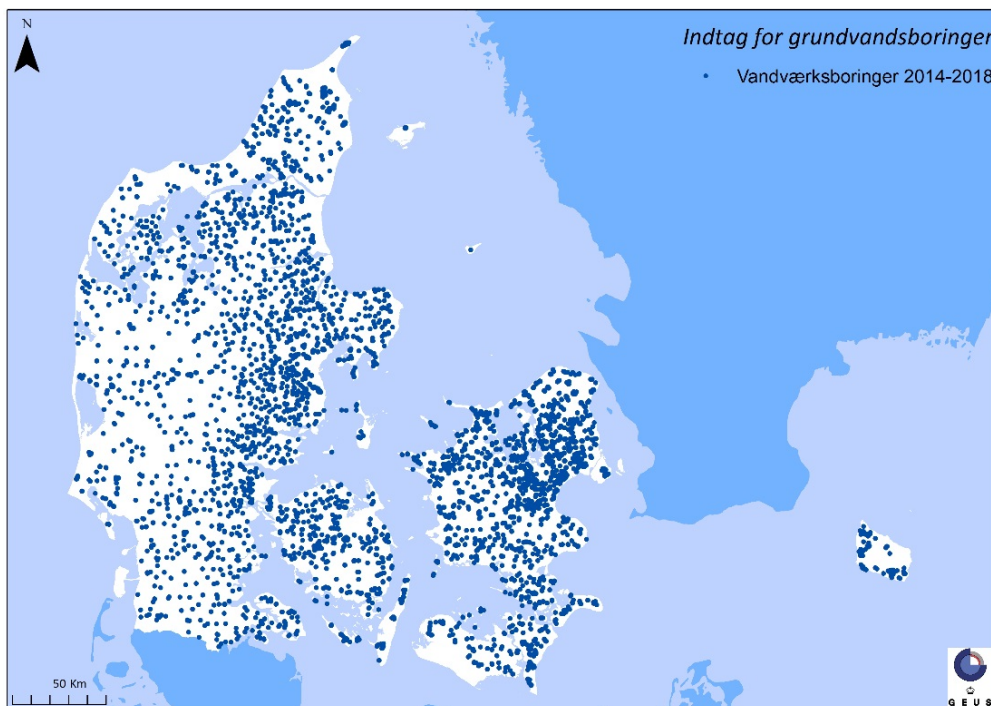


Figur 72. GRUMO. Andelen (%) af GRUMO-indtag, der fortsat indgår i overvågningen i programperioden 2017-2021, som funktion af året hvor de blev inddraget. Det ene indtag, der blev etableret i 2010, er ikke længere aktivt.

## 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 73 viser i perioden 2014-2018 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.

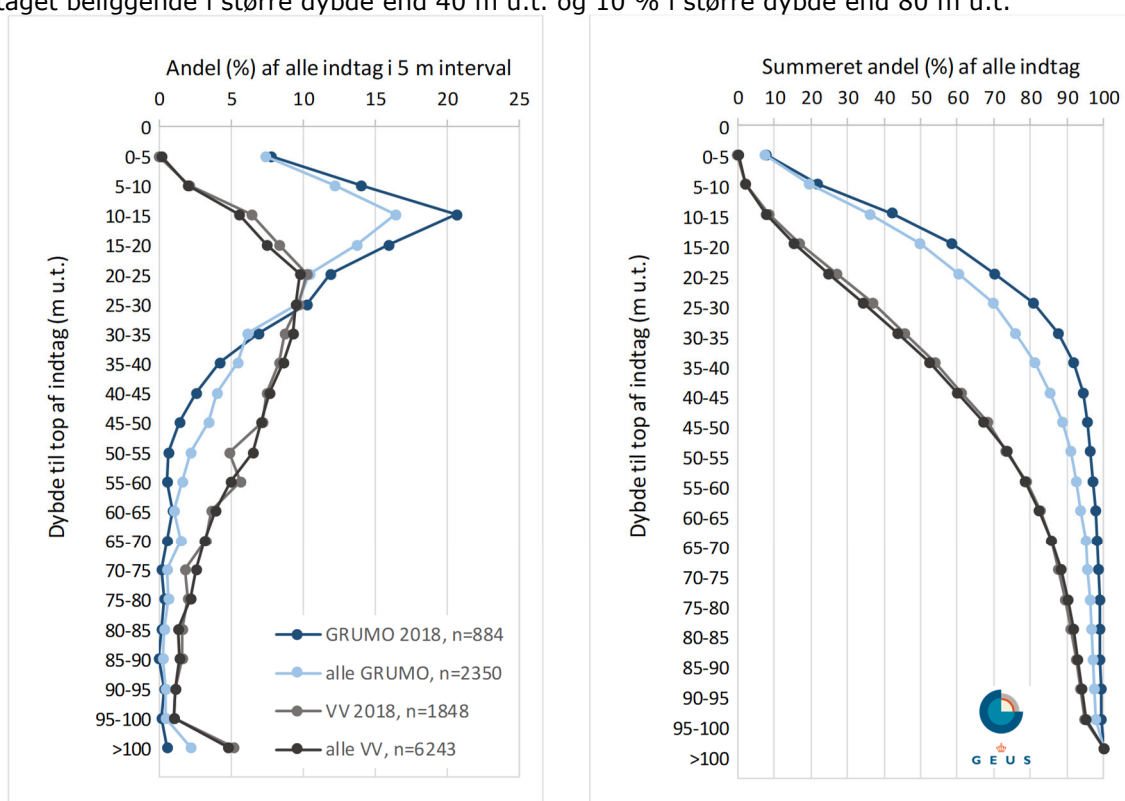


Figur 73. Boringskontrollen. Den geografiske fordeling af 5.898 aktive vandværksboringer med kendt dybde til top af indtag i perioden 2014-2018.



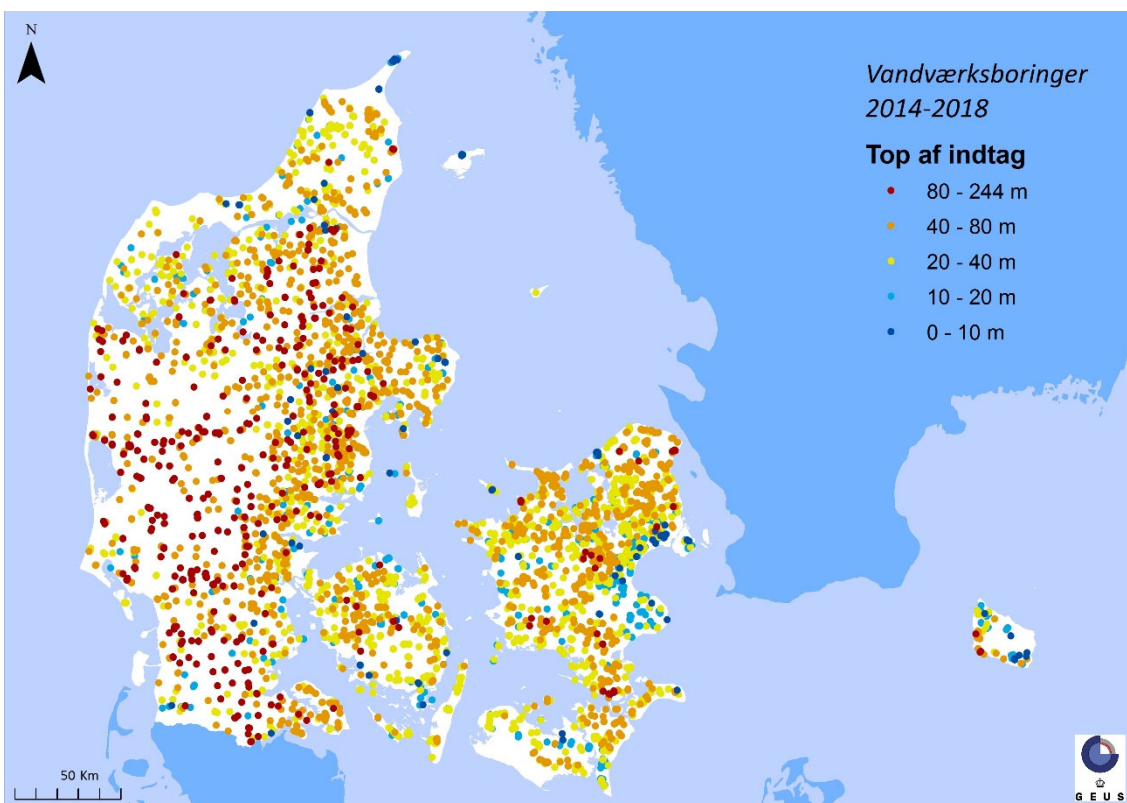
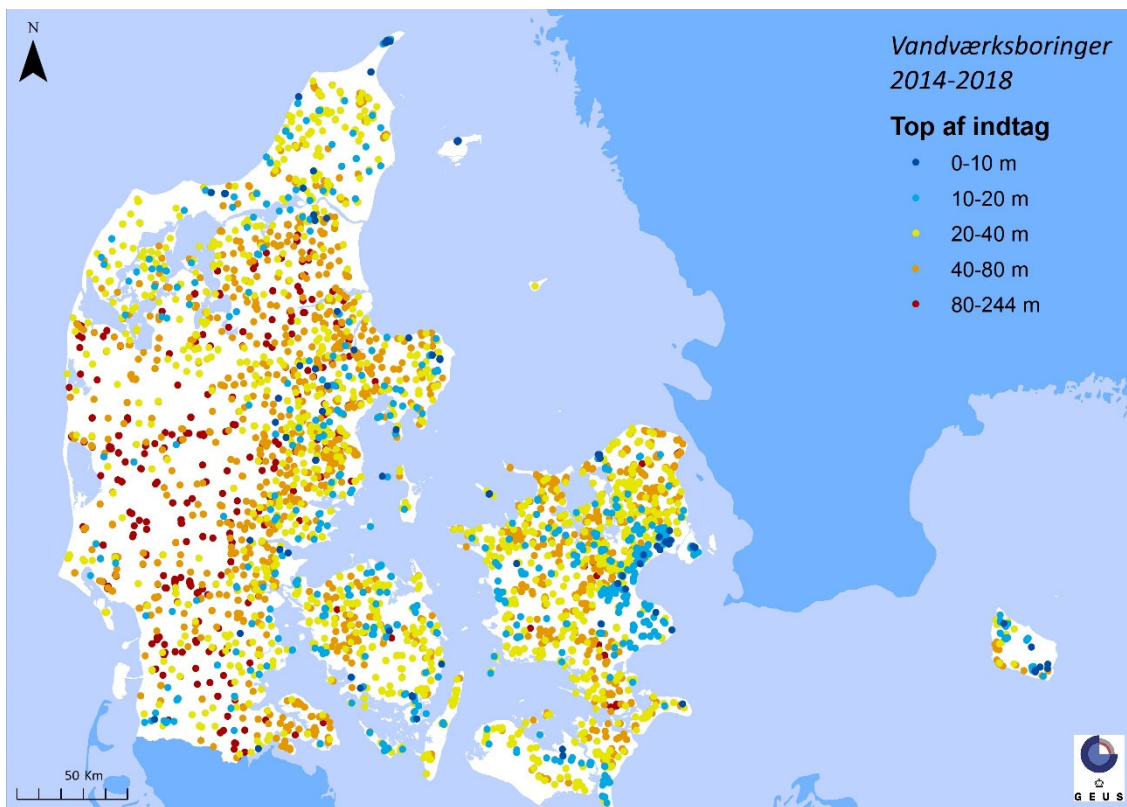
Boringskontrollen udføres over tid for en skiftende mængde boringer, idet nye vandværksboringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende den bedst mulige drikkevandskvalitet for forbrugerne, hvilket ikke nødvendigvis er udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets kvalitet. Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral vandforsyningsstruktur. Den 11. oktober 2019 var der 2.453 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, monitoring og reserve. De seneste årtier har der været en udvikling mod færre og større vandværker i Danmark.

Figur 74 viser dybdefordelingen for samtlige GRUMO-indtag og vandværksboringer for hhv. 2018 og perioden 1990-2018. Det ses, at dybdefordelingen af vandværksboringerne er stort set den samme i 2018 som for hele perioden, mens der for GRUMO-indtagene ses flere indtag i det højtliggende grundvand i 2018 sammenlignet med hele perioden. Samtidig fremgår det af Figur 74, at 50-60 % af GRUMO-indtagene er etableret inden for 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 74. GRUMO & Boringskontrol. 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 hhv. en boringskontrol og hovedbestanddele i forbindelse med overvågningen, og hvor der foreligger oplysninger om dybden til overkant af indtag. Fordelingen er vist i perioden (1990-2018) og for 2018. Figuren til højre viser den summerede andel for indtagene vist i figuren til venstre.

Figur 75 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 mellemdebe 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 75. Vandværksboringer i perioden 2014-2018 (5.898 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](http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf) (11.01.2011)

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/> (11.01.2019)

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> (11.01.2011)

### 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, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 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. <http://www.geus.dk/DK/water-soil/monitoring/groundwater-monitoring/Documents/g-o-2001-indl.pdf>

Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. [www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.pdf](http://www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.pdf) (11.01.2019)

### Relevante hjemmesider og links

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (11.01.2019)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (11.01.2019)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (11.01.2019)

# 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 76 viser et geologisk kort over den danske undergrund. Kortet viser Prækvartæroverfladen, dvs. at det viser de lag, der ligger umiddelbart under istidsaflejringerne. Grundvandsmagasiner i Skrivekridt (mørk grøn farve) og Danienkalk (lys gulgrøn farve) findes under istidslagene i den østlige del af Sjælland, på Lolland, Falster, Møn, i den østlige del af Fyn ved Nyborg og på det nordlige Langeland samt i et strøg fra Djursland over Aalborg til Thy. Derudover findes der også grundvandsmagasiner i glacielle sandlag i disse områder.

I Østjylland, i området omkring Himmerland, Thy, på Fyn og Vestsjælland består de prækvartære lag af fed 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 istidsaflejringer. 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 grundvandsmagasinerne rumlige udbredelse.

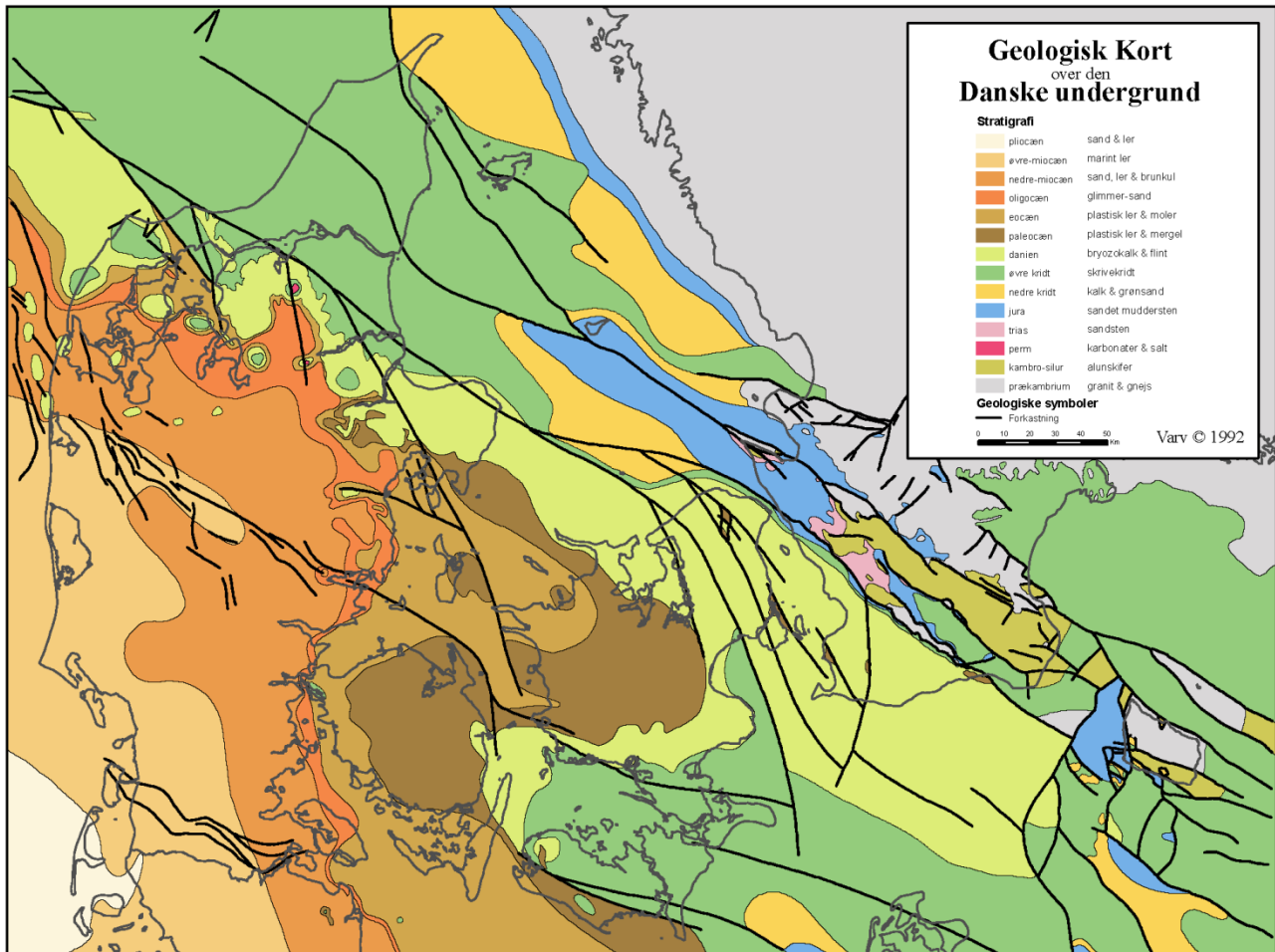
I det vestlige Jylland findes der betydelige grundvandsressourcer i de tertiære sandlag under istidslagene. Disse sandlag hælder mod vest, og findes derfor i stor dybde ved den jyske vestkyst. Disse tertiære sandlag er yngre end kalken og optræder ikke i den østlige del af Danmark.

Over de prækvartære grundvandsmagasiner findes i det meste af landet glacielle 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 glacielle grus- og sandlag samt post-glacielle (lag dannet efter istiden) lag 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.

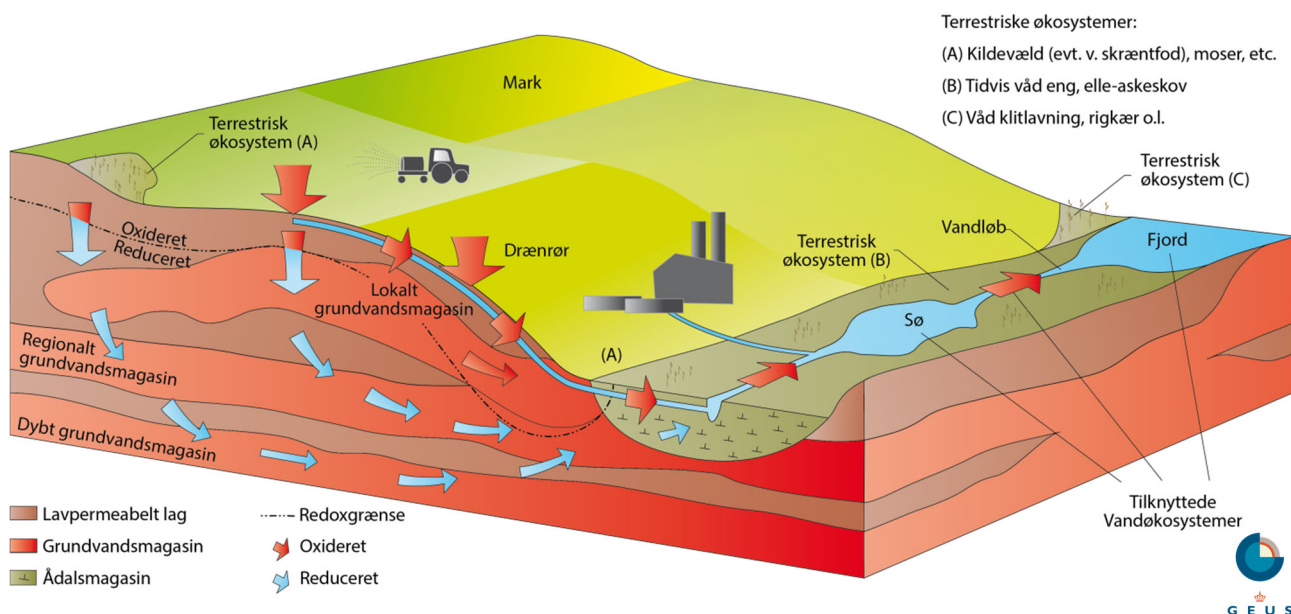


Figur 76. Den prækvartære overflade i Danmark, dvs. udbredelsen af ældre geologiske lag umiddelbart under istidsaflejringerne fra den Kvartære Periode, der begyndte for ca. 2,6 mio. år siden. (Håkansson & Schack Pedersen, 1992)

Figur 77 viser en principskitse for grundvandsdannelse og -strømning samt forskellige magasintyper. Grundvandsmagasiner kan opdeles i frie, spændte eller artesiske. Frie grundvandsmagasiner er karakteriseret ved, at der over grundvandsspejlet findes en umættet zone, som normalt er i direkte kontakt med atmosfæren via luften i den umættede zone. Frie grundvandsmagasiner findes i sandlag i store dele af Jylland, og i kalkmagasiner eksempelvis ved Aalborg, på Djursland, på Stevns og Møn. Grundvandet i frie grundvandsmagasiner er ofte relativt ungt. Der kan dog forekomme relativt gammelt grundvand i frie magasiner, hvor der er opadrettede hydrauliske gradienter fx tæt på åer. Grundvandet i frie magasiner er ofte relativt sårbart over for påvirkninger fra terræn, da der ikke er overliggende, beskyttede lerlag, som ved spændte magasiner.

Spændte grundvandsmagasiner er højpermeable vandførende aflejringer, der ligger under lavpermeable geologiske lag, se det regionale grundvandsmagasin på Figur 77. Når grundvandsmagasiner er spændte, vil grundvandsstanden i borer 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 77. Konceptuel figur over grundvandets strømningmønster. Frie grundvandsmagasiner med dominerende lokal grundvandsstrømning og spændte grundvandsmagasiner med regionale grundvandsstrømninger.

Figur 77 viser områder med nedadrettet hydraulisk gradient (grundvandsdannelse) og områder med opadrettet gradient (grundvandsudsivning) mod åen.

### 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.

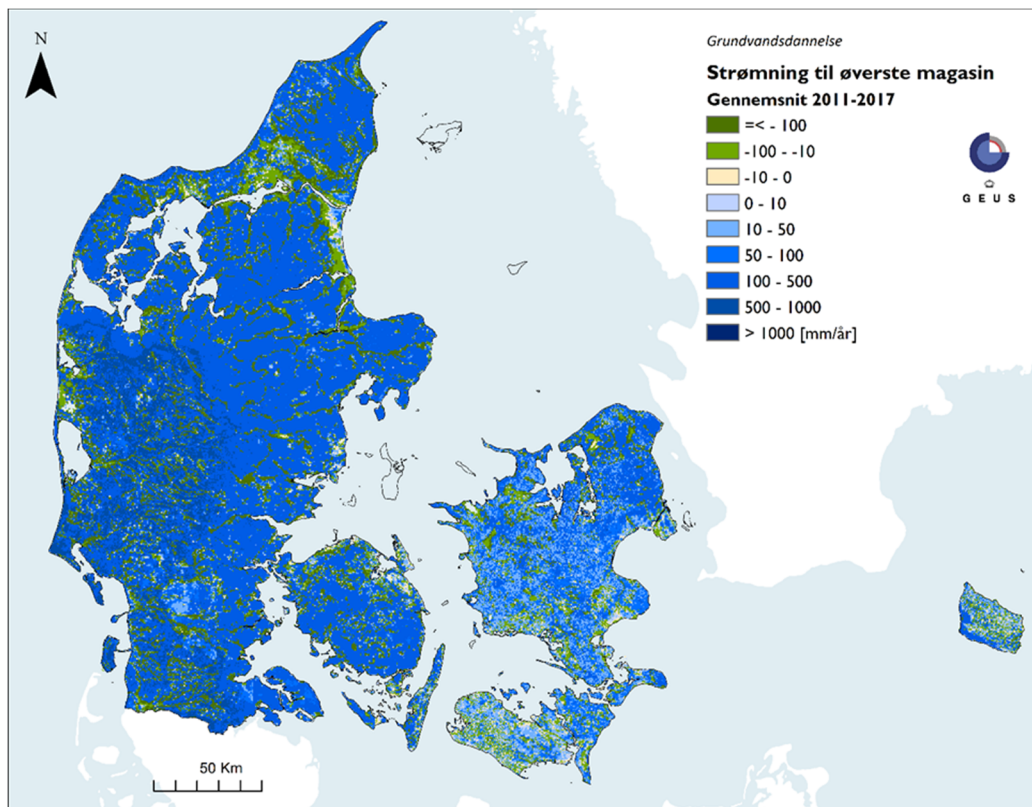
Grundvandets strømning i undergrunden er betinget af fordelingen af vandets hydrauliske potentiale, der udtrykker grundvandets energitilstand. Grundvandets energi er givet ved summen af den potentielle energi og vandets tryk. Grundvandet strømmer fra områder med højt hydraulisk potentiale til områder med lavere hydraulisk potentiale.

Grundvandets konkrete, detaljerede strømningmønster påvirkes af de geologiske lags rumlige udbredelse. Derfor er det vigtigt at kende grundvandsmagasinerne geologiske opbygning, hvis man skal kunne forudsige grundvandets strømningmønster.

### 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 78 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 mellem 500 og 1.000 mm/år. På Fyn og Sjælland er grundvandsdannelsen meget mindre, typisk 10-100 mm/år. I hele landet viser beregningerne udsivning (grøn farve) langs store dele af kysten og under åerne. I disse områder er der ingen grundvandsdannelse,



Figur 78. Grundvandsdannelsen i Danmark 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.

### Grundvandsdannelse og mængden af grundvand

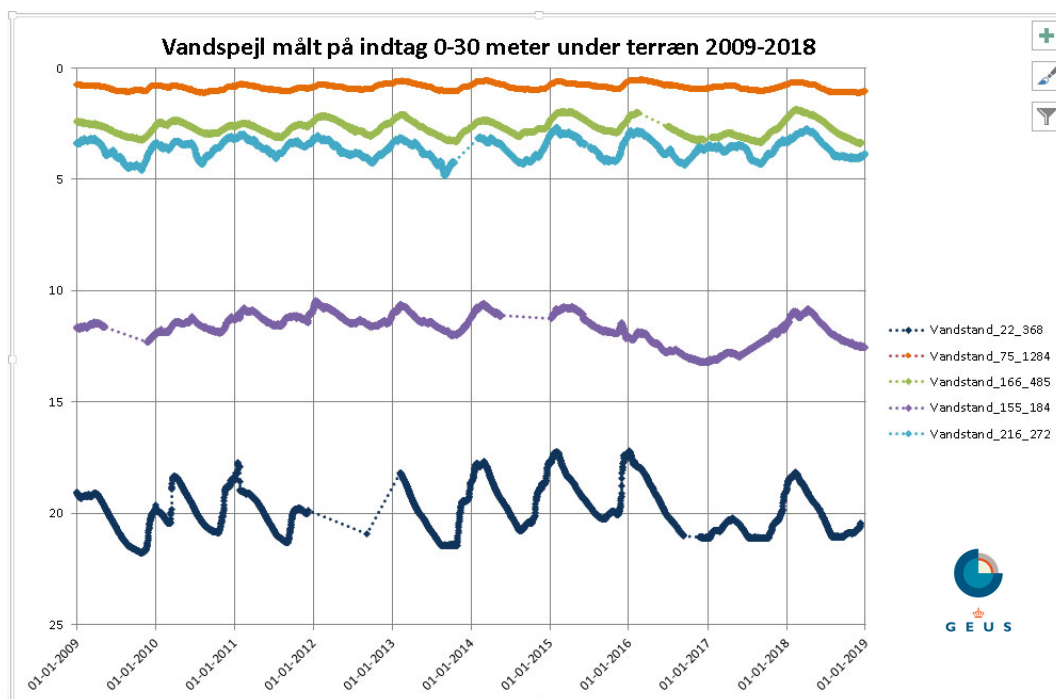
Mængden af grundvand i grundvandsmagasinerne, og dermed trykforholdene og grundvandsspejlets beliggenhed, afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen og mængden af oppumpet grundvand.

Nedbøren varierer dog ganske meget både fra år til år og fra sted til sted. I gennemsnit regner det mest i Midtjylland og mindst i Kattegatregionen og omkring Storebælt.

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 78. 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 grundvandspejlet. Under grundvandspejlet er der vandmættede forhold (grundvand), hvilket betyder, at der ikke længere er luft mellem kornene. Måling af grundvandspejlets 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 forårmånederne fulgt af større månedsnedbør gennem sommeren, efteråret og den først del af vinteren, (DMI-hjemmesiden). I sommerhalvåret er fordamningen 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 79.

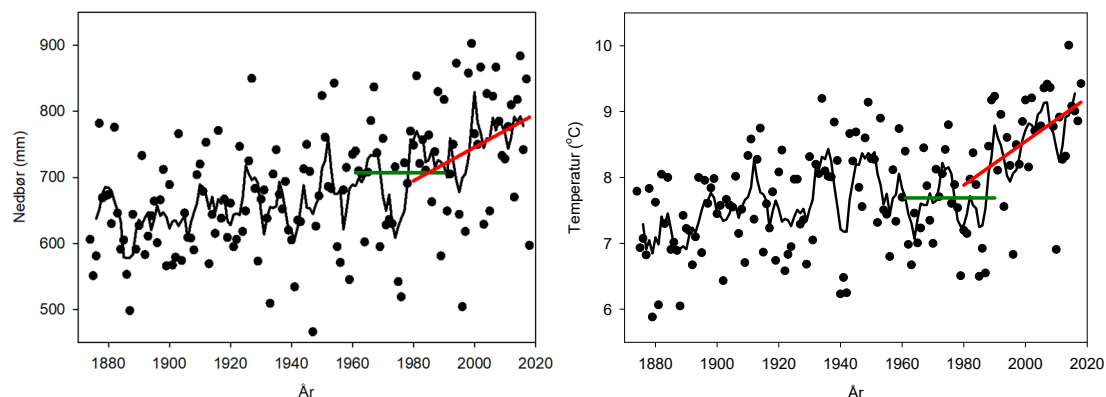




Figur 79. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) i udvalgte regionale borer, 2009-2018. Af kurverne ses tydelige årstidsvariationer i vandstanden på op til mere end 3 m.

For Danmarks vedkommende er årsnedbøren steget med ca 100 mm over de seneste 50 år, se Figur 80 til venstre. Ændringen er næste udelukkende sket i vinterhalvåret, hvor fordampningen er mindst og grundvandsdannelsen størst. (Olesen, J.E., 2019). Dette kan i et vist omfang ses 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 normalklimatepioner; fra 712 mm i perioden 1961-1990 til 745 mm i perioden 1991-2015, med betydelige regionale variationer (DMI hjemmeside). Denne udvikling er sket parallelt med at den årlige middeltemperatur i Danmark er steget 1,5 °C, se Figur 80 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 80. 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 sedimentter 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.

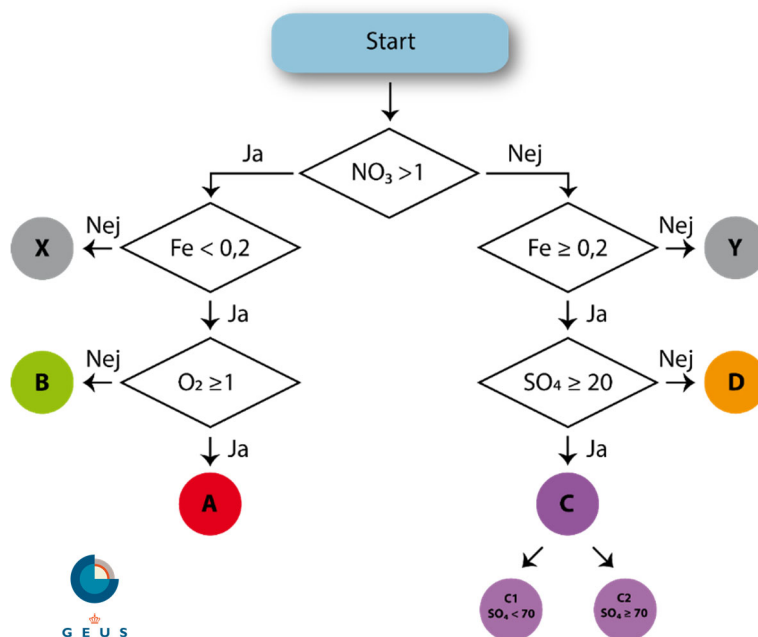
Successivt reduceres grundvandets indhold af ilt, nitrat og sulfat under dannelse af en række karakteristiske geokemiske miljøer. Dette kan forsimples til to hovedtyper af geokemiske miljøer i grundvandszonen, det oxiderede og det reducerede. I det oxiderede miljø kan grundvandet indeholde nitrat og ilt, mens det reducerede miljø er nitratfrit, men indeholder opløst jern og mangan. Det betyder i praksis, at nitrat i grundvandet reduceres i en vis dybde, mens sedimentets nitratreduktionskapacitet langsomt opbruges.

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

I de tilfælde, hvor der er kemisk ligevægt, vil nitratfronten og redoxfronten være sammenfaldende. Kemisk uligevægt kan dog forekomme, og her vil nitratfronten og redoxfronten ikke være sammenfaldende. Denne situation kan forekomme, når grundvandets strømningshastighed er større end reaktionshastigheden ved redoxfronten.

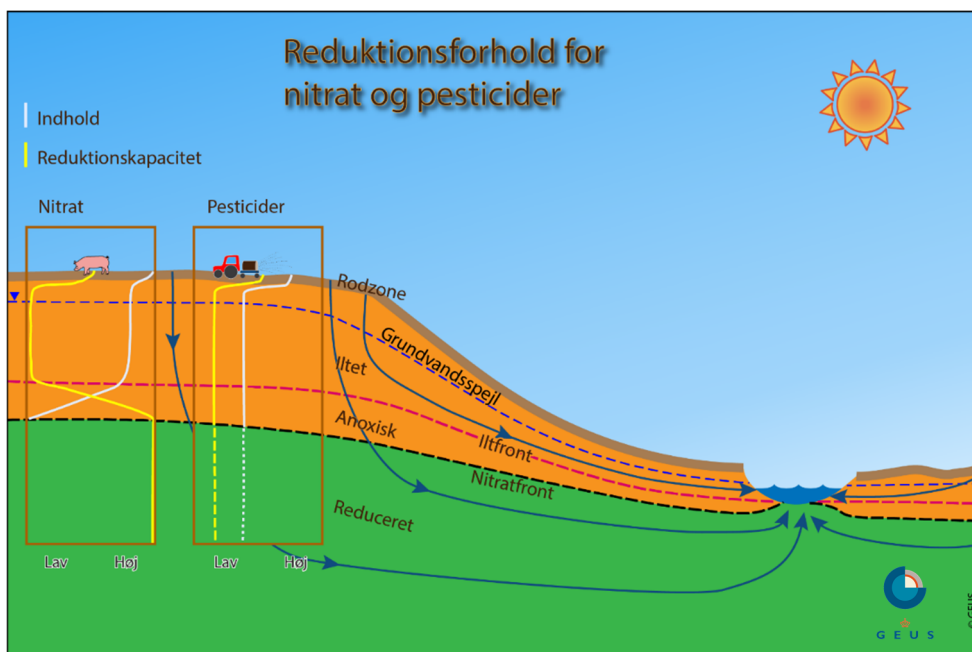
Figur 81 viser et eksempel på en algoritme til at fastlægge grundvandets redoxforhold, gennem en opdeling i fire vandtyper (A, B, C og D) ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat (Hansen og Thorling, 2018). I kapitel 4 er denne algoritme anvendt til en generel fastlæggelse af grundvandets redoxforhold. Andre algoritmer anvendes, hvis der fx er prøvetagningstekniske problemer (ilt i LOOP-boringer) eller færre tilgængelige parametre.





Figur 81. 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 støt-teparametre eller, at der er tale om en prøve med blandingsvand (Hansen og Thorling, 2018).

Figur 82 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.



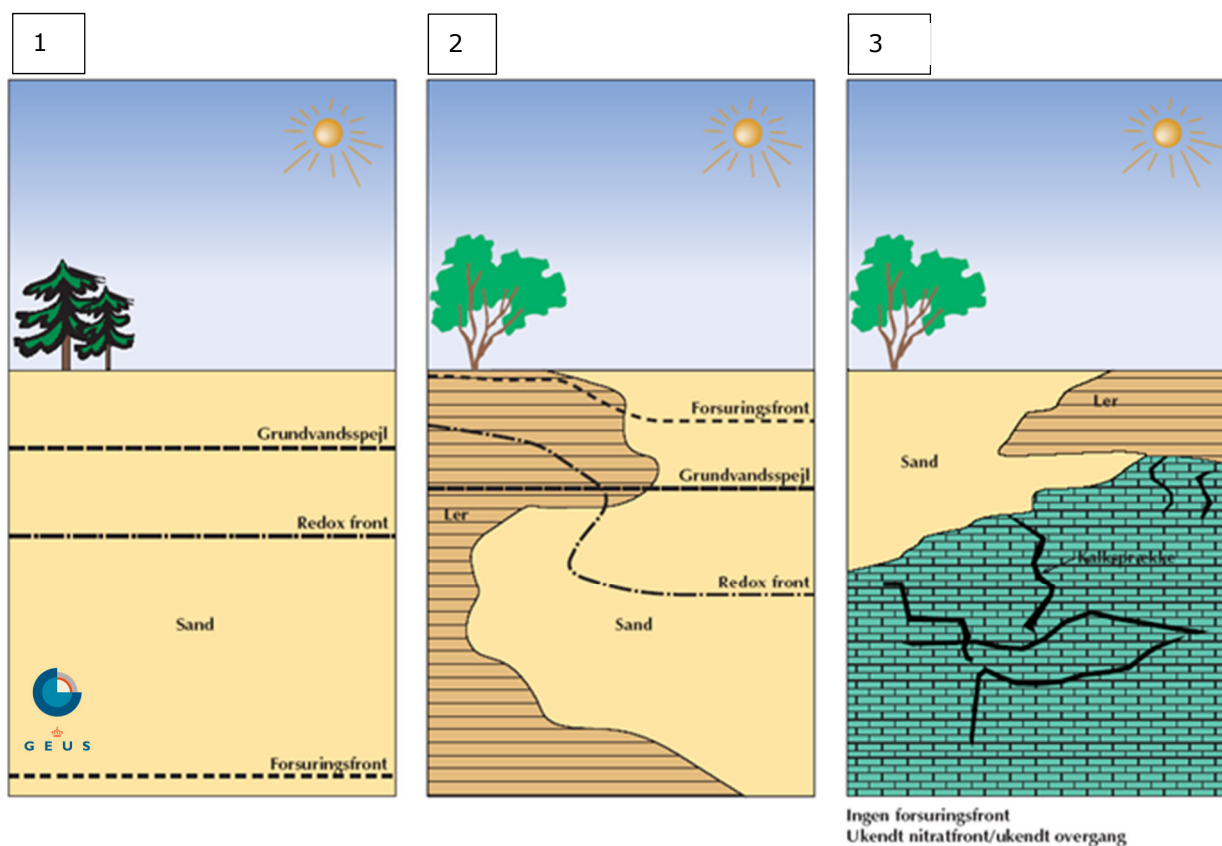
Figur 82. Principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring til et vandløb, og udbredelse og reduktionsforhold af nitrat og pesticider i undergrunden. De lysegrå grafer i boksene viser koncentrationer af nitrat og pesticider, mens gule grafer viser potentialet for reduktion af stofferne. Forløbet af pesticidkurven skal illustrere, at i grundvandet nedbrydes nogle pesticider bedst i et reduceret miljø, mens andre nedbrydes bedst i et iltet miljø.

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.

### Typiske konceptuelle modeller for geologi og geokemi

Figur 83 viser eksempler på forskellige geologiske miljøer. I Vestjylland (1) er kalkindholdet i sandlagene ofte lavt, og forsuringsfronten kan ligge dybt i magasinerne, mens redoxfronten som regel ligger højere. Afhængig af strømningsmønstret vil redoxfronten kunne ligge mange meter under grundvandspejlet. 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 grundvandspejlet. 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 83. Principskitse over beliggenheden af forsuringfronten 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 76), hvor sprækkedannelser gør fastlæggelse af nitratfronten i selve kalklagene svær at forudsige. Bemærk, at forsuringfronten 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 dannelsesetidspunktet 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.

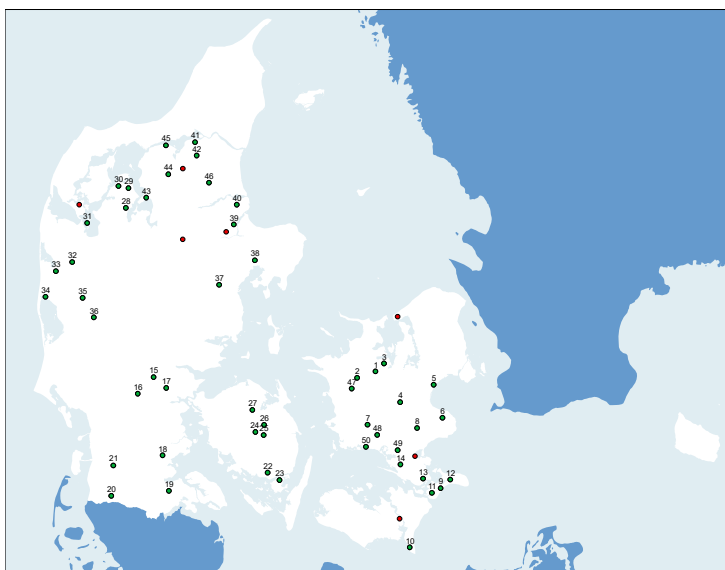
Opholdstiden dækker over det forhold, at alderen af det vand, der er i et indtag, har en given aldersfordeling, idet vandet i et indtag på fx 1 m længde repræsenterer flere års nedbør. Jo kortere indtag og jo mere homogen geologi, jo smallere vil aldersfordelingen almindeligvis være. Samtidig kan de 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 kapitel 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 84 (Albers, 2019).



Figur 84. 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  $^4\text{He}$ -indholdet så stort i én prøve, at det ikke var muligt at bestemme  $^3\text{He}$  ordenligt. Sammenlagt var der  $^3\text{H}$ -data for alle 47 prøver og brugbare tritiogen- $^3\text{He}$ -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 86. De metodiske forudsætninger for grundvandets datering kan findes i (Laier, 2014, 2014a, Thorling mfl. 2015a og Albers 2019).

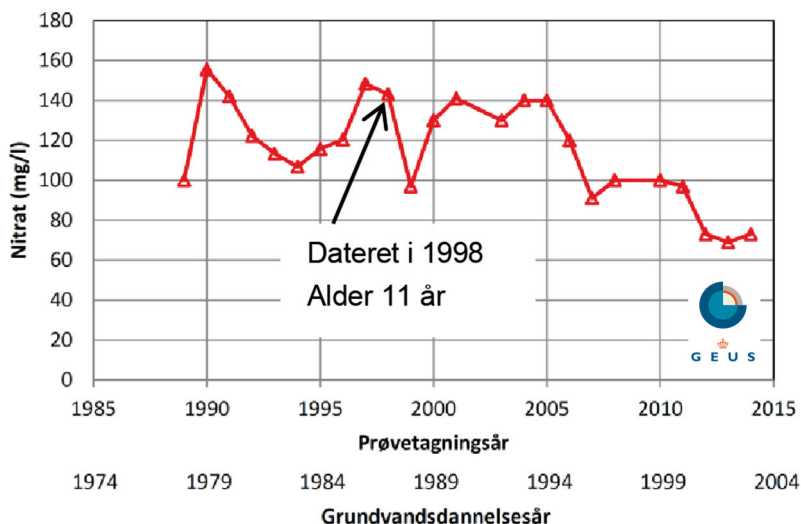
### Opholdstiden for det overvågede grundvand.

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:

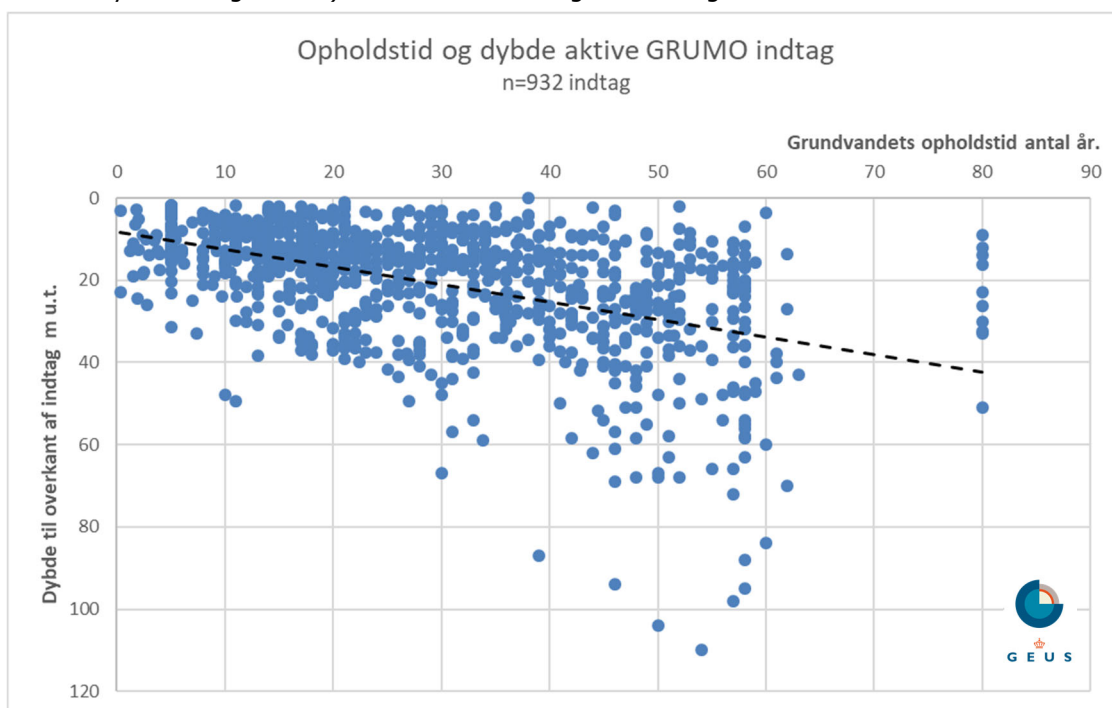
$$\text{Grundvandsdannelsesåret} = \text{Prøvetagningsåret} - \text{grundvandets alder}$$

Figur 85 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 85. Eksempel på beregning af grundvandsdannelsesåret for en tidsserie af gennemsnitlige årlige nitratværdier fra et indtag (DGU nr. 131.1052) placeret i iltholdigt grundvand.

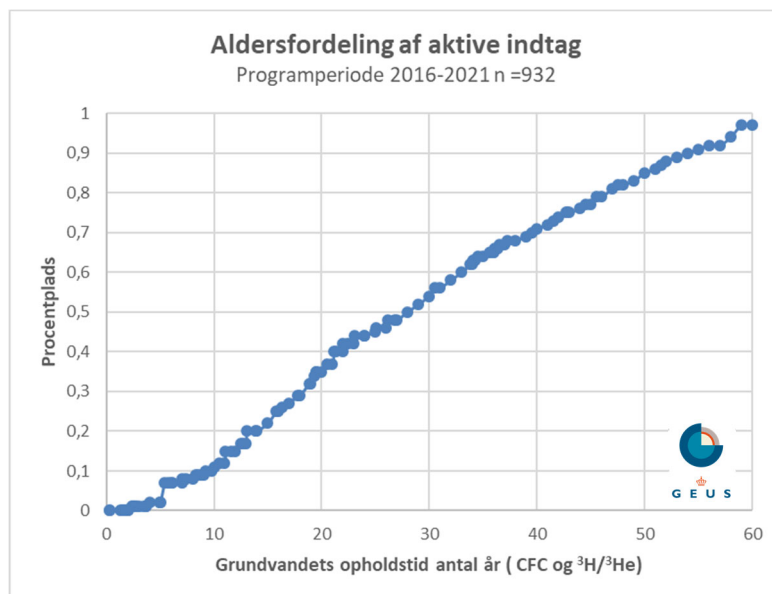
Figur 86 viser grundvandets opholdstid som funktion af dybden for 932 daterede ud af 1.426 aktive indtag i GRUMO-programmet, svarende til ca. 65 %. Det fremgår af figuren, at der i de øverste 40 m optræder grundvand med meget forskelligt dannelses-tidspunkt og dermed opholdstid, og at der i de øverste 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 86, 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 terræn, se Figur 78. 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 86. 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 87 viser aldersfordelingen for de 932 daterede indtag ud af 1.426 aktive GRIMO-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 87. 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 da ofte er ældre over den øvre detektionsgrænse.

## Referencer: Grundvands strømning og alder

### Diverse referencer

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.

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelsen fra GEUS. [http://www.ge-ovejledning.dk/2018\\_2/](http://www.ge-ovejledning.dk/2018_2/)

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.

Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvarter 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> (11.01.2019)

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](http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf) (11.01.2019)

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. [www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf](http://www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf) (11.01.2019)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernsten, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. [www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf](http://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf) (11.01.2019)

### Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (11.01.2019)

DMI hjemmeside: [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk) (11.01.2019)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (11.01.2019)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/laering-om-geologi/viden-om/viden-om-grundvand/vandets-kredsløb/> (11.01.2019)