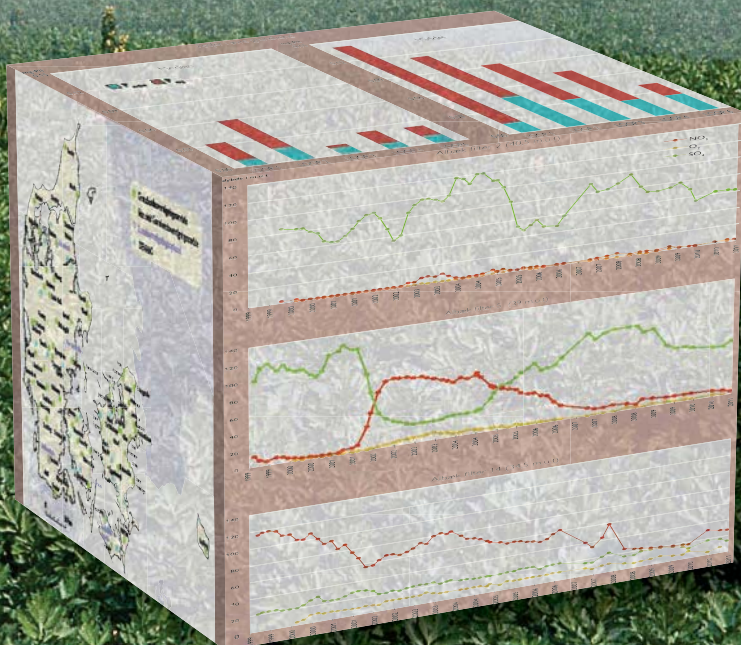


GRUNDVANDSOVERVÅGNING 2011



DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER FOR DANMARK OG GRØNLAND
KLIMA-, ENERGI-, OG BYGNINGSMINISTERIET

Grundvand

Status og udvikling 1989 – 2010

GEUS 2011

Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling

Birgitte Hansen

Carsten Langtofte

Walter Brusch

Rasmus Rønde Møller

Susie Mielby

Anker Laier Højberg

Tegninger: Forfatterne og Kristian A. Rasmussen

Dato 1. december 2011

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

Forord

Denne rapportering om grundvandets tilstand og udvikling er baseret på data indsamlet af miljøcentrene (og før 2007 amterne) i perioden 1989 til 2010, som led i den nationale grundvandsovervågning (GRUMO) og landovervågning (LOOP). Fra de almene vandværker præsenteres data fra egenkontrollen af indvindingsboringeres vandkvalitet. Der er ligeledes i et vist omfang inddraget kemiske analyser af grundvandet fra andre grundvandsundersøgelser, fx i forbindelse med kortlægningen af grundvandet i områder med særlige drikkevandsinteresser. Fra alle indvindere af grundvand, vandværker, industrier, markvandre mv. anvendes de indberettede oplysninger om indvindingens størrelse.

Data er præsenteret med en række enkle indikatorer, der hvert år opdateres i den løbende rapportering. Med udgangspunkt heri præsenteres supplerende resultater og konklusioner. Derudover kan der være en uddybende datapræsentation i varierende omfang, typisk i form af et tema. I år er det uddybende tema indbygget i kapitlet om pesticider.

Omfanget af analyseprogrammet for grundvandsovervågningen er fastlagt i rapporten 'NO-VANA' – det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen' (DMU 2007).

Målgrupperne for denne rapportering er Regeringen, Folketinget og offentligheden samt de involverede aktører i overvågningen, herunder Naturstyrelsen, Miljøstyrelsen, kommuner, vandforsyninger og Århus Universitet (DMU). Rapporten udkommer alene elektronisk på GEUS' hjemmeside www.geus.dk, hvorfra man kan printe en samlet rapport til eget brug.

Rapporten bygger på en række afsnit fra medarbejdere ved GEUS, der har de pågældende fagområder som deres arbejdsområde:

| | |
|-------------------------------------|-----------------------------------|
| Grundvandets hovedbestanddele | Birgitte Hansen og Lærke Thorling |
| Uorganiske sporstoffer | Carsten Langtofte |
| Organiske mikroforureninger | Carsten Langtofte |
| Pesticider og nedbrydningsprodukter | Walter Brusch |
| Vandindvinding | Rasmus Rønde Møller |
| Det nationale pejleprogram | Susie Mielby |
| Hydrologisk modellering | Anker Lajer Højberg |

Projektgruppen, der står bag databearbejdning og præsentation, består endvidere af Brian Sørensen, Kristian A. Rasmussen og Richard Thomsen.

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 eller ved en henvisning til denne rapport:

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.

Denne rapport har ISBN 978-87-7871-324-7

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----|
| Forord | 2 |
| 1 Sammenfatning | 4 |
| 1 English Summary | 9 |
| 2 Indledning | 14 |
| 3 Grundvandets alder | 21 |
| 4 Hovedbestanddele..... | 24 |
| Nitrat i grundvand..... | 24 |
| Nitrat, vandværkernes kontrol af indvindingsboringer | 34 |
| Vandmiljøhandlingsplanernes effekt på grundvandets nitratindhold | 36 |
| Tidsmæssige variationer i redoxzonernes dybde og tykkelse | 38 |
| Fosfor i grundvand | 54 |
| Fosforindhold i vandværkernes indvindingsboringer | 55 |
| Udviklingen og tilstand for fosfor i øvre terrænnært grundvand (LOOP)..... | 57 |
| 5 Uorganiske sporstoffer | 62 |
| Grundvandsovervågning..... | 65 |
| Vandværkernes egenkontrol..... | 68 |
| 6 Organiske mikroforureninger | 71 |
| Grundvandsovervågning..... | 73 |
| Vandværkernes egenkontrol af indvindingsboringer | 80 |
| 7 Pesticider..... | 84 |
| Grundvandsovervågning..... | 86 |
| Vandværkernes kontrol af indvindingsboringer | 98 |
| Pesticider fundet ved forskellige typer af overvågninger af grundvandet..... | 105 |
| 8 Vandindvinding | 110 |
| 9 Det Nationale Pejleprogram | 121 |
| 10 Hydrologisk modellering og vandressourcevurdering | 133 |
| 11 Referencer | 134 |

1 Sammenfatning

Overvågningen af grundvandet og det øvrige vandmiljø har nu fundet sted i godt 20 år, med systematisk dataindsamling og rapportering siden 1989. Indholdet af overvågningsprogrammet præsenteres i kap 2. Dette års rapport rapporterer resultaterne for perioden 1989-2010.

Nitrat

For at vurdere effekten på grundvandets nitratindhold som følge af implementeringen af Vandmiljøplanen i 1987 og de efterfølgende vandplaner og miljøreguleringer må man se på det yngste iltede grundvand. Der blev i rapportering for 2009 (Thorling mfl., 2010b) gennemført en statistisk analyse af den tidlige udvikling i de enkelte indtag med iltet grundvand i grundvandsovervågningen (GRUMO). I omkring 44 % af det yngste (0-15 år) iltede grundvand er der en signifikant faldende tendens i nitratindholdet, mens kun omkring 9 % af det ældre (25-50 år) iltede grundvand oplever en tilsvarende signifikant faldende tendens. Samtidig er det vigtigt at pointere, at der stadig er mange overvågningsindtag i GRUMO, placeret i iltet grundvand, hvor der er en signifikant stigende tendens i nitratindholdet. Specielt i det ældre iltede grundvand har 64 % af indtagene signifikant stigende nitratindhold. Generelt viser de statistiske analyser af de sidste 20 års overvågningsdata, at nitratindholdet i det danske grundvand overordnet set er faldende i det yngste grundvand, hvilket er i overensstemmelse med udviklingen i kvælstofoverskuddet i dansk landbrug og overvågningsprogrammets målinger af nitratudvaskningen og nitrattransporten i vandløb.

Det konkluderes således, at det overordnet set ser ud til at gå den rigtige vej med hensyn til at nedbringe nitratindholdet i grundvandet, men at der flere steder fortsat kan konstateres stigninger, herunder også i det helt unge grundvand dannet efter vandmiljøplanernes ikrafttræden.

Kun få af vandværkernes indvindingsboringer har et nitratindhold over drikkevandskvalitetskravet. Dette kan bl.a. skyldes, at den forurenede del af grundvandet fravælges, idet boringer med et for højt nitratindhold lukkes og erstattes af dybere boringer. Kommunerne har indtil 2010 sendt indberetninger om lukningsårsager efter jordforureningsloven til Miljøstyrelsen, der er afrapporteret i forbindelse med punktkilde rapporteringen (MST, 2010).

Nitrat begrænser omfanget af den anvendelige drikkevandsressource, mens kun ganske få forbrugere i dag udsættes for høje nitratindhold i drikkevandet. Omvendt er overfladevand og natur stadig påvirket idet der fortsat er et højt nitratindhold mange steder i det øvre grundvand, også selv om der de senere år er konstateret et overordnet fald i nitratkoncentrationerne i forhold til, da belastningen var størst. Der henvises her til overvågningsrapporterne fra DCE for natur og overfladevand.

[\(http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/\)](http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/)

Grundvandsovervågning i Landovervågningsområderne (LOOP)

I landovervågningsoplandene overvåges det allerøverste grundvand 1-6 m.u.t. I sidste års rapportering (Grant m.fl., 2010) blev der udført en statistisk analyse af trenden for nitrat i det øvre grundvand for perioden 1990 til 2009, som viste et signifikant fald i nitratindholdet for 59 % af filtrene. Men der var også filtre i det øvre grundvand (ca. 13 %) i landovervågningsoplandene, hvor nitratindholdet var signifikant stigende.

Der er i det forløbne år gennemført en faglig vurdering af stationsnettet for grundvandsdelen af LOOP. Det konkluderes, at der bl.a. er brug for en optimering af feltarbejdet, således at det kan vurderes, hvilke borerer der er egnede til overvågning af nitratudvaskningen til grundvandet. Som det er nu, indgår der en del borerer med nitratreducerende forhold, der ikke afspejler kvælstofpåvirkningen fra landbruget.

Uorganiske sporstoffer

En række uorganiske sporstoffer optræder i dansk grundvand i koncentrationer over drikkevandskvalitetskravene. En del af disse koncentrationer er naturligt forekommende, mens andre skyldes påvirkninger fra samfundsmæssige aktiviteter. I indvindingsboringer er der fundet overskridelser for arsen i 169 borerer og for nikkel i 45 borerer, mens der kun er få overskridelser for bor, barium og aluminium. Arsen og nikkel kan fjernes helt eller delvist ved vandbehandlingen, således der i langt mindre omfang findes overskridelser i det drikkevand, der leveres til forbrugerne.

I sandede borerer med frit vandspejl ses forhøjede koncentrationer af sporstofferne, aluminium, nikkel, bly og kobber i overvågningsboringerne i det øvre grundvand. Data stammer alle fra borerer, hvor der ikke er kendte punktfureninger.

Organiske mikroforeureninger

Sammenfattende for såvel grundvandsovervågningen som vandværkernes boringskontrol viser de mange fund af organiske mikroforeureninger, at der i et moderne industrialiseret samfund med en bred anvendelse af miljøfremmede stoffer ofte forekommer spild af mindre mængder, som kan påvirke i grundvandet, uden at det er muligt efterfølgende at fastslå beligheden af kilden. Samlet set er data især præget af lave koncentrationer, få genfund eller genfund over en kortere årrække.

Omvendt viser eksempler med langvarige overskridelser af drikkevandskvalitetskravene i boringskontrollen, at når en massiv foreurening først er etableret, varer det meget længe, inden den forsvinder igen, og den kan trænge dybt ned i det, der ellers betragtes som en reserve af rent grundvand.

"Renseri-stofferne" trikloretylen og tetrakloretylen og deres nedbrydningsprodukter udgør fortsat et problem for vandværkerne i en lang række kommuner. På samme måde præger følger virkningerne af den samfundsmæssige brug af benzin og olie-relaterede stoffer grundvandskvalitet i vandværkernes indvindingsboringer i en lang række kommuner. (MST, 2010)

Pesticider i grundvandsovervågningen

Der findes stadig en betydelig udbredelse af pesticider i grundvandet. I 2010 blev der i grundvandsovervågningen fundet pesticider i 44 % af indtagene, mens drikkevandskvalitetskravet på 0,1 µg/l var overskredet i 15 % af indtagene. Særligt de øvre grundvandsmagasiner er præget af pesticider og nedbrydningsprodukter fra disse, mens pesticidindholdet i det mere dybtliggende og ældre grundvand er væsentligt mindre.

Pesticider kan inddeles tre grupper: godkendte, regulerede og forbudte. De regulerede er i denne sammenhæng stoffer, hvor der er indført begrænsninger på anvendelsen af hensyn til grundvandet.

I 2010 blev der fundet godkendte stoffer i 2 % af borerne, mens stoffer pålagt restriktioner blev fundet i 7 % og forbudte stoffer i 35 %. Pesticidanalyserne for de sidste 4 år viser, at ca. 1/4 af fundene skyldes godkendte og regulerede stoffer, mens ca. 3/4 stammer fra forbudte stoffer. I samme 4-års periode er der fundet godkendte stoffer i 7 % af de undersøgte indtag, mens der er fundet regulerede pesticider eller nedbrydnings produkter fra disse i 8 % af indtagene. I 31 % af indtagene blev der fundet forbudte pesticider eller nedbrydningsprodukter.

Hyppigheden af fund af godkendte stoffer faldt i 2010, fordi der ikke blev fundet så mange indtag med glyphosat og AMPA, der er de to eneste godkendte stoffer, der indgår i analyseprogrammet. Fundhyppigheden af Glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA ligger i 2010 på 1,5 % og 0,4 % (hhv. 0,6 og 0,2 % over grænseværdien), hvilket er samme niveau som tidligere i grundvandsovervågningen. Der er dog endnu ikke foretaget genanalyser i 2010 i alle de indtag, hvor der blev fundet glyphosat eller AMPA i 2009. Den gennemsnitlige koncentration af glyphosat og AMPA har i de sidste 5 år vist en svagt stigende tendens i prøver med fund.

Gennemsnitskoncentrationen for prøver med fund af de to forbudte stoffer, BAM og DEIA er faldet gennem de sidste 15 år, mens gennemsnitskoncentrationen for de to regulerede stoffer, dichlorprop og bentazon, henholdsvis falder og stiger i samme periode.

Pesticider i vandværkernes boringskontrol

I vandværkerne er mange års faldende pesticidindhold i råvandet ophørt. I 2010 blev der fundet pesticider i 25 % af de undersøgte aktive indvindingsboringer, mens kvalitetskravet på 0,1 µg/l for enkeltstoffer var overskredet i 4,5 % af borerne. Resultatet kan sammenlignes med fundene i årene omkring 2004, hvor fundene nåede op på 26 % med 4,5 % over grænseværdien. Glyphosat er kun analyseret i få indvindingsboringer i 2010 og stoffer er ikke fundet i aktive vandværksboringer.

Der er i 2011 gennemført en revision af analyseprogrammet for boringskontrollen. Det nye program skal anvendes af vandværkerne fra 2012, når vand fra indvindingsboringer analyseres. Dette program omfatter en del nye stoffer, som er fundet i grundvandsovervågningen, og det må derfor forventes, at nogle indvindingsboringer kan indeholde disse stoffer.

De større vandværker indvinder ofte grundvand fra dybereliggende magasiner med ældre grundvand. Det er derfor af afgørende betydning for fremtidens indvinding af drikkevand, om forureningen i de højtliggende grundvandsmagasiner omsættes eller bindes til jordlagene, før grundvandet når de magasiner, hvorfra der i dag indvindes upåvirket grundvand.

Som tidligere findes der flest pesticider i aktive vandværksboringer på lerede jorder og omkring de større byer, hvor især BAM er påvist.

Vandindvinding

Der er iagttaget en meget ujævn indberetning af data fra kommunerne de senere år, hvilket giver et mangelfuldt datasæt. Der er dog på flere områder sket væsentlige forbedringer, skønt 8 kommuner stadig helt mangler at indberette data fra et eller flere år.

Overordnet ser det ud til, at der de seneste 5-10 år har været en stabil/let faldende indvinding til de almene vandforsyninger, mens der tidligere gennem 1990'erne var et fald på omkring 30 % i de almene vandforsyningers indvindinger af grundvand.

Af de indberettede data fremgår det, at der de senere år har været en stigning i markvandingen, der formentlig hænger sammen med de særligt tørre forår og forsomre. Noget af variationerne mellem årene kan knyttes til vandingsbehovet.

Det Nationale pejleprogram

I 2007 blev der etableret et nationalt pejleprogram med det formål at overvåge grundvandets kvantitative tilstand. Dette muliggør på national skala en overvågning af ændringer i grundvandsstanden forårsaget af klimaændringer eller ændringer i vandindvindingen. Flere af de udpegede pejleboringer havde allerede i mange år bidraget med pejlinger til lokale eller regionale pejleprogrammer, og derfor er det muligt at præsentere tidsserier for de sidste 40 år eller mere i såvel terrænnære, regionale som dybe grundvandsforekomster.

For at kunne anvende pejeserierne er det nødvendigt med tidsserier af god kvalitet. Årets rapportering har således koncentreret sig om vurdering af kvaliteten og indholdet af de enkelte pejeserier med henblik på dels forbedring af datamaterialet, dels udsortering af repræsentative tidsserier på landsplan.

Den nationale vandressource model (DK-model)

Et af formålene med den nationale vandressource model er at kunne lave nationale og regionale vurderinger af vandbalancen bl.a. til brug for vandplanerne. DK-modellen blev opdateret til den nuværende version (DK-model2009) under NOVANA programmet 2004 – 2009. Under revisionen af overvågningsprogrammet er der lagt op til en styrkelse af modelleringen indenfor NOVANA, ligesom der er påpeget et behov for en koordinering af data og viden oparbejdet indenfor hhv. overvågningen og forvaltningen, bl.a. ved at anvende samme modelværktøjer for de to opgavetyper. I forbindelse med revisionsprocessen er der opstillet en prioriteret modelstrategi, indenfor hvilken der er planlagt et udbud for modelleringsdelen. Dette udbud er ikke formuleret i skrivende stund, og modellering med DK-modellen indgår p.t. ikke i overvågningsprogrammet 2011 – 2015.

For at opnå en optimal anvendelse af DK-modellen i næste vandplansperiode er det imidlertid nødvendigt at påbegynde den påkrævede opdatering og forbedring af DK-modellen samt udvikling af modelbaserede metoder og principper hurtigst muligt. Som fundament for denne videre udvikling er der i 2010 udført nogle indledende analyser med modellen. Dette arbejde er udført i projektet "Udvikling af principper og metodikker til forbedring af DK-model".

Datagrundlag

Rapporteringen omfatter kemiske analyser, pejledata for grundvandet og oplysninger om op-pumpede vandmængder fra grundvand og overfladevand. Data fra Det Nationale Vand og Natur overvågningsprogram (NOVANA), består af kemiske analyser fra grundvands-overvågningsprogrammet og det nationale pejlenet (GRUMO) og grundvandsdelen af Land-overvågningsprogrammet (LOOP). Så godt som alle NOVANAdata er korrekt og rettidigt indberettet til JUPITER databasen. Dog mangler der ca. 50 % af data fra LOOP 6 på grund af tekniske problemer med prøvetagningen i 2010.

Der er i det forløbne år sket markante forbedringer på mængden af pejledata fra overvågningsprogrammet, der er tilgængelige i JUPITER. Der resterer dog fortsat et vist arbejde med at få indlæst alle overvågningsprogrammets pejledata, især fra dataloggere til JUPITER, samt at få gennemført de nødvendige rettelser af data.

Alle relevante data om grundvand og drikkevand skal være tilgængelige i den fællesoffentlige database JUPITER. Kommunernes opdatering af vandværkernes oppumpede vandmængder er stadig ikke helt dækkende, skønt de fleste kommuner nu indberetter data. Der er ikke noget sted i Danmark et samlet overblik over, hvor mange og hvilke vandværker og indvindingsboringer, der er aktive. Dette medfører en række problemer for såvel datahåndteringen som rapporteringen, herunder hvilke svar overvågningen kan give om kvalitet og kvantitet af det vand, der anvendes til vandforsyning. For det landsdækkende billede vurderes det, at der fra enkelte kommuners side siden kommunalreformen har været en ujævn indberetning af data fra såvel vandværker som andre indvindere. Der er fortsat et betydeligt behov for, at kommunerne kvalitetssikrer og retter op i data tilbage til 2006. Derudover er der fundet fejlindberetninger af især anvendelsen af overfladevand i dambrug.

Alle data er tilgængelige på GEUS' hjemmeside.

1 English Summary

Monitoring of the groundwater and the remaining aquatic environment has now been in place in Denmark for a period exceeding 20 years. As from 1989, such monitoring has included systematic data collection and reporting. The Monitoring Programme is presented in Chapter 2. This year's report presents results from the 1989-2010-period.

Nitrate

The most recently formed oxic groundwater needs to be analysed to assess the effects on groundwater nitrate concentration associated with the implementation of the 1987 Water Action Plan and subsequent water action plans and other environmental regulation initiatives. The 2009 report (Thorling et al., 2010b) included a statistical analysis of the development over time in all oxic groundwater monitoring points comprised by the groundwater monitoring initiative (GRUMO). Approx. 44% of the most younger (0-15 years) oxic groundwater shows a significant decrease in nitrate content over time, while only approx. 9% of the older (25-50 years) oxic groundwater follows such decreasing trend. It should also be stressed that many GRUMO monitoring points are located in oxic groundwater in which has seen a significant increase in nitrate content. Specifically, in a total of 64% of the older oxic groundwater monitoring points, an increase in nitrate content was observed. Generally, the statistical analyses of the past 20 years of monitoring data show that the nitrate content in younger Danish groundwater is decreasing. This is in line with the development in nitrogen surplus observed in Danish agriculture and with NOVANA measurements of nitrate leaching and nitrate transport in water courses.

In conclusion, the overall trend with regard to reducing the groundwater nitrate content is positive, but several locations still record increases, including some of the most recently created groundwater which was formed after the implementation of the water action plans.

Only a limited number of the water works' abstraction wells comply with the nitrate threshold values stipulated in the drinking water quality requirement.

This is because the contaminated part of the groundwater is excluded because wells with an excessive nitrate content are closed and replaced by deeper wells. However, there is no comprehensive national overview of the causes why abstraction wells are closed. Up to 2010, Danish municipalities have reported well closure causes to the Danish Environmental Protection Agency in pursuance of the Soil Contamination Act, and reports have been published in connection with the point source reporting (MST, 2010).

Nitrate thus diminishes the available drinking water resource, but only a limited number of consumers are currently exposed to high drinking water nitrate content. Nevertheless, the surface water and nature remain exposed, as a high level of nitrate is still widely observed in the upper groundwater despite that recent years have seen an overall decrease in nitrate concentrations compared with previous years' peak loads. Reference is made here to the monitoring reports from the DCE on nature and surface water.

[http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National naturbeskyttelse/Overvaagning af vand og natur/](http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/)

Groundwater monitoring in agricultural catchment monitoring areas (LOOP)

The uppermost groundwater layer, 1-6 metres below surface, is monitored via the agricultural catchment monitoring areas. Last year's report (Grant et al., 2010) included a statistical analysis of the nitrate trend in upper groundwater covering the 1990-2009-period. Results demonstrated a significant decrease in nitrate content for 59% of filters. But there were also upper groundwater filters (approx. 13%) in agricultural catchment monitoring areas, where the nitrate content had increased significantly.

During the past year, a technical assessment was performed of the net of monitoring stations of the groundwater section of the LOOP. It was concluded that the field work should be optimized to facilitate assessment of the wells best suited for monitoring of nitrate leaching to the groundwater. Currently, a number of wells which enjoy nitrate reducing conditions are included even though these do not reflect the real nitrate impact from agriculture.

Inorganic trace elements

A series of inorganic trace elements are found in Danish groundwater in concentrations exceeding the drinking water quality requirements. Some of these concentrations occur naturally, while others are caused by human activity. The threshold values for arsenic and nickel are exceeded in many abstraction wells, while thresholds are generally met for boron, barium and aluminium. Arsenic and nickel may be partly or completely removed by water treatment, and therefore the amount of drinking water supplied to consumers which exceeds threshold values is very limited.

In sandy wells with a free water table, increased concentrations of the following trace elements have been detected in upper groundwater monitoring wells: aluminium, nickel, lead and copper. Data derive from wells without known point pollution.

Organic micropollution

The many cases of organic micro pollution identified via groundwater monitoring and the well monitoring performed by water works demonstrate that in a modern industrialised society with extensive use of xenobiotic substances, minor spillage affecting the groundwater is common, and the source of such spillage cannot subsequently be determined. Data show an overall trend of low concentrations, few recurrent high measurements and recurrences which span over a limited number of years only.

On the other hand, examples of long-term non-compliance with the groundwater quality requirements observed via well monitoring shows that once pollution is established, it perdures for a long period of time and may penetrate into what is otherwise generally considered a pure groundwater reserve.

The "dry cleaning substances" trichloroethylene, tetrachloroethylene and their break-down products remain a problem for the water works of many municipalities. Similarly, societal use of petrol and oil derivatives has a considerable impact on the quality of groundwater quality as measured in the water works' abstraction wells in many municipalities. (MST, 2010)

Pesticides in groundwater monitoring

Pesticides remain highly prevalent in groundwater. In 2010, groundwater monitoring identified pesticides in 44% of monitoring points, while the drinking water quality requirement of 0.1 µg/l was exceeded in 15% of monitoring points. Particularly the upper aquifers carry pesticides and

their break-down products, whereas the pesticide content of deeper and older groundwater is considerably lower.

Pesticides may be divided into three groups: approved, regulated and banned. In this context, regulated pesticides are substances subject to restrictions with a view to protecting the groundwater. Pesticide analyses from the past four years show that approx. 1/4 of pesticide findings are due to approved and regulated substances, while 3/4 are caused by banned substances. In the same four-year-period, approved substances or metabolites were found in 7% of the tested monitoring points, while regulated pesticides or their metabolites were identified in 8% of monitoring points. In 31% of the monitoring points, banned pesticides or their metabolites were detected.

The frequency of approved substances declined in 2010 as glyphosate the metabolite AMPA were found at fewer monitoring points than previously. These are the only two approved substances included in the analysis program. In 2010 the detection frequency of glyphosate and AMPA was 1.5% and 0.4%, respectively, which is in line with values previously observed by groundwater monitoring. However, not all of the monitoring points that tested positive for glyphosate or AMPA in 2009 were retested in 2010. Over the past five years, the average glyphosate and AMPA content has followed a slightly increasing trend in positive samples.

The average concentration of the banned substances of BAM and DEIA in samples has decreased over the past 15 years, while the mean concentration of the two regulated substances dichlorprop and bentazone decreased and increased, respectively, in the same period.

Pesticides in waterworks' well monitoring

The declining raw water pesticide content observed in water works for many years has now ceased. In 2010, pesticides were detected in 25% of the tested active abstraction wells, while the quality requirement of 0.1 µg/l for individual substances was exceeded in 4.5% of the wells.

In 2011, changes were made to the Well Monitoring Analysis Programme. Water works are required to follow the new programme's provisions as from 2012 for any abstraction well analysis. The new programme comprises a range of new substances, which have been detected via groundwater monitoring and it is therefore expected that some abstraction wells will test positive for these substances.

Major water works frequently abstract groundwater from deeper aquifers with older groundwater than minor water works. It is therefore of pivotal importance to future drinking water abstraction if the pollution of the upper aquifers is degraded or bound to soil layers before the groundwater reaches the aquifers currently used for drinking water abstraction.

As previously observed, there are more pesticides in active wells in areas with clayey subsoil and around major cities.

Water abstraction

In past years, data-reporting from municipalities has been very inhomogeneous, which has resulted in an incomplete dataset. However, several areas have witnessed substantial improvements, even though eight municipalities have not reported any data from one or more years.

Overall, it seems that the past 5-10 years have seen a stable/slightly decreasing abstraction to the general water supply which is in contrast to the 30% drop in groundwater abstraction for general water supply observed in the 1990s.

The reported data show that recent years have seen an increase in field watering, which is probably associated with the particularly dry spring and early summer periods of the period. Part of the inter-annual variation may be explained by watering needs.

The National Groundwater Table Monitoring Programme

2007 saw the establishment of a national groundwater table monitoring programme, designed to keep track of the quantitative status of Danish groundwater. This renders possible national scale monitoring of changes in groundwater levels caused by climate change or changes in water abstraction. Several of the selected monitoring stations had already contributed with groundwater table soundings to local or regional water table measurement programmes, and it is therefore possible to present time series covering the past 40 or more years for terrain-near, as well as regional and deep groundwater bodies.

Quality time-series are needed to make use of the groundwater table soundings. This year's reporting has focused on assessing the quality and content of each groundwater table measurement series with a view to improving the data material and identifying representative time series across Denmark.

The National Water Resource Model (DK Model)

One of the objectives of the National Water Resource Model is to produce national and regional assessments of water balance for use in connection with water plans, etc. The Danish Model was updated to the current version (DK Model 2009) as part of the 2004-2009 NOVANA Programme. As part of the revision of the monitoring programme, a strengthening of the NOVANA modelling is foreseen. Furthermore, the need to coordinate data and knowledge created in the context of the Groundwater Monitoring on the one hand, and within public administration bodies on the other, has been stressed. Coordination may be achieved by using the same type of modelling tools for the two types of tasks. As part of the revision process, a prioritised model strategy has been established that foresees public tender covering modelling tasks. Such tender has not presently been drafted, and modelling using the Danish Model is not currently part of the 2011-2015 Monitoring Programme.

However, to ensure optimal use of the Danish Model in the next Water Plan period, it is important to initiate the necessary updating and improvement of the Danish Model and to develop model-based methods and principles as quickly as possible. To create the foundation for such further development, a number of preliminary analyses were performed with the model in 2010. This work was done in the context of the project "Development of Principles and Methodologies for Improvement of the Danish Model" (In Danish: Udvikling af principper og metoder til forbedring af DK-model).

Data basis

Reporting includes chemical analyses, data on groundwater table and information about the quantity of water abstracted from groundwater and surface water, respectively. Data from the Danish Water and Nature Monitoring Programme (NOVANA) consist of chemical analyses from the Groundwater Monitoring Programme and the The National Groundwater Table Sounding Programme (GRUMO) and the groundwater section of the Agricultural Catchment Monitoring Programme (LOOP). Virtually all NOVANA data are correctly and timely reported to the JUPITER database. However, about 50% of the data from LOOP 6 have not been reported due to technical problems with sampling in 2010.

The past year has brought a significant increase in the amount of groundwater table data from the monitoring programme which is made available in JUPITER. However, work still needs to be done to transfer all groundwater table data from the monitoring programme, particularly from data loggers to JUPITER, and to complete any necessary data adaptation.

All relevant data on groundwater and drinking water must be made available in the joint public database JUPITER. The municipalities' update concerning the amount of water abstracted by water works remains somewhat incomplete even though the majority of municipalities do now report data. In Denmark, no comprehensive overview exists of how many and which water-works and wells are active. This causes a range of problems related to data handling and reporting, and it limits the answers monitoring can provide concerning the quality and quantity of water used for water supply. The overall, national assessment is that since the Municipal Reform, some municipalities have not consistently reported data from either water works or other water abstraction agents. The need for municipalities to quality assure, revise and improve data from 2006 onwards is significant. Furthermore, erroneous reporting has been found, particularly concerning the use of surface water in fish farms.

All of the above described data are available at the GEUS website.

2 Indledning

Det nationale overvågningsprogram, NOVANA

Den landsdækkende grundvandsovervågning, GRUMO er en del af det nationale overvågningsprogram af vand og natur: NOVANA. De nationale overvågningsprogrammer blev oprindeligt iværksat som en konsekvens af vedtagelsen af Vandmiljøplan I i 1987, og havde dengang to hovedformål: For det første at gennemføre effektmålinger af Vandmiljøplanerne og de generelle landbrugsreguleringer i forhold til vandmiljøets belastning med kvælstof og fosfor.

For det andet var der specielt for grundvandsovervågningen det formål generelt at følge udviklingen i grundvandsressourcens kvalitet og størrelse, for også i fremtiden at kunne sikre Danmarks befolkning drikkevand af god kvalitet.

Formålet og overvågningsdesignet er fra næste programperiode 2011 - 2015 tilpasset Vandrammedirektivet og Grundvands-direktivet, og der vil i blandt andet komme øget fokus på at beskrive kvaliteten af det grundvand, der udgør basistilstrømningen til de danske ferske vande og vådområder.

[www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National naturbeskyttelse/Overvaagning af vand og natur/](http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/)

Vandrammedirektivets formål er blandt andet at sikre progressiv reduktion af forureningen af grundvand og forhindre yderligere forurening heraf (NST, 23. dec. 2010).

Bestræbelserne på at nå direktivets miljømål er beskrevet i Vandplanerne. Planerne skal blandt andet indeholde

- en beskrivelse af vanddistriktets karakteristika herunder en vurdering af grundvandets sårbarhed
- en oversigt over den menneskelige påvirkning af vandområderne
- en vurdering af menneskelige aktiviteter indflydelse på vandmiljøet
- en redegørelse for vandmiljøovervågningen og resultaterne af denne
- en sammenfatning af de indsatsprogrammer, der skal sikre opfyldelse af miljømålene

Det seneste NOVANA program løb i perioden 1. januar 2004 til 31. december 2009, med yderligere et års forlængelse i 2010, som en slags overgangsår. En mindre midtvejsjustering i 2006 blev gennemført med effekt fra januar 2007. Denne justering indebar et formaliseret program for overvågning af grundvandets kvantitative tilstand i form af det nationale pejleprogram. Et kort over pejlenettet er vist på figur 50 i kapitel 9.

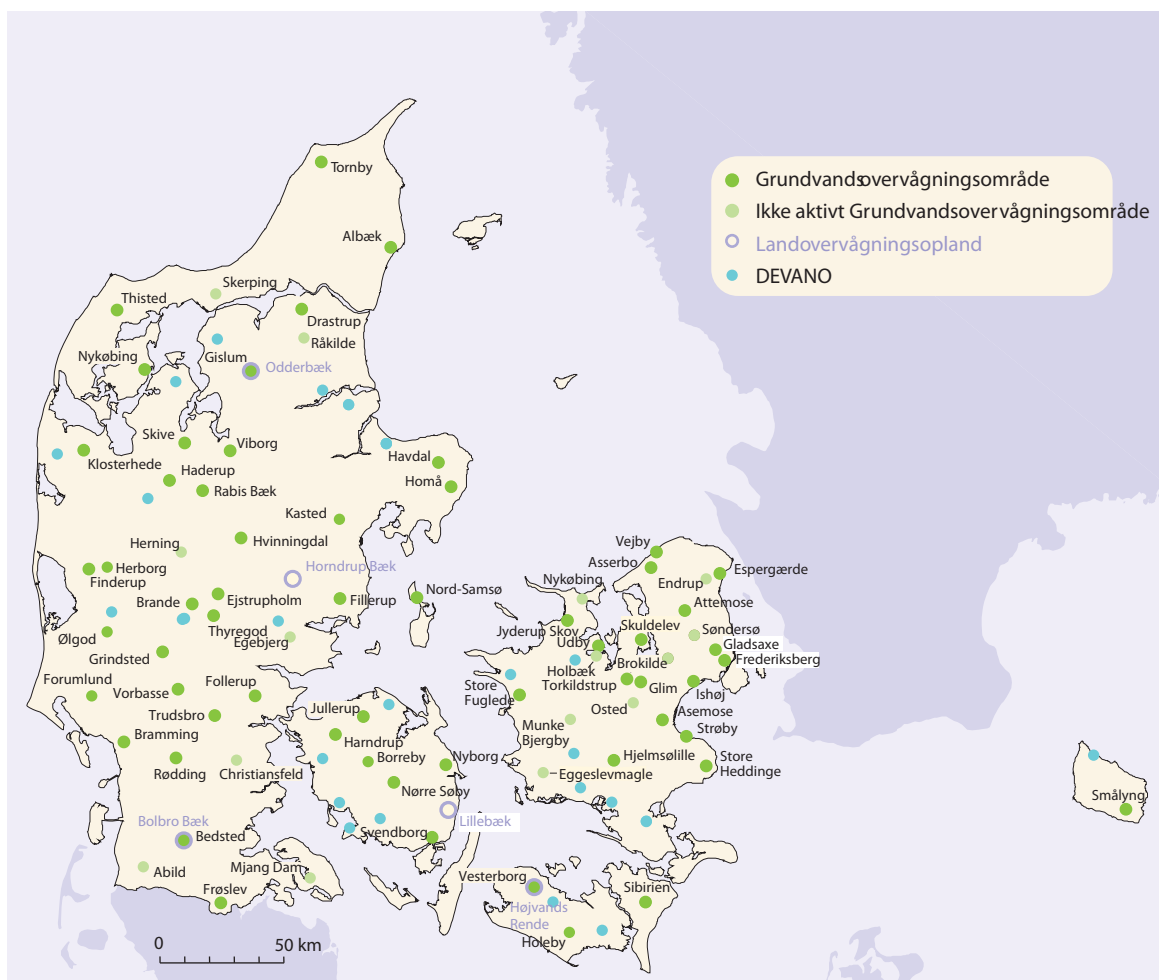
Fra 2007-2009 gennemførtes DEVANO, et overvågningsprogram rettet mod decentrale videnbehov i forhold til vandplanerne.

En lang række love, bekendtgørelser, direktiver mv. fra Danmark og EU ligger til grund for overvågningen og vandforvaltningen. Et relevant udvalg af disse kan findes i litteraturlisten under dette kapitel og i den samlede litteraturliste. Der henvises også til en række relevante hjemmesider, hvor yderligere oplysninger kan findes.

Grundvandsovervågning, stationsnet vandkvalitet

Grundvandsovervågningen bestod oprindeligt af 73 grundvandsovervågningsområder (GRUMO) som i årene op til strukturreformen i 2007 blev udbygget til at omfatte ca. 1400 almindelige overvågningsindtag. Derudover var der fra programmets start 112 ganske korte indtag i en række multifilterboringer til overvågning af grundvandets hovedbestanddele i Rabis Bæk området. Sidst i 1990'erne oprettedes yderligere 89 ganske korte indtag i fem multifilterboringer kaldet "redoxboringer". Forudsætningen for at lave overvågning, og dermed tidsserier af høj kvalitet, er, at der er et stabilt overvågningsnetværk. Dette hensyn er tilgodeset gennem oprettholdelsen af en kerne af faste boringer i programmet, der dog er løbende justeret af hensyn til skiftende overvågningsbehov, se nedenfor.

Siden 2007-9 har overvågningen fundet sted i 66 overvågningsområder med i alt ca. 1.250 indtag, medregnet 112 i Rabis Bæk området, og 89 indtag i redoxboringerne. En række overvågningsområder har været hvilende siden 2007, men bevares i beredskab, hvorfor de tidligere overvågede indtag ikke sløjfes, bortset fra de tilfælde hvor den fysiske tilstand udgør en risiko for forurening af grundvandet, se figur 1. P.t. er redoxboring i Udby hvilende, da der er sket en forbigående forurening ved etableringen.



Figur 1. Grundvandsovervågningen i Danmark i 1989-2010 omfattede vandanalyser fra 73 grundvandsovervågnings-områder (GRUMO) og 5 landovervågningsoplande (LOOP). En række af disse GRUMO har ikke været aktive siden 2007. Endelig indsamledes vandanalyser fra 22 enkeltstående boringer (DEVANO).

En supplerende overvågningsaktivitet, DEVANO, blev iværksat for 2007 - 2009, hvor en række korte overvågningsboringer blev etableret i grundvandsforekomster, hvor der kunne være risiko for, at miljømålsætningerne ikke ville være opfyldt i 2015. DEVANO fokuserede primært på grundvandets påvirkning af overfladevand, med etablering af en række enkeltstående boringer. 15 af disse indtag indgik i 2010 programmet, og 11 er inddraget i det fremtidige faste stationsnet fra 2011.

I de fem landovervågningsoplande, LOOP, overvåges som en del af grundvandsovervågningen kvaliteten af det helt nydannede grundvand under landbrugsarealer i ca. 100 indtag, som ligger 1½-6 meter under terræn.

Der har således samlet været godt 1600 indtag involveret i overvågningsprogrammets overvågning af grundvandets kvalitet i GRUMO og LOOP i perioden 1989-2010.



Figur 2. Grundvandsovervågningen i Danmark i 2010. Lokalisering af de enkelte indtag, der blev anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet.

Det samlede stationsnet 1989-2010 er vist på figur 1, opdelt på grundvandsovervågningsområder, landovervågningsområder og DEVANO boringer. Figur 2 viser for overgangsåret 2010 det reducerede stationsnet, hvor der blev udtaget vandprøver til grundvandsovervågning i 63 GRUMO områder fordelt på 990 indtag, heraf 7 DEVANO filtre samt i 89 indtag i LOOP.

Det nationale pejleprogram

Det nationale pejleprogram omfatter 100 boringer med i alt 116 indtag, se kapitel 9 og figur 50. Disse er alle taget i drift, og grundvandets potentialeforhold overvåges med faste dataloggere, der giver daglige målinger af grundvandsstanden. Pejleprogrammet skal i den kommende programperiode 2011-15 tilpasses de overvågningsbehov, der identificeres i Vandplanerne, således at det udbygges i grundvandsforekomster med ringe kvantitativ tilstand.

Vandværkernes indvindingsboringer

I Miljøministeriets bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (seneste version: MST 2011) har der siden 1989 været stillet krav om overvågning af kvaliteten af det grundvand, vandværkerne indvinder. Boringskontrollen (MST 1990, 1997 og 2011) som den kaldes, finansieres af vandværkerne. Hyppigheden af boringskontrolanalyser i aktive indvindingsboringer afhænger af hvor store mængder drikkevand, det pågældende vandværk producerer med prøvetagninger hvert 5. år – hvert 3. år. Det er ikke de samme boringer, som analyseres over årene, i modsætning til GRUMO, hvor idealet er et stabilt overvågningsnet med permanente indtag. Boringskontrollen udføres over tid for en skiftende mængde boringer, idet nye indvindingsboringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager fx tekniske problemer eller nitrat, pesticider mv. over kravværdierne. Dermed sikres løbende den bedst mulige drikkevandskvalitet for forbrugerne, men uden at det er udtryk for en tilsvarende løbende forbedret grundvandskvalitet. I 2005 fandtes ca. 2.600 almene vandforsyninger (DANVA 2006) med omkring 10.000 tilknyttede boringer. Heraf bliver der fra ca. 8.000 boringer indberettet data til JUPITER. Der har de seneste mange årtier været en udvikling mod færre og færre vandværker i Danmark, se kap 8.

For at beskrive kvaliteten af det vand, der på et givet tidspunkt anvendes til drikkevandsformål, er det nødvendigt at vide, hvilke indvindingsboringer der til enhver tid er i drift. Der er ikke noget sted i Danmark et samlet overblik over, hvor mange og hvilke vandværker, der er aktive. Derfor er der ingen oplysninger i JUPITER om hvilke af vandværkernes enkelte boringer, der er i drift hvornår. De aktive indvindingsboringer identificeres derfor på grundlag af blandt andet oplysninger om oppumpede vandmængder fra vandværkerne samt en kode for formål, som laboratorierne angiver for hver analyseret vandprøve, der indberettes til databasen. Det er derfor af stor betydning, at samtlige disse data indberettes rettidigt og korrekt. Det ville også være hensigtsmæssigt, hvis disse oplysninger var integreret i databasen som et led i indberetningsprocedurerne.

Kommunerne vedligeholder de administrative oplysninger om vandværkerne i den fællesoffentlige JUPITER database. Det formodes, at boringernes status er ajourført i et rimeligt omfang. Når der i denne rapport derfor gives status for vandkvaliteten på aktive vandværker, forventes det, at datamaterialet kun i begrænset omfang inddrager analyser fra vandværker, der ikke længere er aktive. På samme måde forventes datamaterialet kun i begrænset grad at præsentere oplysninger fra boringer, der er tilknyttet vandværker, men hvorfra der ikke indvindes grundvand til drikkevandsproduktion. Det kan fx være vandværkets overvågningsboringer eller pejleboringer, hvor der har været et behov for at kende vandkvaliteten.

Analyser fra boringer, som ikke stammer fra aktive vandværker eller aktive overvågningsboringer fra NOVANA-programmet, er i rapporteringerne fra overvågningen kategoriseret som "andre boringer", og denne kategori vil typisk indeholde data fra undersøgelsesboringer, pejleboringer, private boringer og brønde, afværgeboringer, lukkede vandværker mv. Prøver fra

grundvand, hvor der optræder kendte punktkildeforureninger fra forurenede grunde eller lossepladser, er så vidt muligt sorteret fra.

Oppumpede vandmængder

Data for indvinding af grundvand og overfladevand er en integreret del af grundvandsovervågningen. Indberetning af data for oppumpede vandmængder fra vandværker, virksomheder og landbrugets markvanding mv. er fundamental for vurderingen af grundvandsressourcens bæredygtighed. Alle indvindere skal indberette til kommunen, der efterfølgende indlæser data i JUPITER. Kvaliteten af disse data er afhængig af, at de enkelte boringsejere indberetter korrekt og rettidigt til kommunen. Siden kommunalreformen har der været en betydelig forringelse af datakvaliteten for oppumpede vandmængder i en del kommuner, se kap. 8. Dette gælder ikke alene, hvad angår omfanget af markvanding, hvor der i nogle områder er en formodning om, at der ikke er en tilfredsstillende dækning af den faktiske indvinding, men også for de almindelige vandforsyninger, hvor uregelmæssig indberetning fra flere kommuner gør det vanskeligt at lave en vurdering af udviklingen i vandforbruget på såvel national som regional og lokal skala.

Anden overvågning af grundvandet

Kendte punktkilder som forurenede grunde og lossepladser overvåges i medfør af jordforureningsloven, der afrapporteres årligt af Miljøstyrelsen (MST, 2010). Denne overvågning knyttes såvel til oprydninger, kortlægning af jordforureninger. Dertil kommer overvågning af forurenede virksomheder som lossepladser mv. Mere information kan fås på videnscenter for jordforurening. www.avjinfo.dk.

Data der indsamles som led i overvågning og undersøgelser af kendte punktkilder, og som efterfølgende er indlæst i JUPTIER, er så vidt muligt søgt adskilt fra de data, der indgår i denne rapportering.

Rapportering

Hvert år siden 1989 har GEUS udarbejdet en landsdækkende rapport over resultaterne fra grundvandsovervågningen. Siden 2005, der var det første rapporteringsår af NOVANA programmet, har der været tale om en indikatorbaseret rapportering, hvor en række indikatorer opdateres hvert år. Dette vil typisk være en række faste figurer eller tabeller. Med udgangspunkt heri suppleres der med relevante figurer og diskussioner. Andre emner, som fx grundvands indhold af fosfor eller sporstoffer, medtages kun i udvalgte år. Endelig kan forskellige temaer være uddybet enkelte år, enten som et selvstændigt fokuspunkt eller som en grundigere bearbejdning af de faste emner. Denne rapport afrapporterer data indsamlet til og med 2010. Rapporten udkommer udelukkende elektronisk.

Datagrundlag

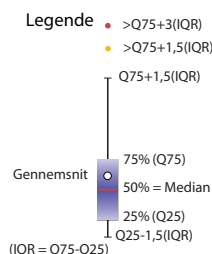
Årets rapportering bygger på de data, miljøcentrene (indtil 2006 amterne) har indsamlet, samt data fra vandværkernes boringskontrol og kommunernes indberetning af oppumpede vandmængder. Indberetningen af vandanalyser fra såvel grundvandsovervågningen som boringskontrollen og øvrige undersøgelser, foretages af de udførende analyselaboratorier direkte til JUPITER databasen (www.geus.dk/JUPITER). Efterfølgende skal kommunerne eller miljøcentrene godkende data, før de bliver offentligt tilgængelige til rådighed for rapportering. Denne godkendelse indebærer kun sjældent en egentlig faglig kvalitetskontrol.

Det vurderes, at datagrundlaget for de kemiske analyser i dette års rapportering er nogenlunde komplet. Der er dog kun indberettet ca. 50 % af analyserne fra LOOP 6 pga. Tekniske problemer med prøvetagningen. Datagrundlaget for LOOP vurderes derudover at være tilfredsstillende.

Med hensyn til oppumpede vandmængder mangler 5 kommuner at indberette data for 2010, mens 2 kommuner stadig mangler at indberette data for 2009 og 1 kommune mangler for 2008.

Boks-diagrammer

Boks-diagrammer er en god måde at præsentere statistisk bearbejdede data på. Boks-diagrammer fortæller noget om en række grundlæggende statistiske parametre for et datasæt. Det er typisk middelværdi, medianværdi og spredningen af værdierne for et års data. Spredningen er beskrevet gennem 25 % fraktilen, 75 % fraktilen og minimum- og maksimumværdier. Nedenfor i figur 3 er præsenteret en legende til boks-diagrammerne i denne rapport.



Figur 3. Legende til boks-diagrammer anvendt i denne rapport. Q står for kvartil, således at Q25 udgør grænsen mellem de 25 % laveste værdier og de 75 % største værdier fra datamængden.

Referencer, indledning

Dansk lovgivning mv.

Miljøministeriet 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøministeriet, 2010: LBK nr. 635 af 07/06/2010 om vandforsyning mv. (Vandforsyningsloven)

Miljøministeriet, 2009: LBK nr. 932 af 24/09/2009 af Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)

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

Miljøstyrelsen, 1990: Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3, 1990.

Miljøstyrelsen, 1997: Boringskontrol på vandværker. – Vejledning fra Miljøstyrelsen 2/1997.

Miljøstyrelsen, 2005: Vejledning om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3, 2005.

Miljøstyrelsen, 2010: Redegørelse om jordforurening 2008. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 1, 2010.

Miljøstyrelsen, 2011: Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 900, 17. august 2011. (Analysekvalitetsbekendtgørelsen)

EU direktiver.

Grundvandsdirektivet: Europa-parlamentets og rådets direktiv 2006/118/EF

Vandrammedirektivet: Europa-parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF

Drikkevandsdirektivet: Europaparlamentets og Rådets direktiv nr. 98/83/EF

Nitratdirektivet: Europaparlamentet og Rådets direktiv 91/676/EOEF

Analysekvalitetsdirektivet: Europaparlamentet og Rådets direktiv 2009/90/EF

Andre henvisninger:

DMU, 2007: 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

DANVA 2006: Vandstatistik. Drikkevand og spildevand 2005.

P. Qevauviller, 2005: Groundwater monitoring in the context of Eu legislation: reality and integration needs. J. environmental monitoring, 2005, vol 7 pp89-102.

Relevante hjemmesider

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/NOVANA/novana.htm

www.vandmodel.dk

www.grundvandsovervaagning.dk

www.Geus.dk/jupiter

www.Grundvandskortlaegning.dk

www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2009.htm

www.avjinfo.dk/

3 Grundvandets alder

Tritiumdatering

Grundvandets alder har altid været en meget vigtig parameter for tolkningen af de data, der indsamles i forbindelse med grundvandsovervågningen. I overvågningens første år (1990-95) blev der indsamlet data for tritium: ^3H . Store mængder tritium blev frigivet til atmosfæren i forbindelse med brintbombspængninger i 1950'erne og 1960'erne. Dette tritium blev sammen med naturligt dannet tritium indbygget i nedbørens vandmolekyler, og en grov datering af grundvandet er mulig.

Det vigtigste resultat af tritiumdateringen af grundvandet i overvågningsområderne var, at grundvandet i overvågningsindtagene blev opdelt i ungt og gammelt grundvand. Det gamle grundvand er defineret som alt grundvand dannet før ca. 1950, det unge grundvand som dannet efter 1950. Dette er en rimelig opdeling set ud fra en geologisk betragtning, da opholdstiden i mange grundvandsmagasiner kan være flere hundrede år. (Hinsby, 2008) Opdelingen er også rimelig ud fra en vandkvalitetsmæssig synsvinkel, da der siden 1950'erne har været en stor påvirkning af grundvandets kvalitet med nitrat og pesticider fra landbruget, og med miljøfremmede stoffer og pesticider i byområder. Denne opdeling af grundvandet i ungt og gammelt har som overordnet opdeling været fulgt siden 1994, hvor de fleste overvågningsboringer var blevet dateret med tritiummetoden.

Opdelingen i ungt og gammelt grundvand med en opdeling i før og efter ca. 1950 er imidlertid ikke særlig hensigtsmæssig, når effekten af vandmiljøplanerne fra 1980'erne og frem skal vurderes, og sprogbrugen omkring ungt grundvand kan da også virke forvirrende på de, der overvejende har fokus på den del af vandkredsløbet, som finder sted i det ferske overfladevand.

CFC-datering

CFC-forbindelserne, også kaldet freoner, er kemisk meget stabile, og derfor er indholdet i atmosfæren steget markant, siden produktionen af disse stoffer begyndte i 1930'erne. CFC opløses i regnvandet således, at nedbørens indhold af CFC hele tiden er i ligevægt med atmosfærens stigende CFC-indhold. Idet CFC-forbindelserne tilføres grundvandet via nedbøren, er CFC-indholdet i det nydannede grundvand steget hvert år siden 1930'erne og indtil ca. 2000, hvor stofferne blev udfaset. I dag er indholdet svagt stigende eller faldende for de forskellige freonforbindelser, og CFC metoden er derfor ikke egnet til datering af grundvand dannet efter ca. 2000. Da CFC forbindelserne kun i begrænset omfang nedbrydes i grundvandet, har det CFC-påvirkede grundvand bredt sig langs strømlinjerne i grundvandet, og prøver udtaget i dag kan derfor sige noget om, hvornår dette grundvand sidst var i kontakt med atmosfæren, dvs. hvornår faldt nedbøren, der infiltrerede og blev til grundvand (Laier og Thorling, 2005).

CFC-datering i overvågningsboringerne er udført fra 1996 og frem. De fleste indtag er blot analyseret for CFC-forbindelser én gang, men for en række indtag er der udført gentagne analyser og produceret egentlige tidsserier, der for de fleste indtag viser, at alderen, dvs. strømningstiden fra grundvandsspejl til indtag, er konstant i det overvågede grundvand. I enkelte indtag ses store udsving i alderen i indtagene, og her er alderen formentlig påvirket af varierende strømningsforhold, der opstår når grundvandsspejlet varierer med tørre og våde perioder (Laier og Thorling, 2005).

CFC dateringen muliggør opdeling af grundvandet i relevante aldersklasser, og til denne rapportering anvendes aldersgrupperne 0 -15 år, 15 – 25 år og 25 – 50 år.

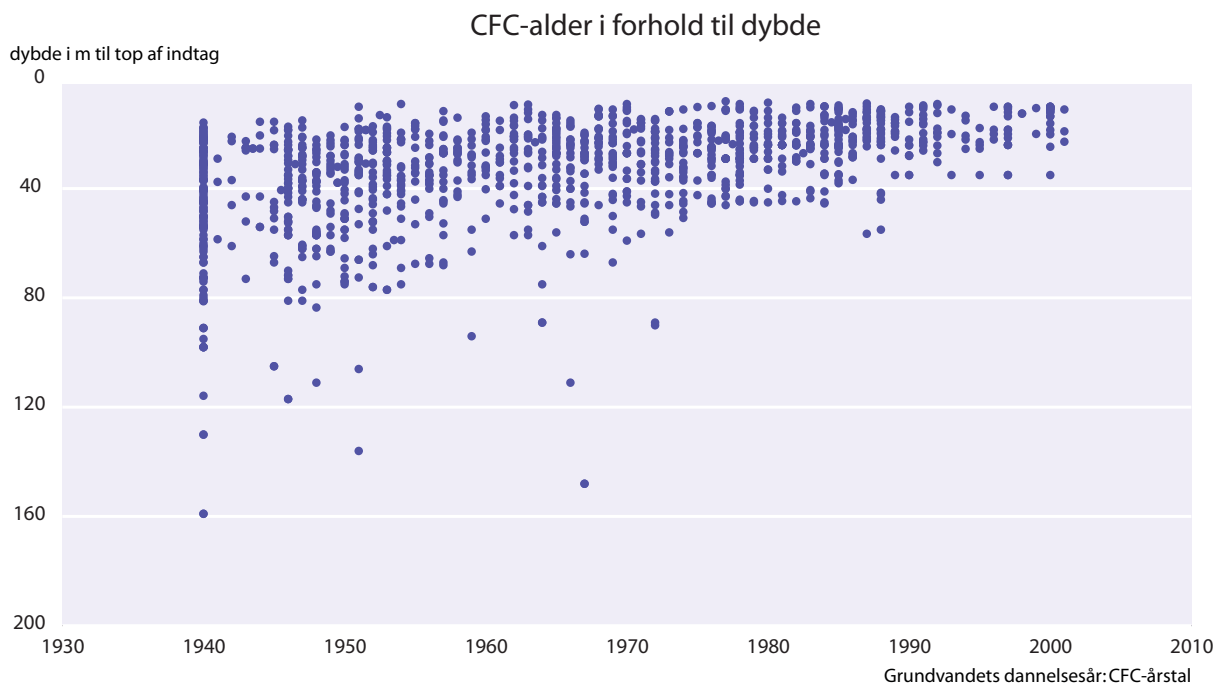
Relevans af datering

Tolkning af udviklingstendenser i vandkvaliteten er vanskelig uden kendskab til grundvandets alder i de enkelte indtag. Datering af grundvandet i de enkelte overvågningsindtag er derfor et meget nyttigt redskab, når effekter af ændret landbrugspraksis på nitratudvaskningen skal dokumenteres. Samtidig kan datering af grundvandet bruges til at demonstrere, at det er lykkedes at udbygge overvågningen med flere indtag i relativt ungt grundvand i de seneste år. (Thorling mfl., 2009) Det samme gælder effektmålinger på pesticidreguleringen de sidste 15 år, hvilket dog er en vanskeligere opgave, idet pesticiderne i højere grad vekselvirker med sedimenterne, idet de nedbrydes, adsorberes og frigives igen i et langt mere komplekst mønster end nitrat.

Tilstand og udvikling

Figur 4 viser CFC-årstal for hvert indtag i grundvandsovervågningsprogrammet som funktion af dybden. Det fremgår af figuren, at der i de øverste 40 meter optræder grundvand med meget forskelligt dannelsesår og dermed alder, og at der selv i de øverste 20 m ikke er nogen sammenhæng mellem dybde og alder, når alle indtag sammenlignes fra både iltede, anoxiske og reducerede zoner. Årsagen hertil er forskelle i grundvandsdannelse, hydrauliske barrierer og andre hydrologiske forskelle. I udstrømningsområder med opadrettet gradient, kan der træffes endog meget gammelt grundvand tæt ved terræn.

Detektionsgrænsen for CFC-årstal er 1940, hvilket betyder, at de mange punkter ud for 1940 er grundvand, der er dannet før 1940. Figuren viser også, at det kun er en ret lille del af det samlede antal indtag, der overvåger vand dannet efter 1985.



Figur 4. Aldersfordelingen for grundvandets dannelsesår, udtrykt ved CFC-årstal for overvågningsindtag som funktion af dybden til indtagstop m.u.t.

Da det nu er godt 20 år siden, vandmiljøplanen blev iværksat i 1987, er det kun grundvand med en alder under ca. 20 år, der i dag direkte kan vise eventuelle effekter af vandmiljøplanen på grundvandets kvalitet. Set i det lys blev der i 2004-6 etableret mange kortere borer, hvor der skulle fokuseres på det øverste grundvand, og gerne så ungt grundvand som muligt. De nye borerers indtag har grundvand med en median-alder omkring ca. 20 år.

Referencer, datering

Hinsby, K., Purtschert, R., Edmunds, W.M., 2008: Groundwater age and quality. In P. Quevauviller (ed.), Groundwater Science and Policy - an International Overview. RSC Publishing, The Royal Society of Chemistry, Cambridge. pp 217-39.

Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L. 2010 Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2007. Teknisk rapport, GEUS 2010. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2007.htm

4 Hovedbestanddele

I overvågningsprogrammet for grundvand og i vandværkernes kontrol af grundvandskvaliteten i indvindingsboringerne analyseres der for en lang række stoffer, som typisk er til stede i koncentrationer, der kan måles i mg/l. Disse kaldes grundvandets hovedbestanddele.

Overvågning af hovedbestanddele i GRUMO og LOOP omfatter i seneste programperiode (2007-2010) følgende stoffer: nitrat, nitrit, ammonium, calcium, magnesium, natrium, kalium, hydrogenkarbonat, klorid, sulfat, jern, mangan, NVOOC, total fosfor og aggressiv kuldioxid. I LOOP analyseres der desuden også for totalt kvælstof og ortho-fosfat-P. Overvågning af redoxboringerne omfatter kun stofferne: nitrat, nitrit, klorid, sulfat, jern og mangan. I vandværkernes indvindingsboringer analyseres hovedbestanddele med en analysepakke kaldet "Boringskontrol" (MIM, 2007 og 2011). Analyseprogrammet for gruppen "andre boringer" varierer betydeligt afhængigt af formålet med boringen og vandprøven.

Ved udtagning af grundvandsprøver i overvågningen udføres der online feltmålinger for pH, ledningsevne, redoxpotentiale, ilt og temperatur, med det formål at sikre en god analysekvalitet og en repræsentativ grundvandsprøve. Disse analyser udføres for alle GRUMO-prøver og for LOOP-prøver i det omfang, det teknisk er muligt.

Analysefrekvensen i GRUMO varierer mellem de forskellige typer af boringer og koncentrationniveauet af nitrat, fra én gang hvert 6. år til én gang årligt. I LOOP analyseres der mere intensivt med op til 6 prøvetagninger om året. Analysehyppigheden af boringskontrollen i indvindingsboringerne afhænger af indvindingsmængden på vandværket og varierer mellem hvert 3. år ($\geq 1,5$ mio. m^3 pr. år) og hvert 5. år (3.000 - 35.000 m^3 pr. år) (MIM, 2007). Analysefrekvensen for gruppen "andre boringer" varierer afhængigt af formålet med boringen.

I dette kapitel om grundvandets hovedbestanddele ligger hovedvægten på udviklingen i nitratindholdet i grundvandet for at vurdere, i hvilket omfang indsatsen for reduktion af udvaskningen af kvælstof fra landbruget har haft en målbar effekt på koncentrationerne i grundvandet. Derudover rapporteres der om tilstand og udvikling for fosfor, hvilket typisk gøres hvert 3. år.

Vurderingen af grundvandets tilstand med hensyn til nitrat og fosfor kræver også viden om grundvandets øvrige hovedbestanddele, især: ilt, nitrit, mangan, jern og sulfat, som derfor er inddraget i databehandlingen.

Nitrat i grundvand

Relevans af nitrat

Den væsentligste påvirkning af grundvandets nitratindhold er kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. I grundvandsmagasinerne sker der en naturlig nitratfjernelse over nitratfronten, idet nitrat bliver reduceret af nitratreducerende stoffer som fx pyrit, organisk stof eller Fe(II) i den anoxiske nitratreducerende zone. Dybden til nitratfronten varierer meget afhængigt af den lokale hydrogeologi, hvilket igen betyder store variationer i hvor meget nitrat, der når overfladevand og vandforsyningsboringerne. Selv lave koncentrationer af nitrat i grundvand kan ved udstrømning til overfladevandsforekomster bidrage til i eutrofiering af vandmiljøet. Høje koncentrationer af nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt på grund af omsætning til nitrit og risiko for omdannelse af blodets hæmoglobin til methæmoglobin, der ikke kan transportere ilt rundt i kroppen ("blå børn" syndrom). Nitrat kan også reagere i kroppen med aminosyrer og danne kræftfremkaldende nitrosaminer.

Målsætning for nitrat

Indholdet af nitrat i drikkevand må ikke overstige 50 mg/l (MST, 2007 og 2011). Da nitrat ikke fjernes ved traditionel vandbehandling på vandværket, kontrolleres det om grundvandets indhold ikke overstiger denne værdi. Kvalitetskravet for grundvand er ifølge Grundvandsdirektivet ligeledes 50 mg/l (EU, 2006). Det er muligt at fastsætte en tærskelværdi for nitrat på mindre end 50 mg/l, hvis et overfladevandsområde vurderes at være i risiko for ikke at kunne opnå de fastsatte miljømål som følge af påvirkning med nitrat fra grundvandet (EU, 2006). Det fremgår af udkast til vandplanerne (BLST 2010), at der ikke er fastsat tærskelværdier i forhold til vandløb, søer, kystvande og terrestrisk natur, da bidraget af kemiske stoffer fra grundvand ikke kendes.

Datagrundlag

Beskrivelsen af udviklingen i grundvandets nitratindehold bygger på data for hele perioden 1990-2010 fra alle aktive indtag fra grundvandsovervågningen, landovervågningen, boringskontrollen fra vandforsyningsboringer og fra gruppen "andre boringer", som er en restgruppe af bl.a. forskellige typer af undersøgelsesboringer og lukkede vandværksboringer. Boringer fra kendte forurenede grunde og overvågning af punktkilder er udeladt.

Der indgår et varierende antal indtag i de årlige rapporteringer, hvilket skyldes, at ikke alle indtag er analyseret kontinuert siden 1990, fx er overvågningsprogrammet flere gange justeret, og vandværkernes indvindingsboringer udskiftes løbende.

Antallet af nitratanalyser i GRUMO, LOOP, vandværkernes boringskontrol og "andre boringer" fremgår af tabel 1. Når antallet af nitratanalyser i 2010 sammenlignes med antallet af nitratanalyser i 2008, fremgår det, at antallet er 10-25 % lavere i 2010.

| | GRUMO | LOOP | Boringskontrol | "Andre boringer" | I alt |
|-----------|--------|--------|----------------|------------------|---------|
| 2008 | 1.250 | 503 | 1.753 | 934 | 4.440 |
| 2009 | 1.132 | 463 | 1.695 | 723 | 4.013 |
| 2010 | 955 | 412 | 1.630 | 731 | 3.728 |
| 1990-2010 | 42.892 | 16.403 | 32.064 | 38.212 | 129.571 |

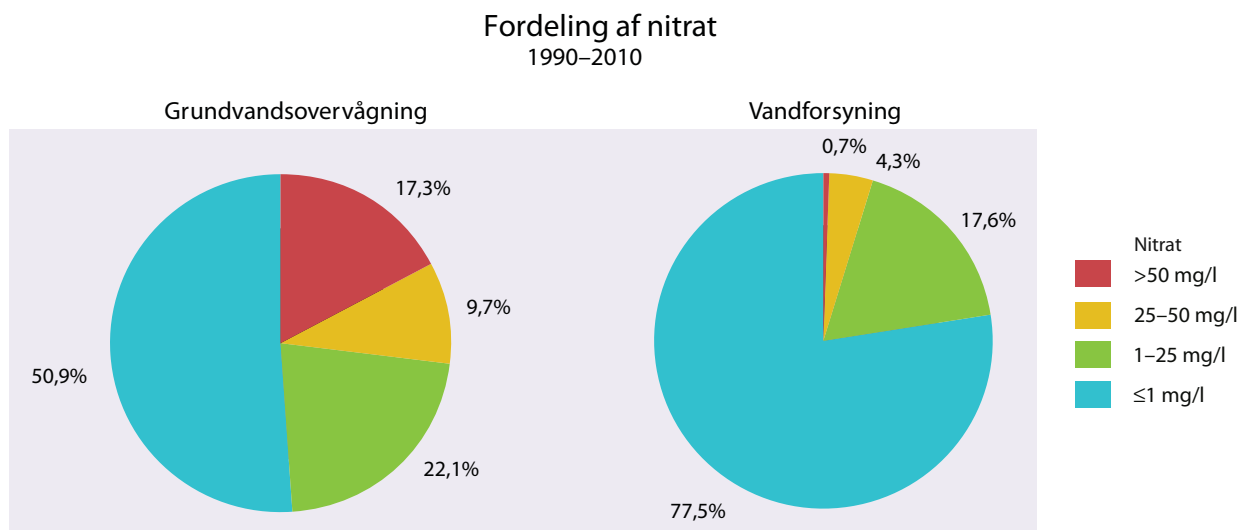
Tabel 1. Antallet af nitratanalyser i grundvandsovervågningen (GRUMO), Landovervågningen (LOOP), vandværkernes boringskontrol i indvindingsboringer og fra "andre boringer".

Fordeling af nitratindeholdet i grundvandsovervågningen og i vandforsyningen

Figur 5 viser en oversigt over fordelingen af nitratindeholdet i gennemsnit pr. indtag i perioden 1990-2010 i grundvandsovervågningen og i vandværkernes indvindingsboringer. Samtlige boringer i grundvandsovervågningen er anvendt herunder de, der ikke længere er aktive. Det fremgår, at ca. 17 % af indtagene i grundvandsovervågningen har et gennemsnitligt nitratindehold over 50 mg/l, mens det for vandforsyningsboringerne blot er knap 1 %.

Fordelingen af nitratindeholdet i grundvandsovervågningen har stort set været den samme siden overvågningsprogrammets start. Med hensyn til fordelingen af nitratindeholdet i indvindingsboringerne er der for perioden 1990-2010 i forhold til perioden 1990-2004 sket en reduktion.

tion fra ca. 28 til ca. 23 % i andelen af indvindingsboringer med et gennemsnitligt nitratindhold højere end 1 mg/l.



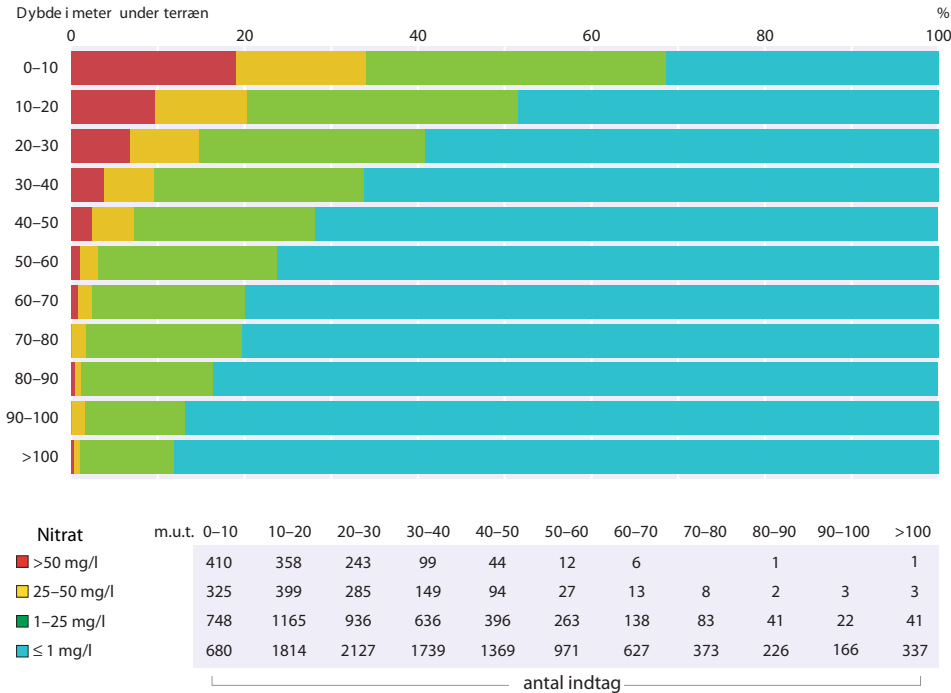
Figur 5. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold for samtlige indtag fra grundvandsovervågningen og i boringskontrolanalyserne i vandværkernes indvindingsboringer. Der er anvendt gennemsnitsværdier for nitrat pr. indtag for perioden 1990-2010.

Dybdemæssig fordeling af nitratindhold i alle typer boringer

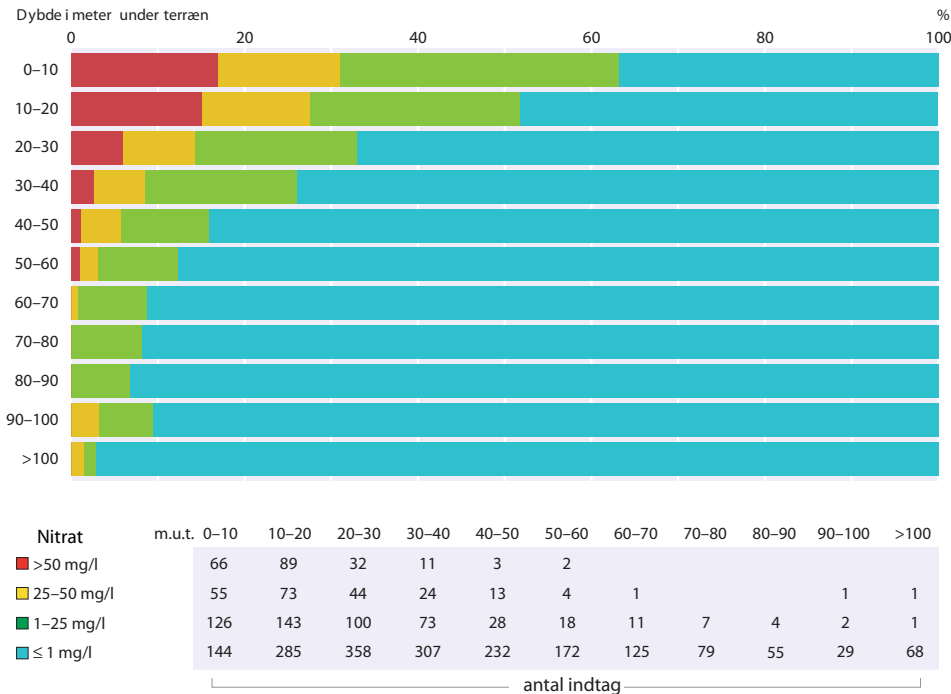
Figur 6 viser den dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold, hvor der samtidig er kendskab til indtagsdybden, for perioden 1990-2010 (A) og for 2010 (B). Fordelingen af nitratkoncentrationerne er opdelt i fire grupper (≤ 1 , 1-25, 25-50 og > 50 mg/l).

Der ses et gradvis fald med dybden i andelen af indtag med et nitratindhold over 25 mg/l. Grundvand med et indhold af nitrat over 25 mg/l findes hovedsageligt i de øverste 50 meter af jordlagene. Den største hyppighed af høje nitratindhold findes, tættest på kilden, i de øverste 10 meter af jordlagene, hvor nitratindholdet er større end 1 mg/l i ca. 70 % og over 50 mg/l i ca. 20 % af indtagene, når hele perioden betragtes (Figur 6A). Der ses en tendens til, at nitratindholdet i det øvre grundvand er reduceret i 2010 i forhold til den gennemsnitlige fordeling i 1990-2010.

A Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindehold
Alle analyser 1990 - 2010



B Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindehold
Alle analyser 2010



Figur 6. Dybdemæssig fordeling til top af indtag i m.u.t. af det gennemsnitlige nitratindehold i A: 17.380 indtag analyseret i perioden 1990-2010 og B: 2786 indtag analyseret i 2010, for GRUMO, LOOP, boringskontrollen i vandværkernes indvindingsboringer og i 'Andre boringer'. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført i tabellen under figurene.

Nitrat i forskellige redoxzoner

Nitratindholdet i grundvandet er påvirket af en række faktorer, hvoraf de vigtigste for danske forhold er:

- 1) Kvælstofudvaskningen fra arealanvendelsen
- 2) Nedbørsoverskuddet (nedbør minus fordampning)
- 3) Nitratomsætningen i grundvandsmagasinet (redoxforholdene)
- 4) Hydrogeologiske forhold (strømningsforhold)

Nitratindholdet i grundvandet skal altid vurderes i forhold til redoxforholdene, som styrer omsætningen af nitrat i grundvandet. Der er tradition for at grundvandet inddeles i 4 redoxzoner, der normalt optræder i tiltagende dybde fra jordoverfladen, se tabel 2 og side 34 (Hansen m.fl. 2009 & MST, 2000). Afhængig af datakvaliteten kan en række andre redoxfølsomme parametre understøtte afgrænsningen af vandtyperne, især kan jern og mangan, ammonium, metan og sulfid understøtte vurderingen af redoxforholdene og udsorteringen af data. Der vil derfor igennem denne rapport være forskellig brug af støtteparametre til at udsortere analyserne på de fire vandtyper afhængig af hvilke datasæt, der er anvendt.

| Beskrivelse af grundvandet | Vandtype | Zone i magasinet | Kemiske karaktertræk i grundvandet |
|----------------------------|----------|--------------------------------|---|
| Iltholdigt/iltet | A | Iltzone | $O_2 > 1 \text{ mg/l}$ |
| Anoxisk nitratholdig | B | Anoxisk nitratreducerende zone | $NO_3 > 1 \text{ mg/l}$ og $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$ |
| Svagt reduceret | C | Jern/Sulfat reducerende zone | $NO_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$ og $SO_4 > 20 \text{ mg/l}$ |
| Stærkt reduceret | D | Metan zone | $NO_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$ og $SO_4 \leq 20 \text{ mg/l}$ |

Tabel 2. Vandtyper opdelt efter redoxforholdene i grundvandet.

Iltzonen er specielt karakteriseret ved, at den ud over ilt indeholder nitrat i koncentrationer, der svarer til udvaskningen fra rodzonen. Dybere nede i grundvandet findes den anoxiske nitratreducerende zone. I den anoxiske nitratreducerende zone er nitrat under omsætning, og nitratkoncentrationerne er derfor lavere end den oprindelige udvaskning fra rodzonen. Det dybeste reducerede grundvand opdeles i den svagt og stærkt reducerede zone, hvor både ilt og nitrat er omsat, og grundvandskvaliteten i stadigt større grad er påvirket af lokale geokemiske og hydrologiske forhold.

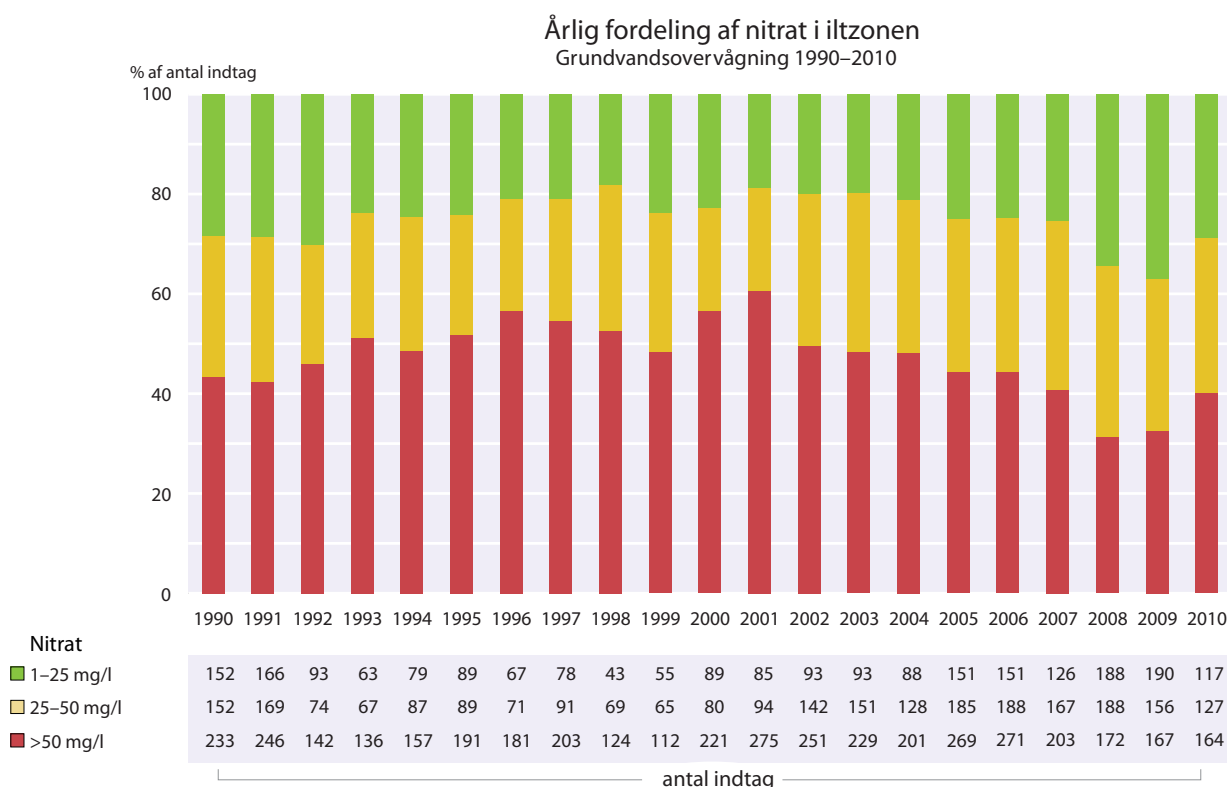
Nitratindhold – grundvandsovervågning: grundvandets iltzone –

Datagrundlag

Til vurdering af den tidsmæssige udvikling af nitratindholdet i det iltede grundvand er der anvendt data fra alle aktive indtag i grundvandsovervågningen fra perioden 1990-2010 med et ilt- og nitratindhold højere end 1 mg/l. Der er i alt 8.924 nitratanalyser (gennemsnitværdier pr. indtag pr. år) fra iltet grundvand i grundvandsovervågningen fra 1990-2010 med et nitratindhold > 1 mg/l. Antallet af nitratanalyser i iltet grundvand ligger generelt lidt højere de seneste 5 år (408-610 analyser) end de foregående år (417-473 analyser fra 2001-2004). Det skyldes nitratanalyser fra de nye korte borer, filtersat i iltet grundvand, etableret i 2005 og 2006.

Tilstand, udvikling og årsag

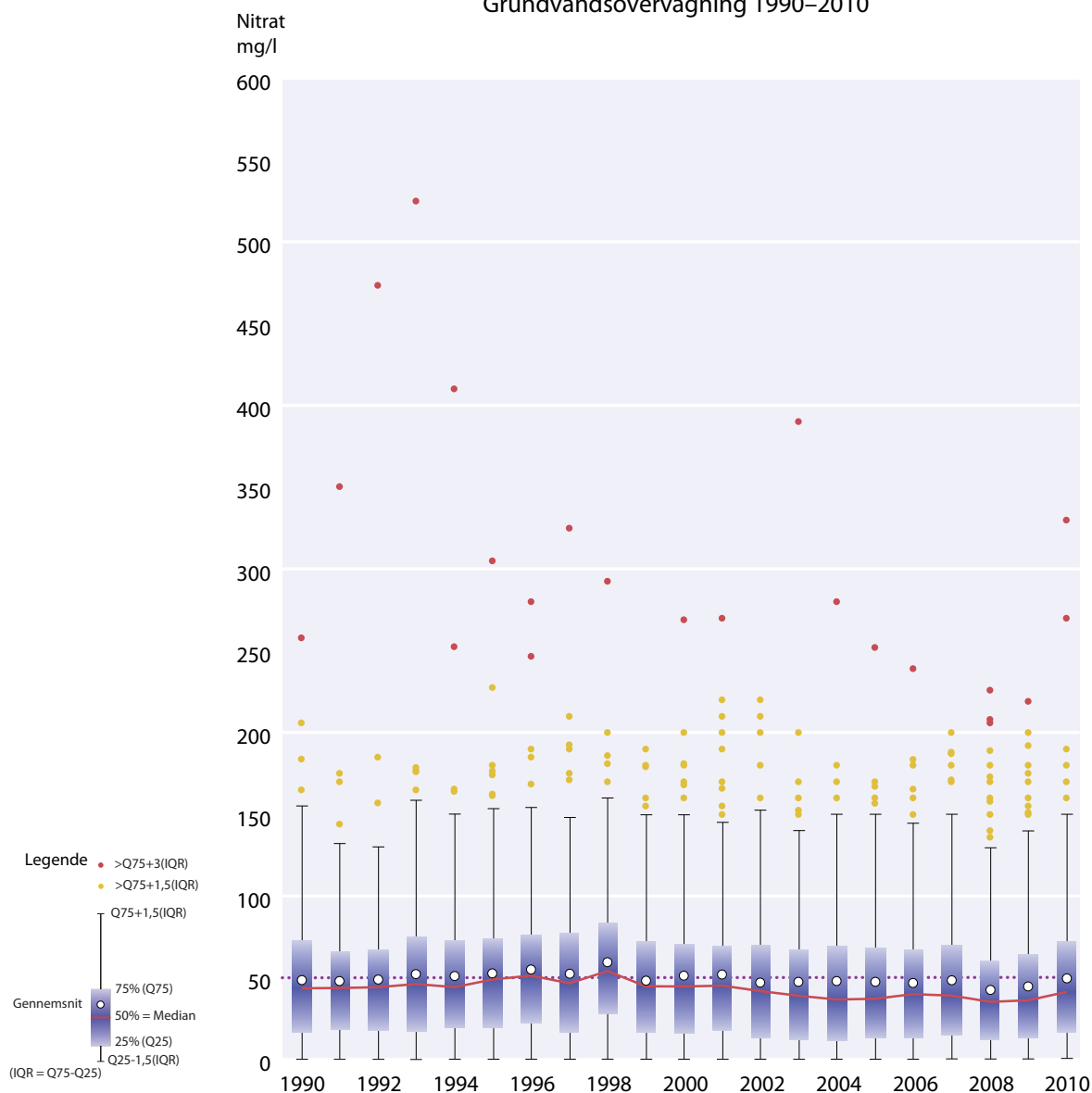
Figur 7 viser fordelingen af alle nitratanalyser fra det iltede grundvand i grundvandsovervågningen fra perioden 1990-2009 fordelt på 3 klasser (1-25, 25-50 og > 50 mg/l). Der er en tydelig tendens til, at andelen af indtag fra det iltede grundvand fra grundvandsovervågningen med koncentrationer over 50 mg/l er aftagende, sådan at omkring 30-40 % af indtagene i de seneste år har et indhold over 50 mg/l, mod ca. 50 % midt i 1990'erne.



Figur 7. Den procentvise fordeling af alle nitratanalyser (gennemsnit pr. indtag pr. år) fra iltet grundvand (med ilt > 1 mg/l og nitrat > 1 mg/l) fra perioden 1990-2010 i grundvandsovervågningen fordelt på 3 klasser (1-25, 25-50 og > 50 mg/l nitrat). Antal analyser fra hvert år og klasse er anført i tabellen under figuren.

Figur 8 viser udviklingen i det iltede grundvands nitratindhold, beskrevet ud fra alle analyser udført i perioden fra 1990 til 2009 som boks-diagrammer. Det iltede grundvands nitratindhold udviser alle år en stor spredning. Medianværdien for perioden 1990 – 2010 stiger jævnt frem til den højeste værdi i 1998 på ca. 50 mg/l nitrat, hvorpå den falder til et niveau på omkring 35-40 mg/l nitrat i 2004-2010. Gennemsnitsværdierne for nitrat falder fra ca. 60 mg/l i 1998 til ca. 50 mg/l i 2010. Nitratindholdet i det iltede grundvand i 2010 ligger for 25 % af indtagene over ca. 70 mg/l nitrat. Det højest målte nitratindhold i iltet grundvand varierer meget fra år til år i perioden 1990-2010, og den højeste målte værdi ligger på over 500 mg/l nitrat målt i 1993. Medianværdierne er generelt kun en smule mindre end gennemsnitsværdierne.

Nitrat i ilt-zonen Grundvandsovervågning 1990–2010



Figur 8. Udviklingen i det iltede (ilt > 1 mg/l) grundvands nitratindhold, GRUMO 1990 - 2010.

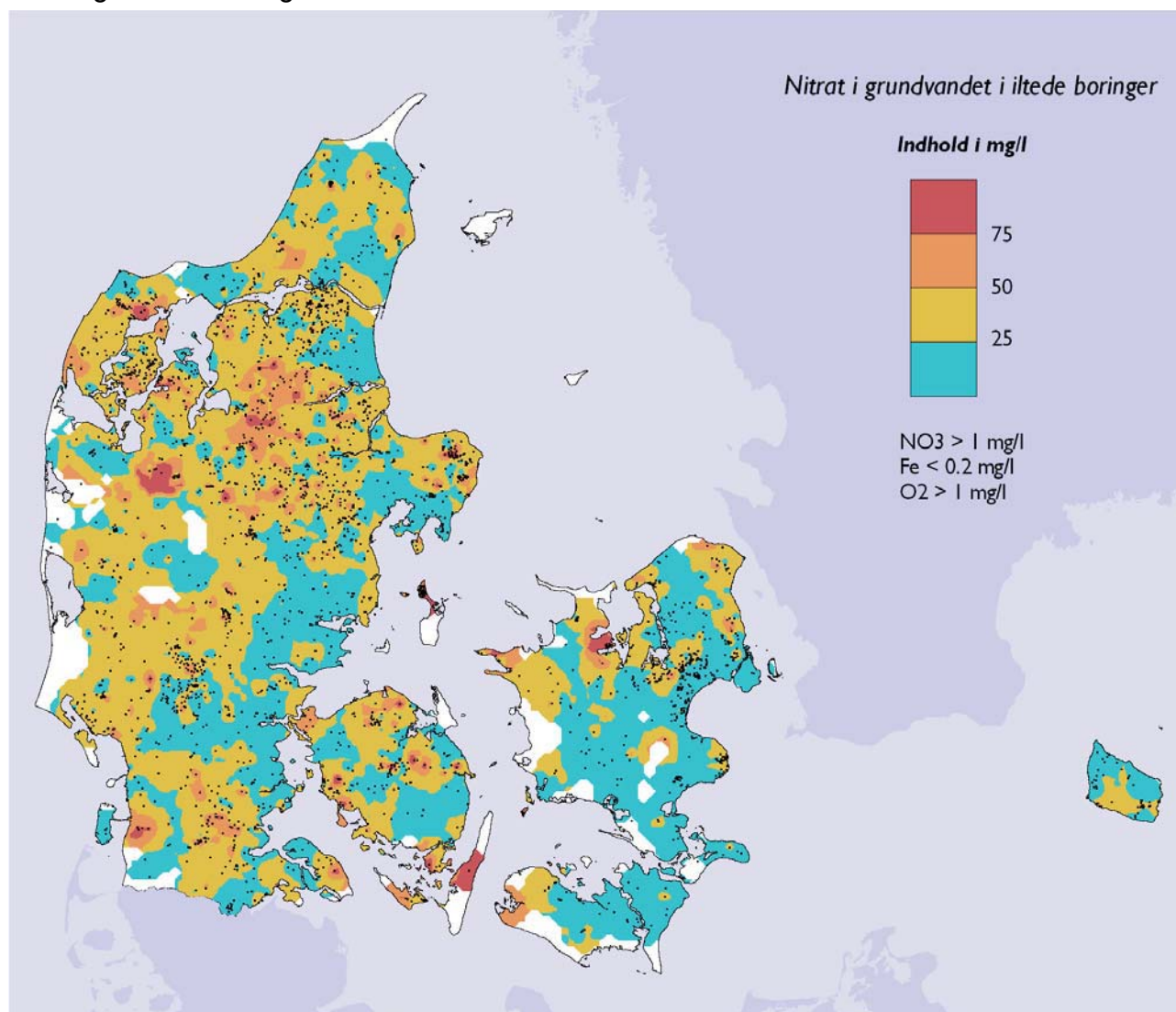
Regional fordeling

Figur 9 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i iltzonen (nitrat > 1 mg/l, jern < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l) i grundvandet i Danmark. Gridding-metoden "Kriegering" er brugt til interpolation af data, hvor data er kriet med et semivariogram, der er tilpasset en eksponentialfunktion. Søgeafstand blev bestemt til 10 km med en cellestørrelse på 2500 meter. Alle tilgængelige data for nitratindholdet i iltet grundvand er anvendt, og figur 9 præsenterer det interpolerede billede af det gennemsnitlige nitratindhold i 3757 indtag baseret på analyser fra 1890-2010.

Figur 9 viser, at der overalt i Danmark er fundet nitrat i grundvandets iltzone. Ved at sammenholde figur 9 og figur 6 ses, at der er størst sandsynlighed for at finde nitratholdige grundvand i de øverste jordlag, skønt nitrat visse steder kan påvises mere end 100 meter under terræn-

overfladen. Figur 9 viser også, at de højeste koncentrationer af nitrat (orange-røde farver med >50 mg nitrat/l) i iltet grundvand er fundet i områder i det nordlige Sjælland, Lolland, Fyn, Djursland, Himmerland, Nordjylland og Vestjylland.

Forekomsten af de høje koncentrationer af nitrat i iltet grundvandet skyldes sandsynligvis en kombination af: 1) dårlig beskyttelse af grundvandsmagasiner fra oven liggende dæklag, 2) lille nitratreduktionskapacitet af grundvandsmagasinet, 3) stor grundvandsdannelse og 4) stor udvaskning af nitrat fra arealanvendelsen. De 3 første kriterier ligger bl.a. til grund for vurdering af grundvandsmagasiners nitratsårbarhed i forbindelse med den nationale grundvandskortlægning og har betydning for udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne (MST, 2000 og Hansen m.fl., 2009). Det 3. og 4. kriterium spiller en rolle for koncentrationsniveauerne af nitrat i grundvandsmagasinerne.



Figur 9. Interpoleret geografisk fordeling af nitratinholdet i iltet (nitrat > 1 mg/l, jern < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l) grundvand i Danmark. 3757 analyser som repræsenterer målinger fra 1890-2010. Alle datatyper er anvendt. Data er interpoleret med et semivariogram, der er tilpasset en eksponentialfunktion, søgeafstand 10 km og cellestørrelse 2500 meter. Prikker viser placeringen af målepunkter.

Nitratindhold i grundvand under landbrugsarealer – landovervågning

Datagrundlag

I landovervågningsområderne (LOOP) overvåges det allerøverste terrænnære grundvand under landbrugsarealer. Der udføres ca. 6 analyser pr. år i hvert af 20 indtag i de 5 LOOP områder. Generelt ligger antallet af analyser i 2010 ca. 20 % lavere end de foregående år (se tabel 1.) Dette skyldes fortrinsvis, at der mangler over 50 % af nitratdata fra LOOP 6 på grund af tekniske problemer med prøvetagningen i 2010.

Tilstand, udvikling og årsager

I dette års rapportering præsenteres gennemsnitsværdier for hele året, og ikke som hidtil kun vinterhalvåret, da der ikke er nogen enkel sammenhæng mellem tidspunktet for prøvetagning, nedbør, grundvandsdannelse og strømningsmønsteret. Figur 10 viser derfor årsnedbøren og det årlige gennemsnitlige nitratindhold i det øvre grundvand (0 til 6 m.u.t) på sand- og lerområder i LOOP for perioden 1990-2010. Nedbøren er beregnet som et gennemsnit af DMI's 10x10 km nedbørsdata for de områder, hvori de enkelte LOOP ligger.

Tre LOOP områder er placeret i lerområder:

- LOOP 1, Højvads Rende Lolland
- LOOP 3, Horndrup Bæk Østjylland
- LOOP 4, Lille Bæk Fyn

To LOOP områder er placeret i sandområder:

- LOOP 2, Oddebæk Nordjylland
- LOOP 6, Bolbro Bæk Sønderjylland

Nitrat opfører sig som et kemisk inert stof under rodzonen, hvor den generelle lave reaktivitet af organisk stof er lav, hvis der er iltede forhold. Derfor er iltholdigt grundvand (vandtype A) særdeles velegnet til overvågning af nitratudvaskningen fra landbruget. Grundvand med vandtypen B vil have et nitratindhold, som er lavere end nitratudvaskningen fra rodzonen på grund af omsætningen af nitrat. De reducerede grundvandstyper C og D er derimod nitratfrie, se tabel 2.

Egnetheden af grundvandsboringerne i LOOP til overvågning af nitratudvaskningen fra areal-anvendelsen afhænger dermed af redoxforholdene i grundvandsmagasinerne. Dette forhold er undersøgt nærmere i rapporten "Faglig vurdering af grundvandsboringer og pejleboringer i Landovervågningen (LOOP) 2010" (Hansen m.fl., 2010). Overvågningen af øvre grundvand i de 97 boringer sker med denne fordeling på vandtyper:

- 1) 16 % iltholdigt og nitratindholdigt grundvand af vandtype A,
- 2) 44 % nitratindholdigt grundvand af vandtype A eller B,
- 3) 12 % ikke-nitratindholdigt reduceret grundvand af vandtype C
- 4) 27 % grundvand med varierende redoxforhold, idet vandtypen veksler mellem A, B, C og D.

Det konkluderes, at der bla. er brug for en optimering af feltarbejdet, således det kan afgøres, hvilke boringer, der er egnede til overvågning af nitratudvaskningen til grundvandet, idet der indgår en del boringer med nitratreducerende forhold, der ikke afspejler kvælstofpåvirkningen

fra landbruget. Specielt skal der måles ilt i grundvandet ved hver prøvetagning, hvilket pt. mangler for LOOP 1, 2, 3 og 4. Dette er yderst vigtigt i forhold til at kunne afgøre, om vandtypen er A eller B for de 44 % af grundvandsboringerne, som monitorer grundvand af vandtype A eller B.

Der er stor spredning i de målte nitratkoncentrationer i både sand- og lerområderne. Generelt er der et højere nitratindhold i grundvandet i sandområderne end i lerområderne. Gennemsnitsværdierne for nitratindholdet i det øvre grundvand i sand- og ler-jordsoplandene ligger lidt højere end medianværdierne, men har ellers et nogenlunde synkront forløb.



Figur 10. Nitratindholdet i det øvre grundvand i sand- og lerområderne i LOOP, sammenholdt med nedbøren (grønne kurve). Nitratanalyser over 1 mg/l og indtag mellem 0 og 6 meter under terræn er medtaget.

For perioden 1990-2010 er der i sandområderne et fald (fra ca. 95 til ca. 55 mg/l) i det øverste grundvands gennemsnitlige nitratindhold, når indtag med mere end 1 mg/l nitrat medtages. Faldet er størst frem til 2000, hvorpå ændringerne bliver små. Den højeste målte enkeltværdi i perioden er på 740 mg/l nitrat fra 1997.

For lerområderne ligger det gennemsnitlige nitratindhold for hele perioden 1990-2010 i omkring 30 - 50 mg/l, og der er ikke et tilsvarende tydeligt fald i koncentrationsniveauet som i sandområderne, når indtag med mere end 1 mg/l nitrat medtages. Den højeste enkeltværdi i perioden er på 575 mg/l nitrat fra 1992. Gennemgangen af borerne i Hansen m.fl. (2010) viste, at ca. 21 % af monitoringsboringerne i lerområderne har udviklet sig fra nitratindholdige til

reducerede efter 2001, hvilket vurderes, at skyldes tidligere forurening ved lækage og nedsvining langs installationer. Denne udvikling kan ikke ses i det gennemsnitlige årlige nitratindhold på lerjordsoplandene vist i figur 10, da kun indtag med > 1 mg/l nitrat er medtaget.

Den årlige gennemsnitlige nitratkoncentration på sand- og lerjordsoplandene, som er vist i figur 10 (indtag < 6 m.u.t. og nitrat > 1 mg/l), vurderes at ligge lavere end niveauet for nitratudvaskningen i områderne, da de årlige værdier repræsenterer et gennemsnit af nitratkoncentrationen i både iltet og anoxisk nitratholdigt grundvand (vandtype A og B).

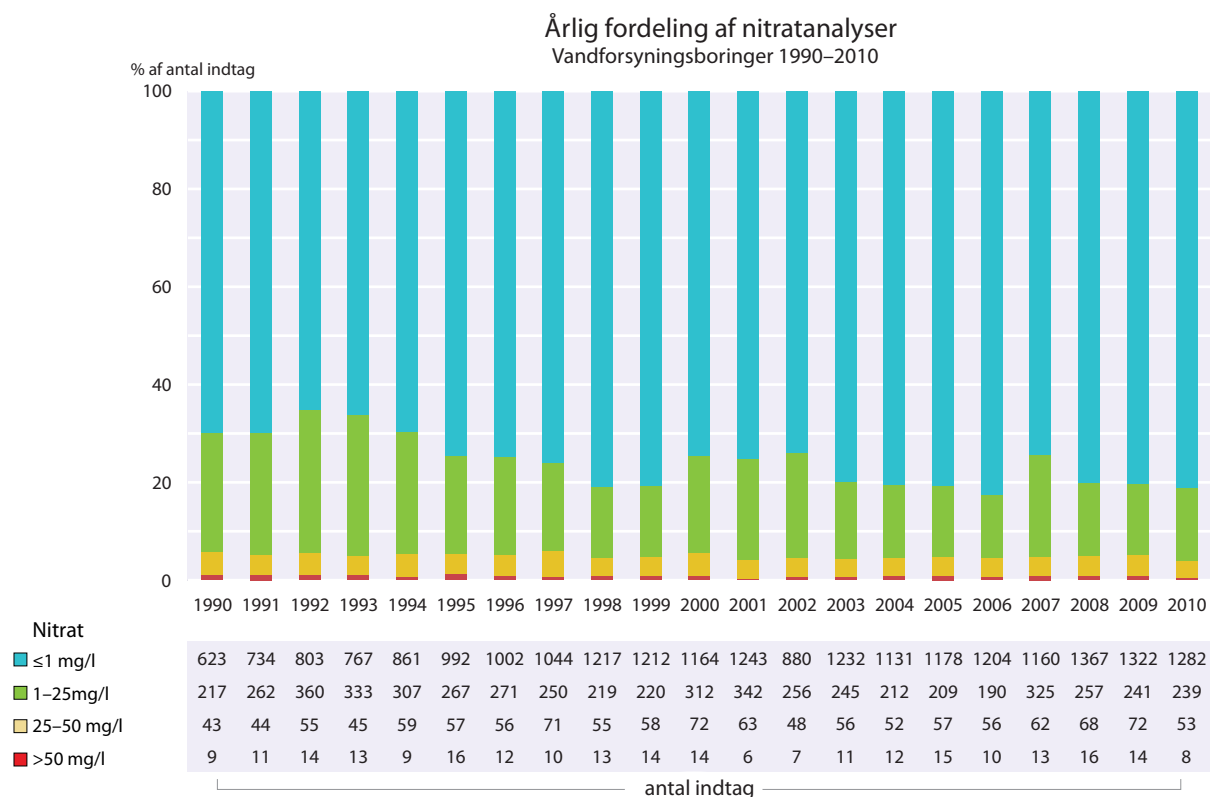
Nitrat, vandværkernes kontrol af indvindingsboringer

Datagrundlag

Grundvandet i vandværkernes indvindingsboringer analyseres ikke hvert år, men i en turnus på 3 - 5 år afhængig af indvindingsmængderne. Det er således ikke det samme datasæt, der indgår år for år. Analyserne udføres med det formål at beskrive indholdet af nitrat i det grundvand, der indvindes til drikkevandsformål.

Tilstand, udvikling og årsager

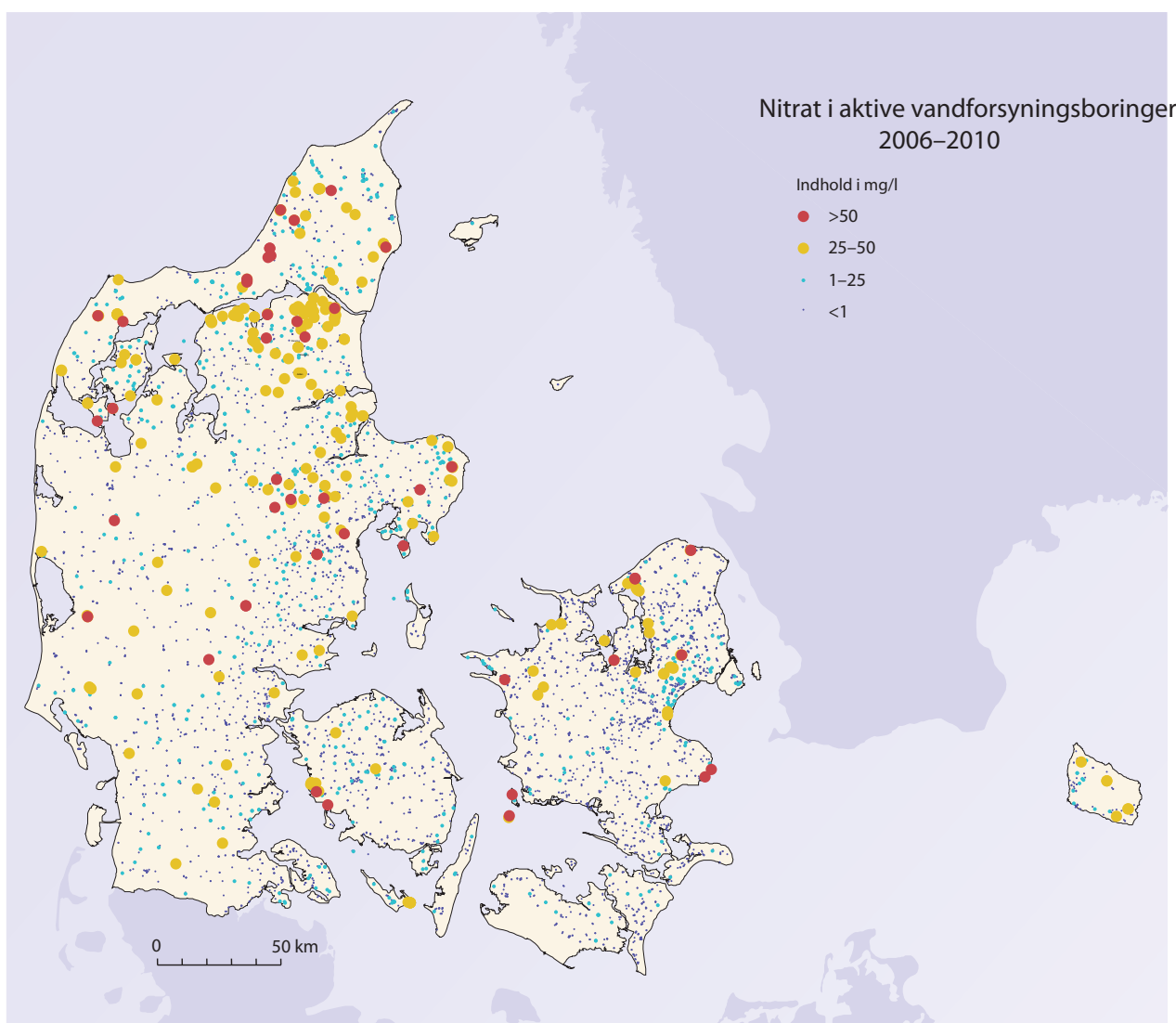
Figur 11 viser, at hovedparten (ca. 80 %) af analyserne fra vandværkernes boringskontrol er nitratfrie (ilt ≤ 1 mg/l). Det vil sige, at der hovedsagelig indvindes grundvand til drikkevandsformål fra det reducerede nitratfrie grundvand, vandtype C og D. Der ses en tendens til, at andelen af analyser fra nitratholdigt grundvand er faldet igennem måleperioden fra 25-35 % i begyndelse af 1990'erne til omkring 20 % i 2003-2010.



Figur 11. Det årlige antal af nitratanalyser (gennemsnit pr. indtag pr. år) fra indvindingsboringer (boringskontrollen), fordelt på fire koncentrationsklasser i perioden 1990-2010.

Regional fordeling

Figur 12 viser den geografiske fordeling i Danmark af nitratindholdet i vandværkernes indvindingsboringer gennem de seneste 5 år (2006-2010). På figuren er kun vist data fra aktive vandværker. Drikkevandskvalitetskravet blev i perioden overskredet i kortere eller længere tid i i alt 35 boringer. Den højst målte værdi i perioden var 120 mg/l. Der kan muligvis være enkelte data fra vandværker/boringer, som er sat ud af drift inden for de seneste 5 år, men som vandværkerne stadig overvåger.



Figur 12. Nitratindholdet i grundvandet i vandforsyningsboringer opdelt på 4 koncentrationsklasser. Data er fra perioden 2006-2010, fra aktive vandværker, hvorfra der dog kan foreligge data fra indvindingsboringer, som ikke anvendes til drikkevandsforsyning. Grundvandet i indvindingsboringerne analyseres i en turnus på 3 til 5 år med boringskontrollen.

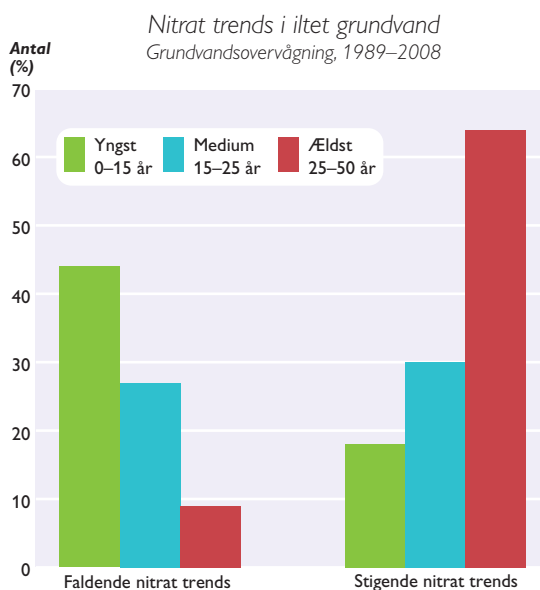
Vandmiljøhandlingsplanernes effekt på grundvandets nitratindhold

Eventuelle effekter af vandmiljøplanerne vil kunne erkendes i det iltede grundvand (vandtype A), hvor nitrat ikke omsættes ved nitratreducerende processer. Datering af grundvandet giver her mulighed for at vurdere udviklingen af nitratpåvirkningen over tid.

Statistiske trendanalyser

I rapporteringen for perioden 1989-2008 (Thorling mfl., 2010-a) var der fokus på udviklingen i nitratindholdet i iltet grundvand på indtagsniveau. En yderligere databearbejdning er publiceret i Hansen m.fl. (2011). Statistisk dataanalyse af ca. 20 års overvågningsdata fra hele landet viste, at nitratindholdet i dansk iltet grundvand generelt siden ca. 1980 har været faldende. Den generelle tendens med et faldende nitratindhold i iltet grundvand stemmer overens med den overordnede tendens med hensyn til udviklingen i kvælstofoverskuddet i dansk landbrug.

De publicerede resultater viste også, at det yngste iltede grundvand (< 15 år) har flere overvågningsindtag med et signifikant faldende nitratindhold (44 %) end det ældste (25-50 år) iltede grundvand (9 %). Dog findes der stadig indtag, hvor nitratindholdet er stigende, men hvor kun ca. 18 % af det yngste iltede grundvand har et signifikant stigende nitratindhold, har 64 % af det ældste iltede grundvand et signifikant stigende nitratindhold (se figur 13).



Figur 13. Andel af statistisk signifikante ($p < 0,05$) stigende og faldende nitratrends i grundvandet inddelt i 3 aldersgrupper (modificeret efter Hansen m.fl., 2011).

Det er relevant at gentage de statistiske trendanalyser med passende mellemrum fx hvert 3 – 5 år i forhold til at kunne spore ændringer i udviklingstendenserne på nationalt plan i iltet grundvand. En ny datering af det iltede grundvand i det næste overvågningsprogram (2011-2015), hvor mange nye overvågningspunkter forventes etableret, vil også give et behov for, at analyserne gentages.

Datagrundlag

Vurderingen af vandmiljøhandlingsplanernes effekt på grundvandets nitratindhold baseres på nitratanalyser fra grundvandsovervågningsindtag i den iltede zone, hvor det har været muligt at CFC-datere grundvandet. I forhold til sidste års rapportering ("Data 1990-2008" og "Glidende middel 1990-2008" i figur 14) og Hansen m.fl. (2011) er der i år ("Data 1990-2010" og "Gli-

dende middel 1990-2010”) et større datasæt (ca. 77 % flere data), idet tidligere data for grundvands dannelsesar (CFC-årstal), som var indberettet som skønnede værdier, i mellemtiden er vurderet til at have samme analysekvalitet som de øvrige data. Datagrundlaget er i år 385 målinger fra iltholdige grundvandsovervågningsindtag (nitrat > 1 mg/l, jern(II) < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l), som er CFC-dateret i perioden 1997-2006 med et CFC-årstal over ”detektionsgrænsen” (> 1940). Data stammer fra 355 iltede overvågningsindtag, idet enkelte er CFC-dateret mere end en gang.

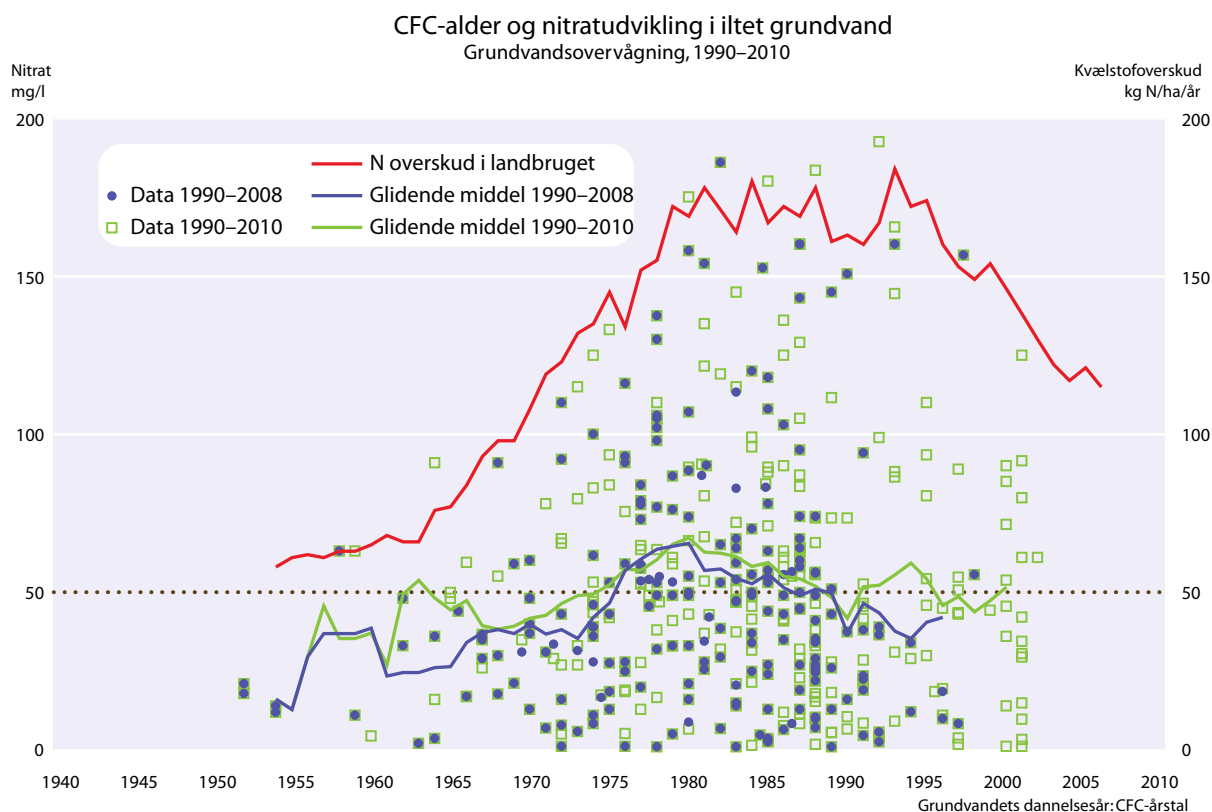
CFC alder og nitratanalyser

Udviklingen i nitratindholdet i iltet grundvand dannet efter vedtagelsen af den første Vandmiljøhandlingsplan i 1987 er en indikator, der kan illustrere, hvorvidt handlingsplanernes mål om reduktion af landbrugets nitratudvaskning til vandmiljøet har en målbar effekt på grundvandskvaliteten generelt. Nitratanalyser og CFC-dateringer fra iltet grundvand i grundvandsovervågningen kan bruges direkte til at beskrive udviklingen i tilførslen af nitrat til grundvand og dermed til at beskrive udviklingen i nitratudvaskningen fra rodzonen til grundvandet.

Figur 14 viser data fra grundvandsovervågningsindtag med iltet grundvand (nitrat > 1 mg/l, jern < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l), hvor CFC-årstallet er afbildet mod nitratkoncentrationen fra det år, hvor CFC prøven blev udtaget. I de indtag, hvor der er udtaget flere prøver for CFC og/eller nitrat samme år, er middelværdien for det pågældende år anvendt.

Figur 14 viser, at der er stor spredning i nitratindholdet inden for det enkelte CFC-årstal, hvilket skyldes en forventelig stor variation i grundvands nitratindhold på national skala. Figuren viser, at nitratindholdet i mange indtag med iltet grundvand ligger over 50 mg/l for grundvand dannet efter 1950.

Den grønne kurve i figur 14 viser 5 års glidende middel. Ligesom i sidste års rapportering, hvor datasættet var mindre (blå kurve i figur 14), viser kurven en tendens til et stigende nitratindhold frem til 1980 efterfulgt af et faldende nitratindhold i iltet grundvand. Det fremgår, at data-tætheden er størst i den mellemste periode fra ca. 1965-1990. Målingerne indikerer, at de mange tiltag, der har været for at begrænse kvælstofoverskuddet i landbruget, kan erkendes i det unge grundvand. Denne udvikling bør følges og verificeres bl.a. ved en ny datering af det iltede grundvand, således som det er planlagt i det fremtidige overvågningsprogram.



Figur 14. Udviklingen i det iltede grundvands nitratindhold (nitrat > 1mg/l, jern < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l) for grundvandsovervågningsindtag, hvor CFC-årstallet er afbildet sammen med nitratkoncentrationen for det år, hvor prøven til CFC-datering er udtaget. I de indtag, hvor der foreligger mere end en CFC datering og/eller nitratmåling for det samme år, er middelværdien anvendt. Den grønne og blå kurve viser en 5 års glidende middel. Data rapporteret i 2009 er vist sammen med data for dette års rapport (2010).

Tidsmæssige variationer i redoxzonernes dybde og tykkelse

Målsætning

Formålet med denne del af overvågningen er at forbedre beskrivelsen og forståelsen af variationer over tid af redoxzonernes vertikale udbredelse, og dermed af især nitrats udbredelse i grundvandsmagasinerne.

Relevans

Ændringer i indtrængningsdybden for nitrat og ilt har stor betydning for miljøtilstanden i tilknyttede overfladevandssystemer, idet jo større mægtighed de nitratholdige zoner har, desto større risiko er der for, at de tilknyttede overfladevandssystemer modtager grundvand med et højt nitratindhold. Samtidig har det en væsentlig betydning for, hvor stor en del af drikkevandsressourcen, der er påvirket af nitrat.

Den nitratreducerende zones egenskaber er afgørende for de geologiske lags evne til at reducere nitrat. Hvis den nitratreducerende zone (hvor vandtype B optræder) har en stor mægtighed, er det en indikation på, at nitratreduktionsprocesserne er langsomme i det pågældende magasin. Magasinernes redoxkapacitet og ikke mindst omsætningshastigheden af nitrat er af stor betydning for drikkevandsforsyningen. I områder med lav reaktionshastighed eller lav re-

duktionskapacitet, kan der således iagttages nitratgennembrud eller stigende nitratindhold i vandforsyningsboringer.

En bedre forståelse af de tidsmæssige variationer i redoxzonernes rumlige udbredelse, kan understøtte fortolkningen af de tidsserier for især nitrat, sulfat og andre redoxfølsomme parametre, der indsamles i overvågningsprogrammet, og dermed understøtte overvågningens primære formål, nemlig at overvåge om effekterne af de nationale miljøtiltag dækker de opstillede målsætninger.

Datagrundlag

Fra fire multifilterboringer, de såkaldte redoxboringer, er der i perioden 1999-2010 indsamlet analysedata for "redoxpakken" (nitrat, nitrit, klorid, sulfat, kalium, jern, mangan, ilt, pH, ledningsevne og redoxpotentiale). Der blev i 2005 etableret yderligere to multifilterboringer med samme analyseprogram. Da der er tegn på forbigående forurening fra borearbejdet i den ene, afrapporteres resultaterne herfra endnu ikke. Boringerne pejles i flere dybder. På figurerne er de geologiske lagserier vist sammen med overvågningsdata fra alle indtag i boringerne.

Databehandling:

Følgende grænser for zonerne er benyttet i figurerne:

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)

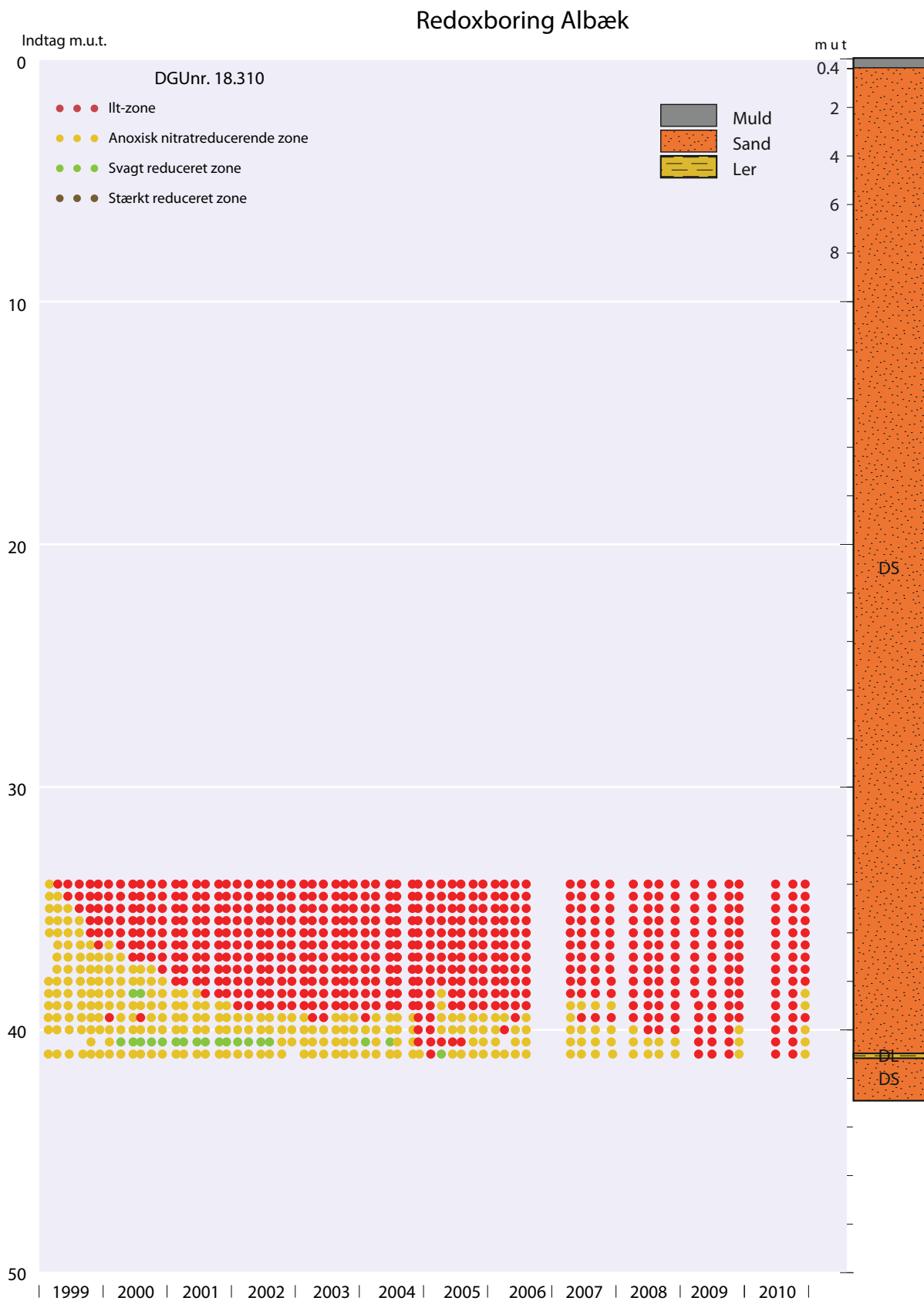
Svagt reduceret grundvand: $NO_3 \leq 1$ mg/l, $O_2 \leq 1$ mg/l og $SO_4 > 20$ mg/l, (vandtype C)

Stærkt reduceret grundvand: $NO_3 \leq 1$ mg/l, $O_2 \leq 1$ mg/l og $SO_4 \leq 20$ mg/l. (vandtype D)

For prøver, hvor fx iltanalyser mangler, er der foretaget en manuel fortolkning af redoxstatus ud fra prøvens samlede kemiske sammensætning med særlig vægt på indhold af nitrit, mangan, jern, sulfat og nitrat. (Hansen B., et al, 2009 & MST, 2000). I dette års rapport er der fokuseret på resultaterne fra Albæk og Grindsted, med uddybende analyser.

Tilstand, udvikling og årsager Albæk ved Sæby - DGU nr. 18.310

Figur 15 og 16 viser, at der er nitratholdigt grundvand i hele det overvågede interval fra 34 m til 41 m i redoxboringen ved Albæk fra 2008. Herunder findes et lille lerlag, hvorefter boringen er standset. I den nederste meter er indholdet af nitrat meget lavt, typisk under 5 mg/l, og der er af og til nitratfrie forhold. Grundvandsspejlet ligger ca. 15,5 m.u.t, målt i det øverste filter 34 m.u.t. Grundvandsspejlet har varieret ca. 1 m de sidste 10 år, og stod højest omkring 2002. På basis af farvebeskrivelser fra det geologiske profil og de vandkemiske målinger kan det konkluderes, at grundvandet indeholder nitrat indtil ca. 25 m under grundvandsspejlet. Der er således tale om, at en ganske betydelig del af grundvandsmagasinet indeholder nitrat i dette område.



Figur 15. Redoxzoner 33-43 m.u.t for redoxboring DGU-nr. 18.310, Albæk, v. Sæby 1999-2010. Grundvandsspejl i ca. 15,5 m.u.t. Den geologiske lagserie er vist længst til højre.

Rumlige variationer DGU-nr. 18.310.

Figur 15 viser udbredelsen af redoxzonerne over tid. Grænsen mellem det iltholdige og det anoxiske nitratholdige grundvand bevægede sig fra 34 m.u.t ned til ca. 38 m.u.t. i løbet af boringens tre første leveår. Der er muligvis tale om en indsvingningseffekt, hvor formationen har været påvirket af borearbejdet. Siden har grænsen svinget nogle meter op og ned. Der har de senere år været nogen usikkerhed om iltmålingerne, idet meget tyder på, at de målte koncentrationer af ilt i de nederste filtre er højere end det faktiske indhold, således at detektionsgrænsen med den anvendte teknik måske ligger over 1 mg/l.

Dette understøttes af figur 16, der viser et profil af ilt, nitrat og sulfat ned gennem redoxboringen fra okt. 2003 og okt. 2010. Ved overgangen fra det iltede til det anoxiske miljø ses en kraftig stigning i indholdet af sulfat fra baggrundsværdien i iltet grundvand på 10-20 mg/l og op til 40-100 mg/l som følge af nitratreduktion ved pyritoxidation. I samme interval iagttages netop faldende koncentrationer af ilt og nitrat. Ilt falder imidlertid ikke så meget som ventet. Også fund af ilt i hele lagserien i 2005, 2009 og 2010 indikerer behov for et serviceeftersyn af iltanalyserne. Det bemærkes på figur 16, at ilt-fronten når en meter længere ned i grundvandet i 2003 sammenlignet med 2010.

Figur 17 viser tidsserier i forskellige dybder for nitrat, sulfat og ilt. Det fremgår i overensstemmelse med figur 16, at nitrat og ilt er trængt længere ned i magasinet omkring 2002-2005 end i den øvrige del af overvågningsperioden. I det dybeste filter 2 ses en smule nitrat, netop midt i denne periode. Bemærk i filter 5, hvorledes også sulfat falder til baggrundsniveauet i iltet vand i 2003-5, hvor det iltede vand er trængt længst ned. En nærmere forklaring på dette fænomen ligger uden for årets rapportering og kalder på selvstændig udredning.

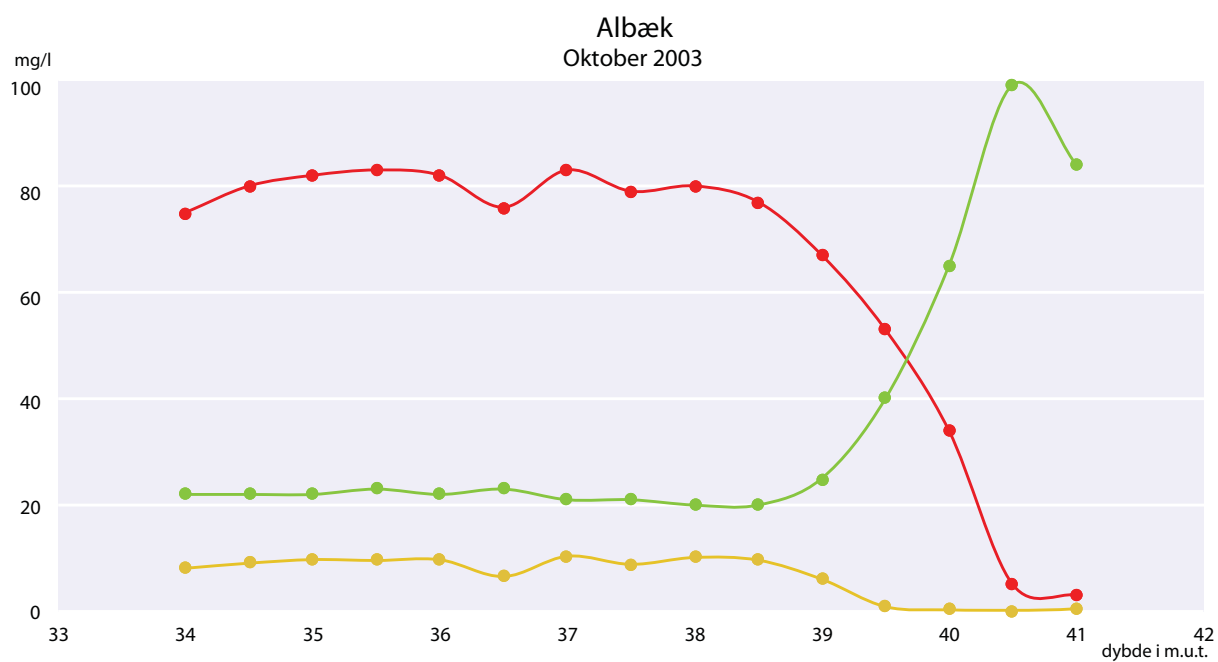
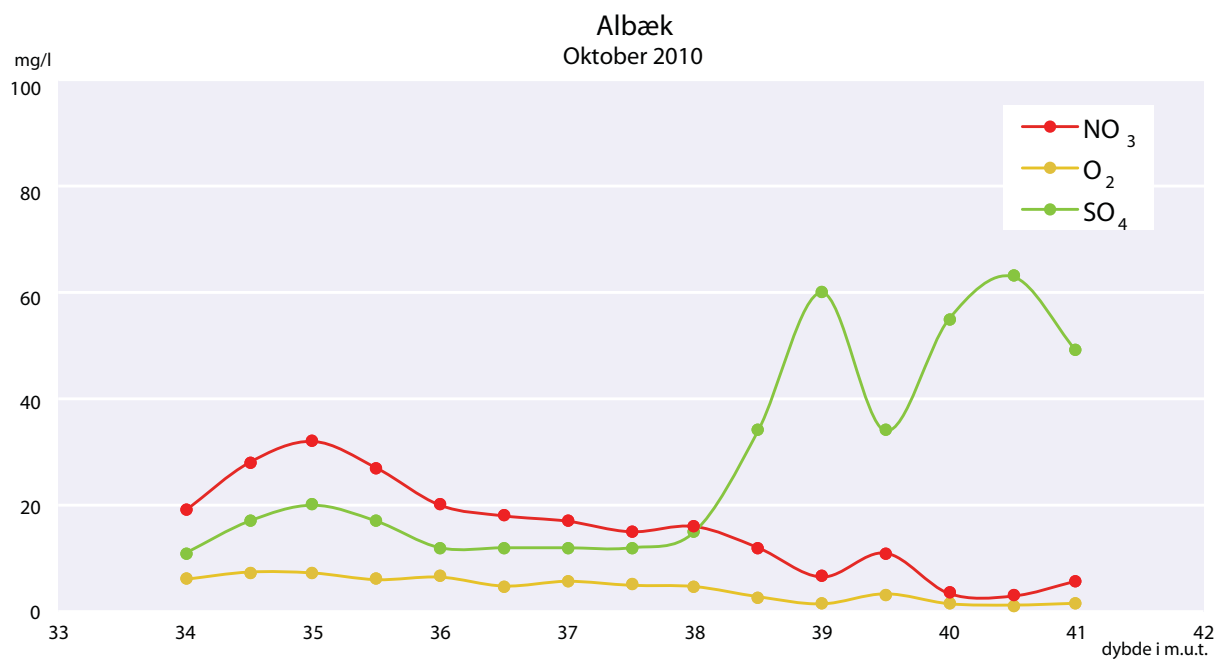
Det nærliggende Præstbo vandværk har flere borer i forskellig afstand nedstrøms for redoxboringen. Den samlede årlige indvinding på ca. 72.500 m³ er ikke ændret væsentligt siden 1999. Derudover kan klimatiske variationer tænkes at spille en rolle, ligesom reaktionshastighederne i forhold til strømningshastigheden har helt afgørende betydning for det faktiske variationsmønster. Sammentolkning af grundvandskemi med sedimentkemi og hydrologi vil kunne give betydelige bidrag til forståelse af dette.

Udvikling i nitratindholdet i Albæk

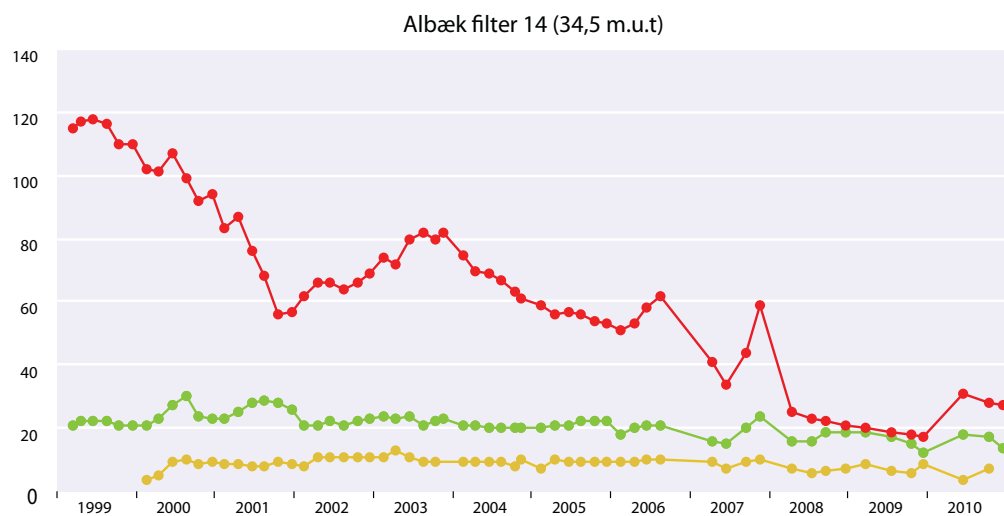
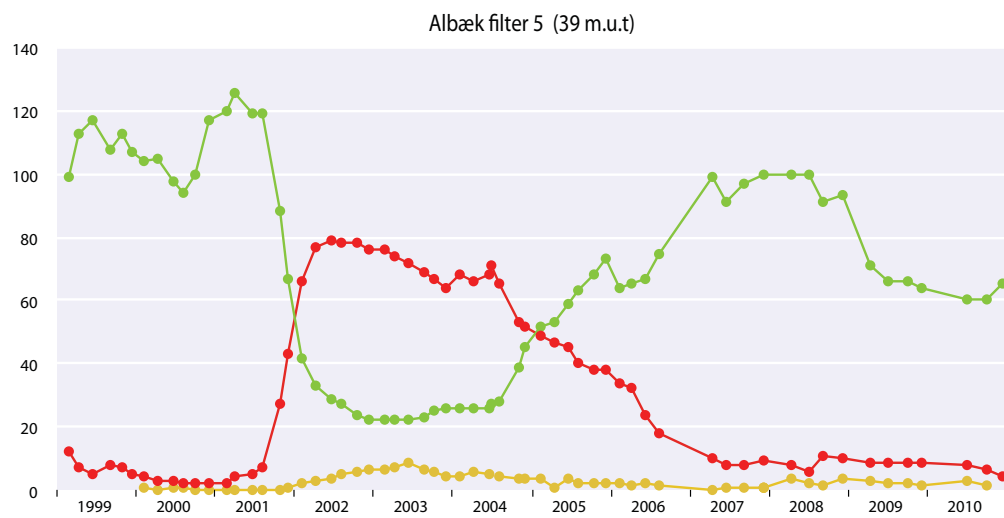
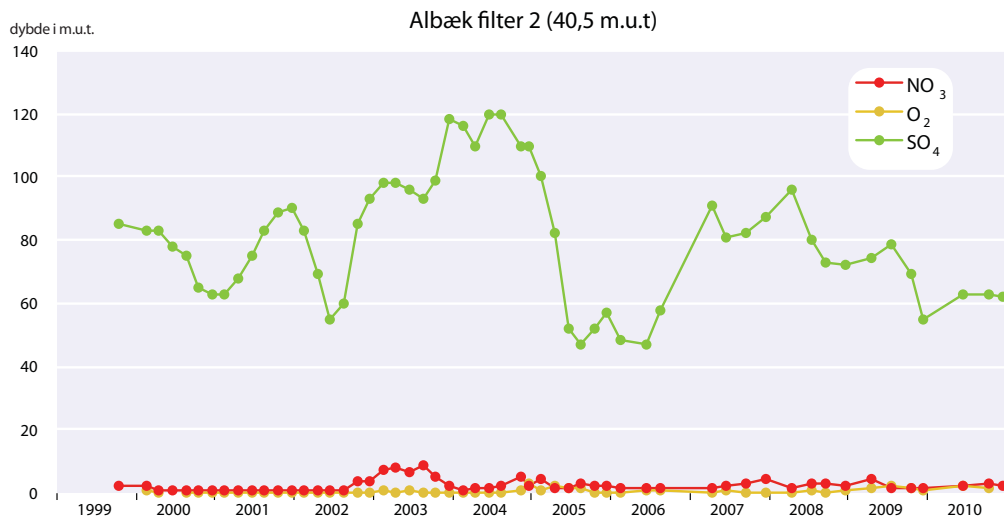
Udviklingen i nitratindholdet i denne boring viser sig at have to årsager:

For det første ændret nitratudvaskning som følge af de generelle landbrugsreguleringer. Dette kan illustreres med forholdene i filter 14, hvor der er iltede forhold i hele overvågningsperioden, således som det fremgår af figur 17. Grundvandet i dette filter er dateret til at have en alder på ca. 17 år, hvilket svarer til at den overvågede periode dækker fra 1982 til 1994. Her kan det faldende nitrat indhold kun tolkes som stammende fra en mindsket udvaskning af nitrat til grundvandet. Der er et markant fald fra over 100 mg/l til omkring blot 20-25 mg/l, hvilket er mere, end hvad der typisk kan forventes alene som følge af den generelle landbrugsregulering, i den periode grundvandsdannelsen har fundet sted.

For det andet: udviklingen i nitratindholdet i en række indtag skyldes variationer i grundvands redoxforhold og fluktuationer i den rumlige udbredelse af ilt og nitratfronten. Dette er iagttaget i de dybere lag af redoxboringen i Albæk, fx filter 5, figur 17, og nitratidsserierne derfra kan ikke anvendes til evaluering af vandmiljøplanerne.



Figur 16. Profil af vandkvaliteten ned gennem redoxboringen i Albæk, DGU nr. 18.310, for nitrat, ilt, og sulfat, oktober 2003 og oktober 2010.



Figur 17. Tidsserier for nitrat, ilt og sulfat i udvalgte filtre i redoxboringen i Albæk, DGU nr. 18.310.

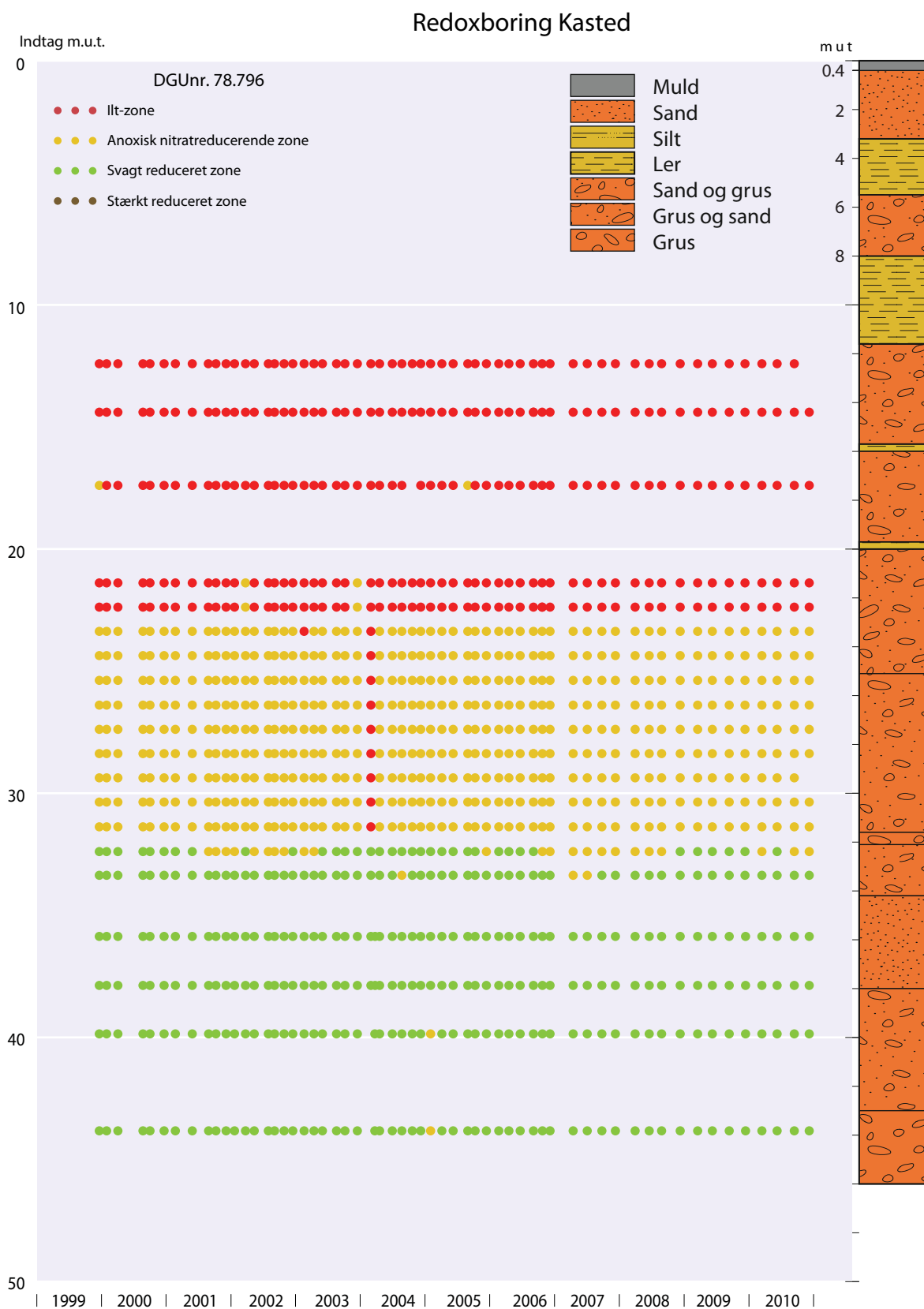
Tilstand, udvikling og årsager Kasted, ved Århus - DGU nr. 78.796

Figur 18 viser data fra redoxboringen ved Kasted, hvor redoxzonerne har ligget relativt stabilt siden år 2000 og svinger omkring 1 m op og ned. I samme periode har grundvandspejlet også svinget 1 m op og ned. Der er nitratholdigt grundvand ned til ca. 33 m.u.t svarende til ca. 25 meter under grundvandsspejlet. Der er således også her tale om, at en ret betydelig del af grundvandsmagasinet er nitratholdigt.

Den anoxiske nitratreducerende zone har en bemærkelsesværdig stor mægtighed på knap 10 meter. Vandkvaliteten i de to øverste indtag adskiller sig markant fra resten af redoxboringen, idet der er svagt surt vand, med forhøjet indhold af klorid, der muligvis skyldes boringens beliggenhed i et skovbryn. Tør-depositionen af partikler og gasser er generelt væsentlig større i et skovbryn end i de centrale dele af skove og på marker, idet vindbårne salte i atmosfæren bliver afsat på træer og buske i skovbrynet, hvilket resulterer i højere koncentrationer af fx klorid i det allerøverste grundvand. I 2005 blev skovbrynet fældet, og fra 2007 er indholdet af klorid og sulfat faldet i det øvre grundvand til et niveau, der svarer til, hvad der ellers er i det iltede grundvand i boringen.

Fund af omkring 1,5 mg/l ilt i foråret 2004 til stor dybde er formentlig en målefejl, mens fund af nitrat med koncentrationer på 1-5 mg/l i de nederste lag af og til ses, hvilket er i overensstemmelse med såvel sedimentfarve som det meget lave indhold af jern i disse lag.

Det er tidligere vist, at der muligvis er en sammenhæng mellem vandkemien og magasinets trykforhold. Grænsen mellem det reducerede og det anoxiske nitratholdige grundvand svinger en smule gennem tiden, men der er kun tale om gennembrud af meget små koncentrationer af nitrat til de reducerede lag. Århus Kommune har etableret en ny kildeplads ca. 500 m nedstrøms denne boring og igangsat en indvinding på 1,5 mio. m³/år i januar 2006. Dette forventes at få indflydelse på den fremtidige udvikling i vandkvaliteten.



Figur 18. Redoxzoner 13 - 44 m.u.t i redoxboring DGU 78.796, Kasted 1999-2010. Grundvandsspejl i ca. 9 m.u.t. Den geologiske lagserie er vist længst til højre.

Tilstand, udvikling og årsager Grindsted - DGU nr. 114.1736

Rumlige variationer.

Figur 19 viser, at den rumlige udbredelse af redoxzonerne i denne boring ved Grindsted har varieret ganske betragteligt i hele overvågningsperioden. Grundvandsspejlet ligger ca. 6 m.u.t., og der er fundet nitrat ned til 27 m.u.t., hvor der i et nitratgennembrud i 2009-10 blev fundet op til 27 mg/l nitrat, se figur 21. Sammenlagt er der nitrat i de øverste omkring 20 meters mægtighed af grundvandet. Grundvandsspejlet svinger med op til 2 meter hvert år i dette frie magasin, afhængig af de klimatiske forhold. Variationen i trykforholdene mellem filtrene er inden for måleusikkerheden på nogle centimeter.

Grænsen mellem det iltholdige og det anoxiske nitratholdige grundvand følger overordnet set et forløb, der kunne minde om boringen ved Albæk, med en indsvingningsperiode, hvor ilten i løbet af et par år trænger ned i magasinet til fra ca. 16 til ca. 22 m.u.t. Men der er fortsat i hele perioden variationer i iltfrontens beliggenhed, således at den i 2010 ligger omkring 18 m.u.t, efter at have nået sin største dybde i 2002. Mekanismen bag dette er ikke vel forstået, og bør undersøges gennem bl.a. sedimentkemiske analyser.

Der har de senere år været nogen usikkerhed om iltmålingerne på lavt niveau, idet meget tyder på, at de målte indhold af ilt i de nederste filtre er højere end det faktiske indhold, således at detektionsgrænsen med den anvendte teknik måske ligger over 1 mg/l. Der iagttages især for de laveste iltkoncentrationer markante årstidsvariationer med det laveste iltindhold omkring årsskiftet. Udsvingene optræder i det grundvand, hvor ilt ikke kan forventes at optræde på grund af høje indhold af jern og metan, og derfor kan årsagen til fundene være prøvetagnings-teknisk, fx temperaturafhængighed af kalibrering af nulpunkt for iltelektroden, jf. de problemer der også ses i Albæk og de andre redoxboringer.

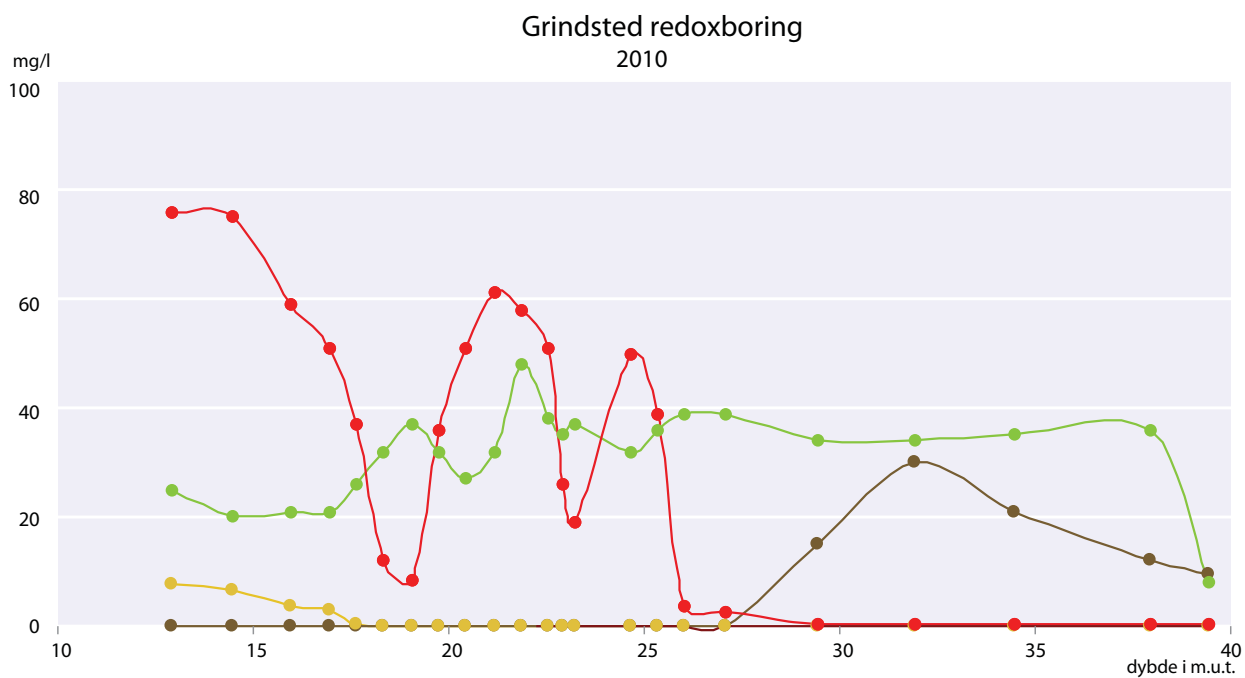
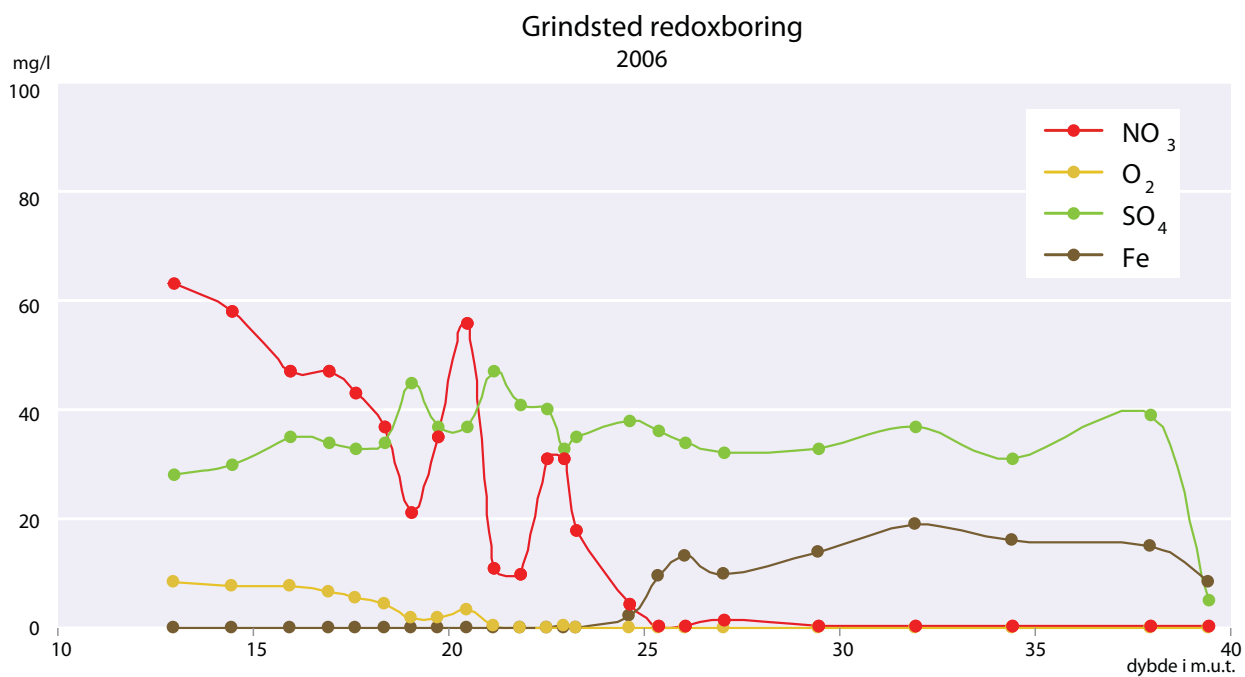
Nitratfrontens udbredelse (grænsen mellem det nitratholdige og det nitratfrie grundvand) svinger betydeligt i indtagene gennem perioden, se figur 19.

Figur 21 viser tidsserier for 4 dybder, hvoraf filter 3 er permanent reduceret, filter 6 og 9 svinger mellem reduceret og anoxisk nitratholdig, mens filter 22 er iltet i hele overvågningsperioden. Bemærk fx i filter 9 gennembrud af nitrat i perioden 2000-2003 og igen efter 2008. Sulfatindholdet i boringen udviser ikke den almindelige sammenhæng med nitratindholdet, hvilket peger på, at pyrit ikke er det vigtigste reduktionsmiddel for nitrat på denne lokalitet. Niveaulet af sulfat i det iltholdige vand (filter 22, figur 21) er dog især i de senere år faldet til det ventede baggrundsniveau på ca. 20 mg/l. Der er tillige meget høje koncentrationer af jern, mere end 20 mg/l i det reducerede vand. Dette peger på at oxidation af jernoxider spiller en vigtig rolle for den samlede geokemiske dynamik. Bemærk, hvorledes jern forsvinder i perioder med nitrat i filter 6 og 9.

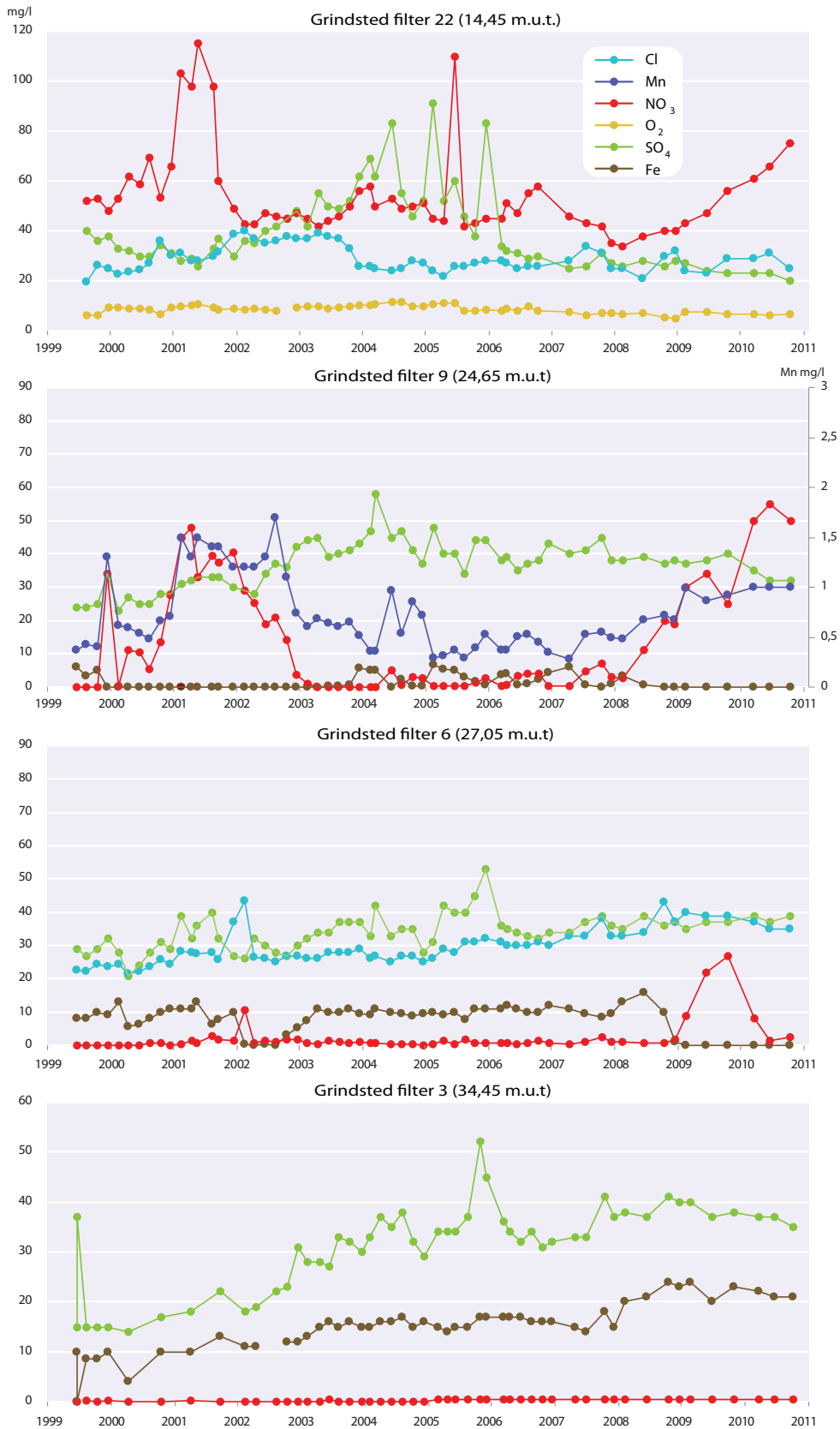
Indvinding fra Grindsted vandværks boringer, som ligger mindre end 500 m nedstrøms for redoxboringen, kunne muligvis også forårsage ændringer af zonen beliggenhed og især i afgrænsningen af zonerne. Boringerne indvinder dog fra væsentlig større dybde end redoxboringen (ca. 95-110 m.u.t). Indvindingen er derimod formentlig årsagen til det stærkt svingende sulfatindhold i det nederste indtag (fra 3,5 til 50 mg/l), der giver anledning til, at redoxzonen svinger mellem det svagt og det stærkt reducerede, se figur 19. Vandværket indvinder ca. 600.000 m³/år i området.



Figur 19. Redoxzoner 23- 40 m.u.t for redoxboring DGU 114.1736, Grindsted 2000-2010. Grundvandsspejl i ca. 6 m.u.t. Den geologiske lagserie er vist længst til højre.



Figur 20. Profil af vandkvaliteten ned gennem redoxboringen i DGU 114.1736, Grindsted, for nitrat, ilt, sulfat og jern, oktober 2006 og oktober 2010.



Figur 21. Tidsserier for nitrat, ilt, sulfat, jern, mangan og klorid i 4 udvalgte filtre i redoxboringen i 114.1736, Grindsted. Bemærk periodevis gennembrud af nitrat og skiftende redoxforhold.

Udvikling i nitratindholdet Grindsted

Udviklingen i nitratindholdet i denne boring viser sig at have to årsager:

For det første ændret nitratudvaskning og de generelle landbrugsreguleringer: Dette kan ses i de oxiderede filtre som fx filter 22, se figur 21. Variationerne skyldes variationer i nitratudvaskningen opstrøms, og overordnet set er der ingen klar udviklingstendens i de 12 år, hvor overvågningen har fundet sted.

For det andet variationer i grundvandets redoxforhold og fluktuationer i den rumlige udbredelse af ilt og nitratfronten. Dette er iagttaget i de dybere lag af redoxboringen i Grindsted som fx filter 6 og 9, se figur 21, på samme måde om det ses i Albæk (figur 17). Disse nitratidsserierne kan ikke anvendes til evaluering af vandmiljøplanernes effekt.

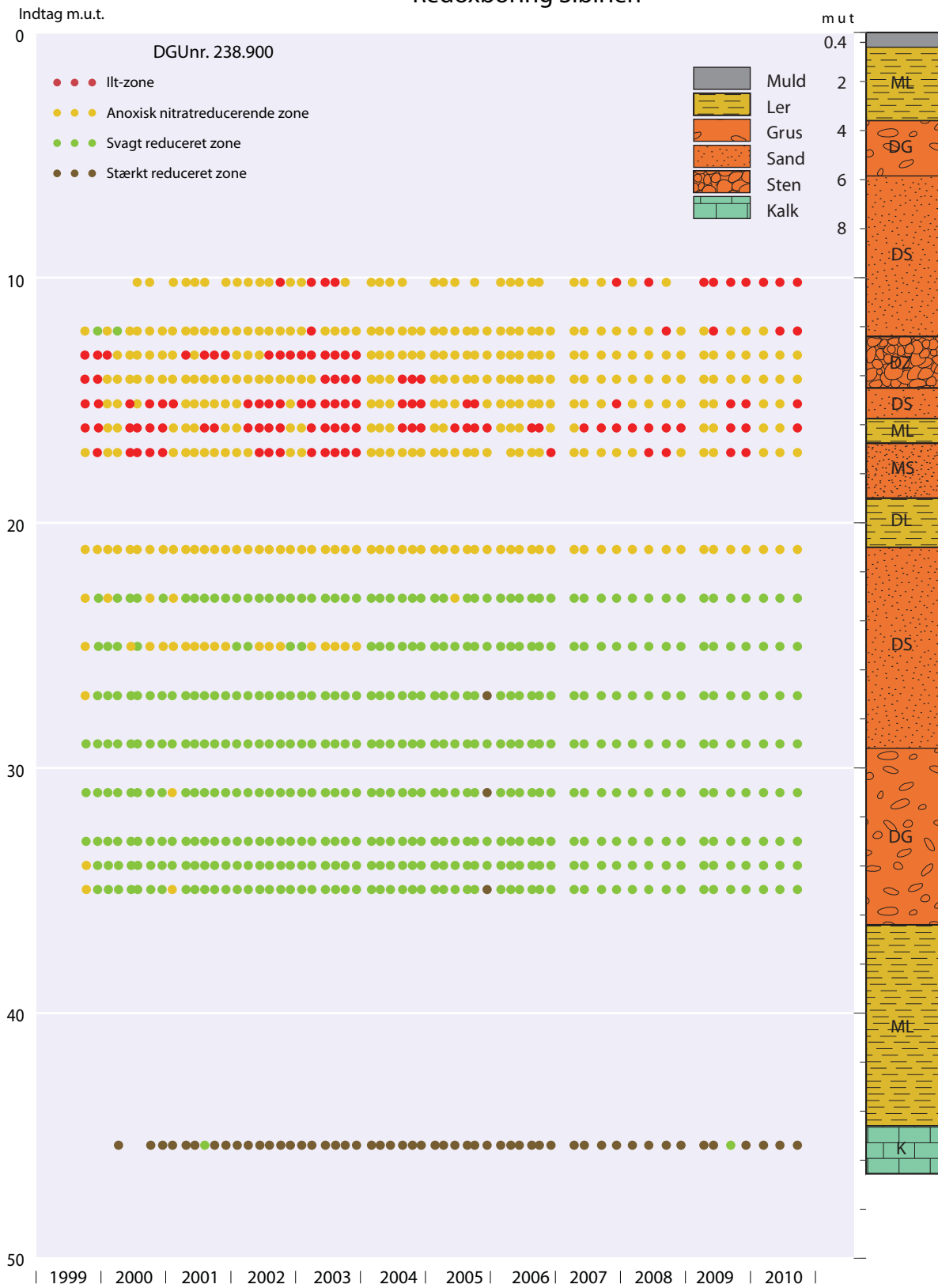
Tilstand, udvikling og årsager Sibirien - Falster DGU nr. 238.900

Figur 22 viser, at der er nitrat ned til ca. 25 m.u.t. i redoxboringen ved Sibirien på Falster. Også her er der således tale om, at der er nitrat i de øverste 20 meter af grundvandet. Grundvandsspejlet svinger med op til 2,5 meter om året, afhængig af de klimatiske forhold. Variationen i trykforholdene mellem filtrene er ikke dækkende overvåget. Det iltholdige vand er ikke truffet dybere end 18 m.u.t, og generelt har grundvandet et meget lavt iltindhold på 1-2 mg/l. Derfor vil redoxtilstanden hyppigt svinge mellem iltholdigt eller iltfrit, som det også ses af figur 22, da grænsen mellem de to tilstande ligger ved 1 mg/l.

Der er tale om et grundvandsmagasin, hvor hele den nitratholdige del i overvejende grad kan betragtes som anoxisk nitratreducerende. Nitrit og mangan optræder således sammen med nitrat i alle dybder. I et magasin med en så stor mægtighed af den anoxiske nitratreducerende zone må det forventes, at der sker en meget langsom omsætning af nitrat sammenlignet med strømningshastigheden. Det kan derfor også forventes, at nitrat kan trænge dybere ned i magasinets reducerede lag, idet den anoxiske nitratreducerende zone netop er udtryk for, at nitrat kan trænge ind i reducerede lag uden at omsættes. Med andre ord er der tale om en kemisk ustabil situation.

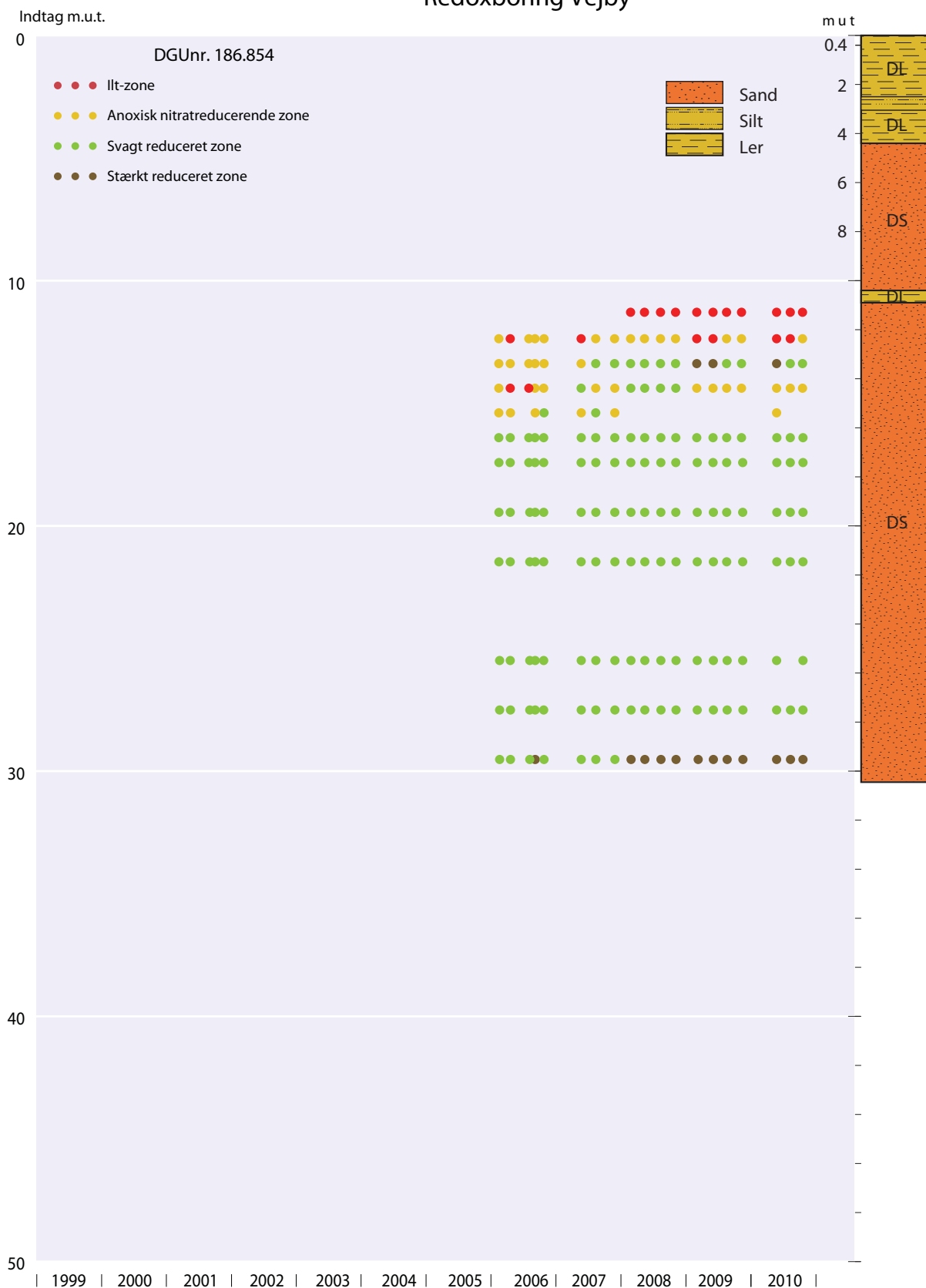
Antageligt er grundvandsmagasinet hydrologisk adskilt i to af det markante lag af smeltvandsler i ca. 20 meters dybde. Nitratindholdet i den nederste del af profilet må skyldes et heterogent strømningsmønster, idet lerlaget er reduceret i 20 m.u.t.

Redoxboring Sibirien



Figur 22. Redoxzoner 10 - 46 m.u.t for redoxboring DGU nr. 238.900, Sibirien på Falster, 2000-2010. Grundvandsspejl i ca. 8-9 m.u.t. Den geologiske lagserie er vist længst til højre.

Redoxboring Vejby



Figur 23. Redoxzoner 13 - 30 m.u.t for redoxboring DGU nr. 186.854 og 186.855, Vejby, Nordsjælland, 2006-2010. Grundvandspejl i ca. 10 m.u.t. Den geologiske lagserie er vist til højre.

Tilstand, udvikling og årsager Vejby, Nordsjælland - DGU nr. 186.854 og 186.855

Redoxboringen i Vejby på Nordsjælland er etableret i 2005 og blev taget i drift i 2006. Boringen består teknisk set af to borer placeret umiddelbart ved siden af hinanden.

Figur 23 viser, at nitrat er fundet ned til ca. 16 m.u.t. Det øverste indtag i 11 m.u.t. indeholder ilt og omkring 20 mg/l nitrat. I de øvrige indtag svinger vandtypen mellem iltet og iltfrit, da grænsen mellem de to tilstande ligger på 1 mg/l, og der er tale om nitratholdigt vand med lave iltindhold. Grundvandspejlet ligger ca. 10 m.u.t. og har en nedadrettet gradient. Der er observeret trykvariationer på ca. 1,25 m, men data er ikke detaljerede nok til at redegøre for evt. årstidsvariationer.

Den anoxiske nitratreducerende zone har en mægtighed på ca. 4-5 m. Der var i de første prøvetagningsrunder et meget højt indhold af ammonium i alle indtag i DGU nr. 186.854, mens dette ikke var tilfældet i DGU nr. 186.855, der har et enkelt højtliggende indtag. Al ammonium er nu forsvundet helt i de øverste indtag. Det øverste indtag i redoxboringen er tørt, mens det næstøverste aldrig er kommet i funktion. Det er bemærkelsesværdigt, at der er påvist sulfid i enkelte tilfælde i de øvre nitratholdige indtag, og at der i alle dybere nitratfrie indtag er fundet metan. Ligeledes antyder jernkoncentrationer på 5-20 mg/l i det nederste indtag 30 m.u.t., at der er et højt indhold af organisk stof, der kan kompleksbinde jern, idet ligevægtskoncentrationen for opløst Fe(II) er mindst en faktor 10 lavere ved de hydrogenkarbonat koncentrationer som optræder her. Endelig er der i flere indtag fundet meget høje kloridindhold over 250 mg/l. Dette stammer formentlig fra vejsalt, idet boringen er beliggende ved en landevej, samt at der forventes lodret infiltration i oplandet omkring boringen (Mette Moser, pers. kommunikation).

Sammenfatning for de fem redoxboringer

Der er i måleperioden observeret variationer i såvel dybden til ilt/nitratfronten som af nitratindholdet i grundvandet i de enkelte indtag. I de første 2-3 år er der variationer, der sandsynligvis kan opfattes som etableringseffekter i forbindelse med borearbejdet. En lignende effekt er tidligere set i forbindelse med etablering af overvågningsboringer. Men nu peger resultaterne på at den forventede stabilisering ikke indtræder, og at forholdene omkring redoxfronten er mere komplicerede end forventet. Især ses nitrat i perioder på op til flere år kan trænge dybere ned for atter at forsvinde. Svingninger på omkring 5 m af såvel iltning som nitratfronten observeres. På den korte tidsskala (nogle år) kan der forventes udsving som følge af blandt andet variationer i vinternedbøren, oppumpning fra nærliggende indvindingsboringer. Redoxboringerne kan således karakterisere korttidsvariationer over nogle år i tid og rum.

Fosfor i grundvand

Datagrundlag

Dette år rapporteres om fosfor i det øvre grundvand i landovervågningen, samt fosfor i grundvand i indvindingsboringer og forekomst i grundvandet i almindelighed. Hertil anvendes alle data indsamlet i LOOP områderne i perioden 1989 – 2010, samt alle fosforanalyser fra grundvandsovervågningen og vandværkernes boringskontrol og gruppen "andre boringer" i samme periode. I alt er der analyser fra 17.089 indtag.

Relevans

Fosfor i grundvandet kan give anledning til uønsket algevækst og eutrofiering i forbindelse med udstrømning til fersk overfladevand og havet. Det er væsentligt at overvåge og kortlægge, i hvilket omfang fosfor transporten er betinget af menneskelige aktiviteter og i hvilket omfang, der er tale om naturlige processer. Fosforindholdet i drikkevand overskrides i mange indvindingsboringer, men som regel vurderes kilden at være geologisk indlejret fosfor, der ikke er påvirket af samfundsmæssige aktiviteter.

Målsætning

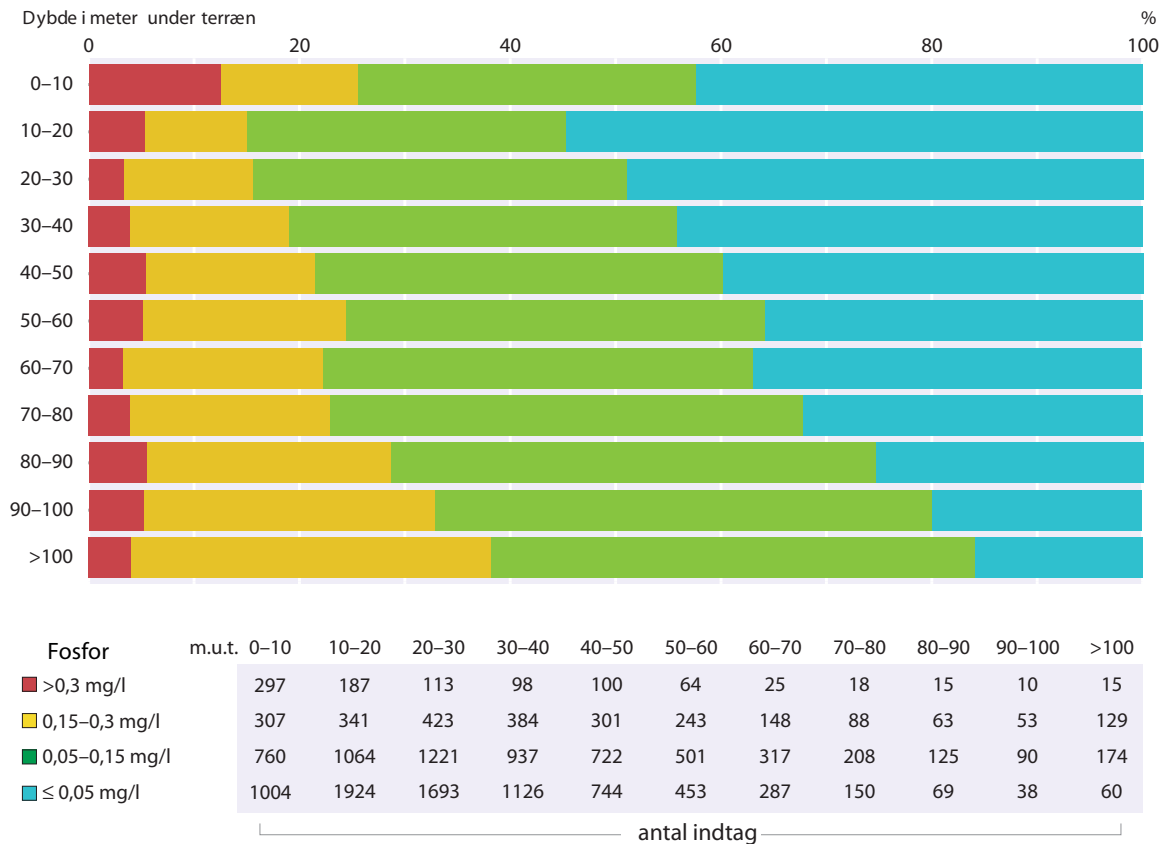
Der er med Vandmiljøplan III fra 2004 fastsat politiske mål for reduktion af udledningen af fosfor til vandmiljøet. I forbindelse med vandplanerne og vandmiljøforvaltningen har man hidtil ikke vurderet risikoen og omfanget af udvaskning af fosfor via grundvand til overfladevand. Dette betragtes i forbindelse med udkast til vandplanerne (NST, 2010), som et område med manglende viden. Der er således behov for vidensopbygning på dette område, før egentlige målsætninger kan fastlægges. Grænseværdien for fosfor i drikkevand ligger på 0,15 mg/l, da et højt fosforindhold i drikkevand kan være en indikation på spildevandspåvirkning. Fosfor er ikke sundhedsskadeligt i de koncentrationer, der ses i drikkevandsboringerne.

Dybdemæssig fordeling af fosfor

Figur 24 viser grundvandets indhold af fosfor i GRUMO, LOOP, indvindingsboringer og andre boringer opdelt i 4 grupper ($\leq 0,05$; 0,05-0,15; 0,15-0,30 og $> 0,3$ mg/l) og plottet mod toppen af indtaget (m.u.t.). For hvert indtag er det gennemsnitlige fosforindhold vist. Andelen af indtag med mere end 0,15 mg-P/l stiger med dybden, mens gruppen med de meget høje fosforindhold $>0,3$ mg-P/l ikke ændrer sig mærkbart under 10 m.u.t.

Bemærk, at der i de allerøverste 10 m af grundvandet er et markant højere indhold af fosfor end i nogen anden dybde, og specielt at 13 % af indtagene indeholder over 0,30 mg-P/l, mens godt hvert fjerde indtag indeholder fosfor over grænseværdien på 0,15 mg/l. For grundvandsovervågningen kan det skyldes, at nogle af de korte boringer overvåger grundvand, der strømmer op mod vandløb fra stor dybde, og derfor er stærkt reduceret med et naturligt højt fosfor indhold. Der kan dog også være andre årsager til at de øverste 10 m skiller sig markant ud, hvilket kalder på en nærmere forklaring, men det vurderes at påvirkning med overfladevand/spildevand spiller en ubetydende rolle.

Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige fosforindhold Alle analyser 1990–2010



Figur 24. Fordeling af det gennemsnitlige fosforindhold i mg-P/l for 17.089 indtag, fordelt efter dybden til top af indtag i meter under terræn for GRUMO, LOOP, boringskontrol (vandværkernes indvindingsboringer) og 'Andre boringer'. Alle data for 1990-2010 er medtaget. Tabellen viser, hvor mange indtag, der indgår i hvert dybdeinterval, fordelt på fosforindhold.

Fosforindhold i vandværkernes indvindingsboringer

Datagrundlag

Datagrundlaget er analyser af det totale indhold af opløst fosfor fra boringskontrollen af vandværkernes indvindingsboringer fra perioden fra 1990 til 2010.

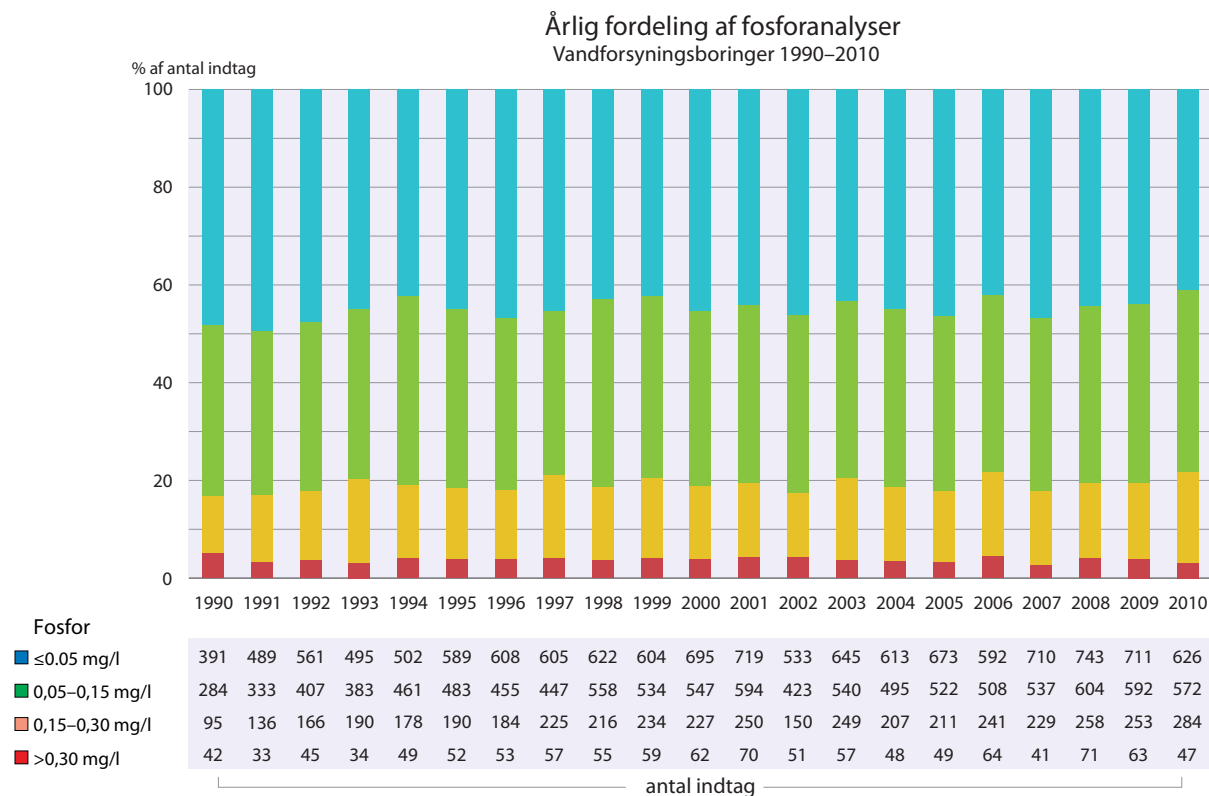
Relevans

Indikatoren beskriver udviklingen i indholdet af opløst fosfor i det grundvand, der indvindes til drikkevandsformål. Desuden vises den geografiske fordeling af opløst fosfor i vandværkernes indvindingsboringer. De højeste indhold af opløst fosfor forekommer hovedsageligt i grundvand under reducerende forhold, hvor det hovedsageligt er af geologisk oprindelse. Desuden kan opløst fosfor stamme fra nedsivning af husspildevand. Hvis drikkevandets indhold af fosfor er højere end i grundvandet i indvindingsboringerne, kan det være tegn på problemer med spildevand i ledningsnettet.

Målsætning

Fosfor i grundvandet er generelt ikke et problem for drikkevandsforsyningen, idet grænseværdien på 0,15 mg/l for drikkevand er fastsat under hensyntagen til ønsket om at kunne afsløre påvirkning med forurenede overfladevand/spildevand i ledningsnettet og i boringen. Da hoved-

parten af fosfor fjernes ved almindelig vandbehandling, udgør fosfor ikke noget problem for den almene drikkevandsforsyning.



Figur 25. Antal indtag og fordelingen af opløst fosfor (målt som total fosfor) i vandværkernes indvindingsboringer fordelt på 4 koncentrationsniveauer for perioden 1990-2010. Grænseværdien for drikkevand er 0,15 mg/l. Almindelig vandbehandling vil normalt sikre, at grænseværdien kan overholdes i drikkevandet.

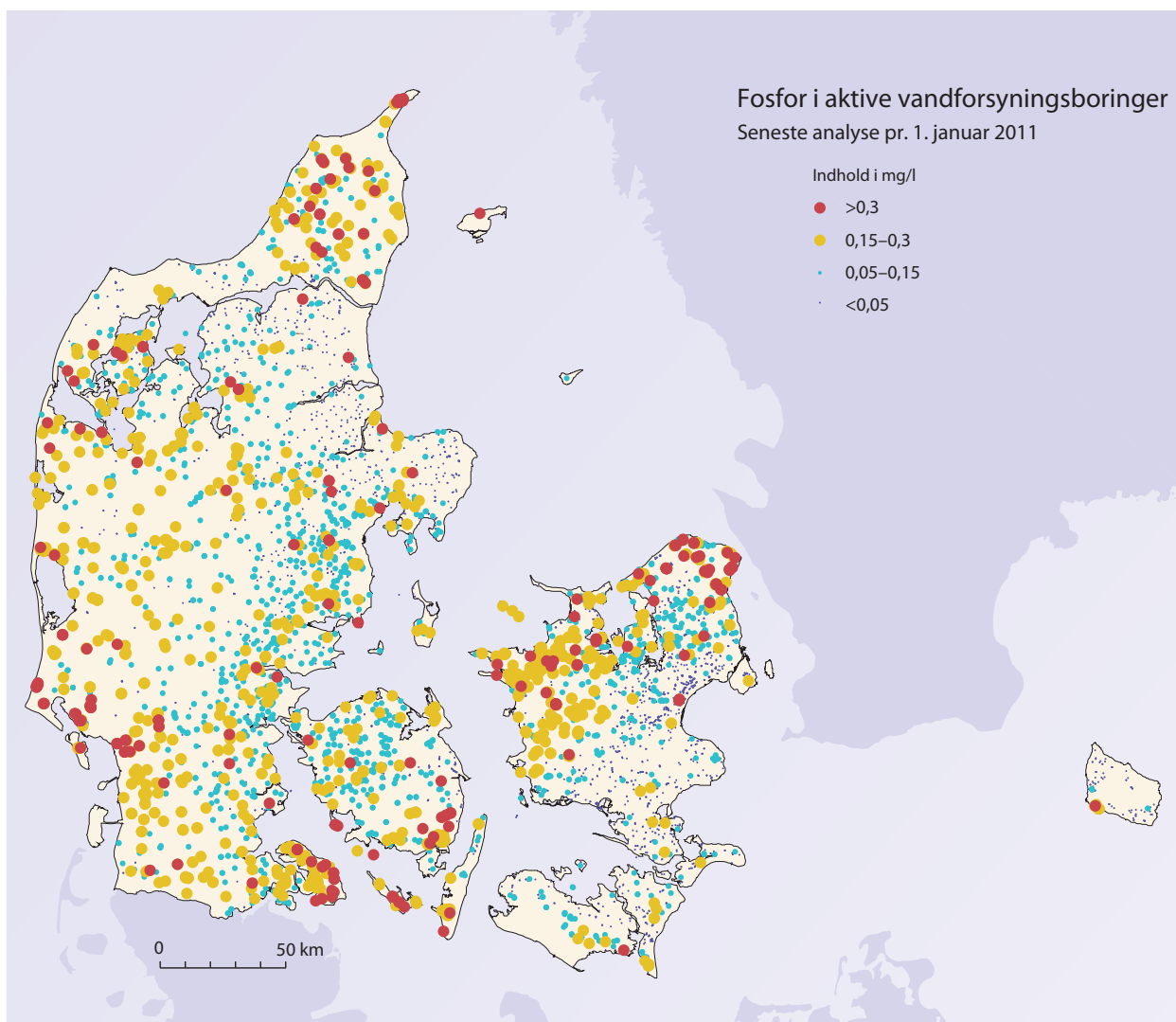
Tilstand, udvikling og årsager

Figur 25 viser, at knap halvdelen af analyserne fra vandværkernes boringskontrol, 40-50 %, har et meget lavt indhold af fosfor – idet indholdet af opløst fosfor ligger under 0,05 mg/l. Ca. hver 5. indvindingsboring har et fosforindhold over grænseværdien for drikkevand (0,15 mg/l). Der har været et svagt stigende indhold af fosfor i vandforsyningsboringerne, hvilket måske afspejler den stadig større andel af indvindingsboringer med nitratfrit vand. Variationer i fordelingen fra år til år skyldes især, at ikke alle indvindingsboringer analyseres hvert år.

Regional fordeling

Figur 26 viser et kort over det seneste fosforindholdet i aktive vandværksboringerne. Det fremgår af figuren, at der er flere steder i landet er et relativt højt fosforindhold i råvandet, idet ca. 20 % (ca. 1.300 boringer) af de aktive indtag (2005-2010) har et indhold af fosfor $\geq 0,15$ mg/l. De højeste fosforindhold ($> 0,3$ mg/l) kan ofte henføres til boringer, hvor vandet har været i kontakt med interglaciale lerede marine aflejringer, som f.eks. i Nordjylland, Sønderjylland, Als, Ærø og Langeland m.m., se figur 26. Omvendt finder der kun få boringer med over 0,15 mg/l fosfor i områder, hvor der indvindes fra kalk, som på store dele af Sjælland og øerne, Djursland, Himmerland og Hanherred.

Hvor der forekommer fosfor i terrænnært grundvand, kan årsagen være en påvirkning fra landbrug eller punktkilder, eller at der er opadrettet grundvandsstrømning mod vandløb med reducerede vandtyper, med et naturligt højt fosforindhold.



Figur 26. Opløst fosfor i vandværksboringer. Seneste analyse pr. 1.1.2011.

Udviklingen og tilstand for fosfor i øvre terrænnært grundvand (LOOP)

Datagrundlag

Det øvre grundvand overvåges i landovervågningsområderne (LOOP), hvor der er målt for total fosfor og ortho fosfat i perioden 1998 – 2010. Det øvre grundvand er udtaget i boringer filteret sat mellem 1,5 og 5 meter under terræn. Det øvre grundvand er i alle disse områder således højtliggende, hvilket ikke er repræsentativt for forholdene overalt i Danmark, idet der mange steder i landet ikke træffes grundvand så tæt ved terræn, se fx redoxboringerne.. Der er data fra alle 5 LOOP i 2010 (se beliggenheden på figur 1), men de fleste indtag i LOOP 6 kun analyseret en gang for fosfor i 2010. Det skyldes tekniske problemer med prøvetagningen.

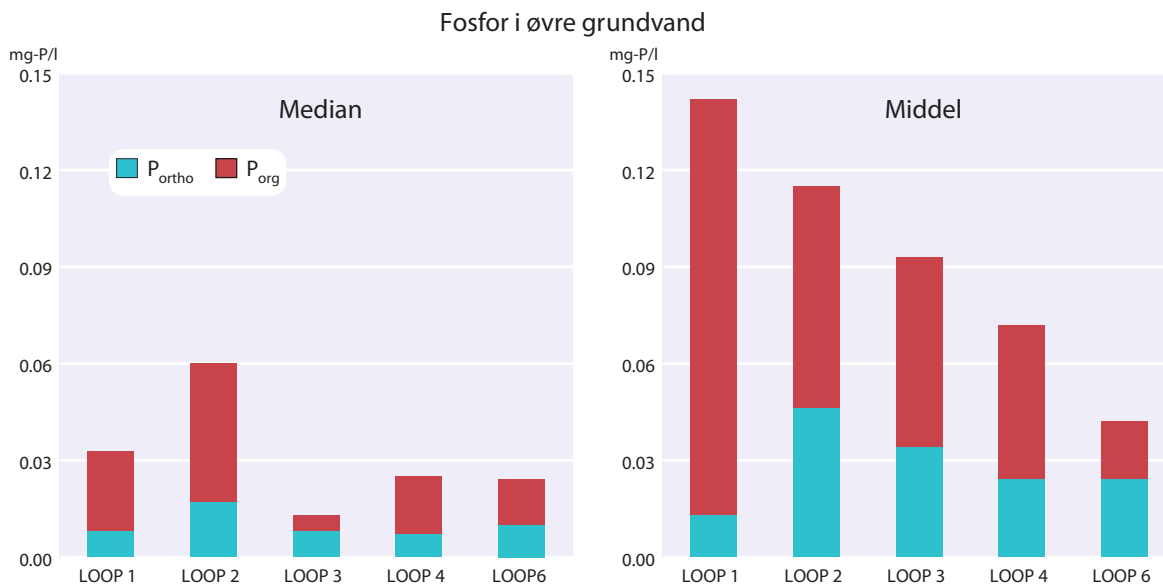
Fosfor i det øvre grundvand - tilstand

I rapportering for 1989-2008 (Thorling m.fl., 2010a) blev der grundigt redegjort for forekomst af forskellige fosfor komponenter i det øvre grundvand. Da grundvandets indhold af fosfor kun langsomt ændres, vil dette års rapport alene udgøre en statusopgørelse.

Der er fire mulige bidrag til fosfor i vandprøverne, men normalt analyseres der alene for totalt opløst fosfor. Fosfor kan optræde med bidrag fra opløst PO_4 , kaldet ortho-P (P_{ortho}), opløst organisk bundet P (P_{org}) og partikulært bundet P (fordelt på organisk og uorganisk form). Når det drejer sig om udvaskning af stof gennem jord, er der især fokus på den opløste pulje, idet partikulært stof i vid ustrækning tilbageholdes i jordmatrix, når der ses bort fra makroporetransport. For det opløste fosfor gælder $(P_{ortho} + P_{org}) = (P_{tot})$

For at finde mængden af opløst fosfor i grundvand skal vandprøverne filtreres jf. teknisk anvisning (GEUS, 2004). Dette er dog ikke sket i LOOP-3 før 2007. Når vandprøverne fra grundvand ikke er filtrerede, vil en vis mængde suspenderet stof med fosfor bundet til bl.a. jernoxider på mineraloverfladerne komme med i prøverne. Dette vil blive målt med i resultatet for total fosfor (P_{tot}). Indholdet vil i "ikke filtrerede" grundvandsprøver afhænge af, hvor meget suspenderet stof, der rives med som følge af prøvetagningsteknikken. Det giver således ikke mening at måle fosfor i "ikke filtrerede" prøver i grundvand, i modsætning til overfladevand, hvor den suspenderede del af fosfor i vandløbene, kan have stor betydning for stoftransporten.

Figur 27 viser median- og middelværdierne for koncentrationen af orthofosfat og total fosfor i det øvre grundvand for 1998-2010 for de 5 landovervågningsoplande. Værdien for hvert LOOP område er beregnet som medianen af de årlige værdier, der er beregnet på grundlag af årlige medianer for de enkelte indtag. Tilsvarende er middelværdien for hvert LOOP område beregnet som gennemsnitsværdier af de årlige værdier, der er beregnet på grundlag af årlige gennemsnitsværdier for de enkelte indtag.



Figur 27. Indholdet af fosfor i det øvre grundvand opdelt på ortho-P og org-P for de enkelte LOOP-områder i 1998-2010.

Medianværdien for P_{ortho} i det øvre grundvand i landovervågningsoplandene er af samme størrelsesorden i lerjords- og sandjordsområderne. Indholdet af total opløst fosfor, P_{tot} , for såvel

ler- som sandjordsoplande kan ikke alene forklares ud fra indholdet af P_{ortho} . Medianværdien for fosforindholdet i det øvre grundvand er generelt under 0,01 mg/l P for P_{ortho} og under 0,1 mg/l P for P_{tot} . Disse fosforniveauer ligger under grænseværdien for drikkevand på 0,15 mg/l P. Ved udsivning af grundvand til overfladevand kan koncentrationer, typisk højere end ca. 0,1 mg/l P imidlertid give anledning til eutrofiering i bl.a. søer.

I alle områderne ligger medianværdien for P_{tot} væsentligt lavere end middelværdien for P_{tot} . Dette skyldes, at der i ca. 20-30 % af prøverne er et specielt højt indhold af P_{tot} typisk over 0,1 mg/l, hvilket kalder på en nærmere analyse af stoftransporten for fosfor gennem de øvre jordlag, idet hovedparten af stoftransporten ser ud til at ske i måske 10-20 % af vandet. (Thorling et al. 2010)

Der er en markant forskel på andelen af det organiske fosfor i det øvre grundvand mellem de forskellige LOOP. I LOOP 3 i et lerjordsområde i Østjylland er andelen af P_{org} ifht P_{tot} i såvel 2010 som i hele overvågningsperioden blot omkring 20 %, mens det i lerjordsoplandene LOOP 1 (Lolland) og 4 (Fyn) gennem hele perioden har været mere end halvdelen af fosforindholdet, der ikke består af orthofosfat, og derfor må tilskrives bidrag fra organisk bundet fosfor, se figur 27.

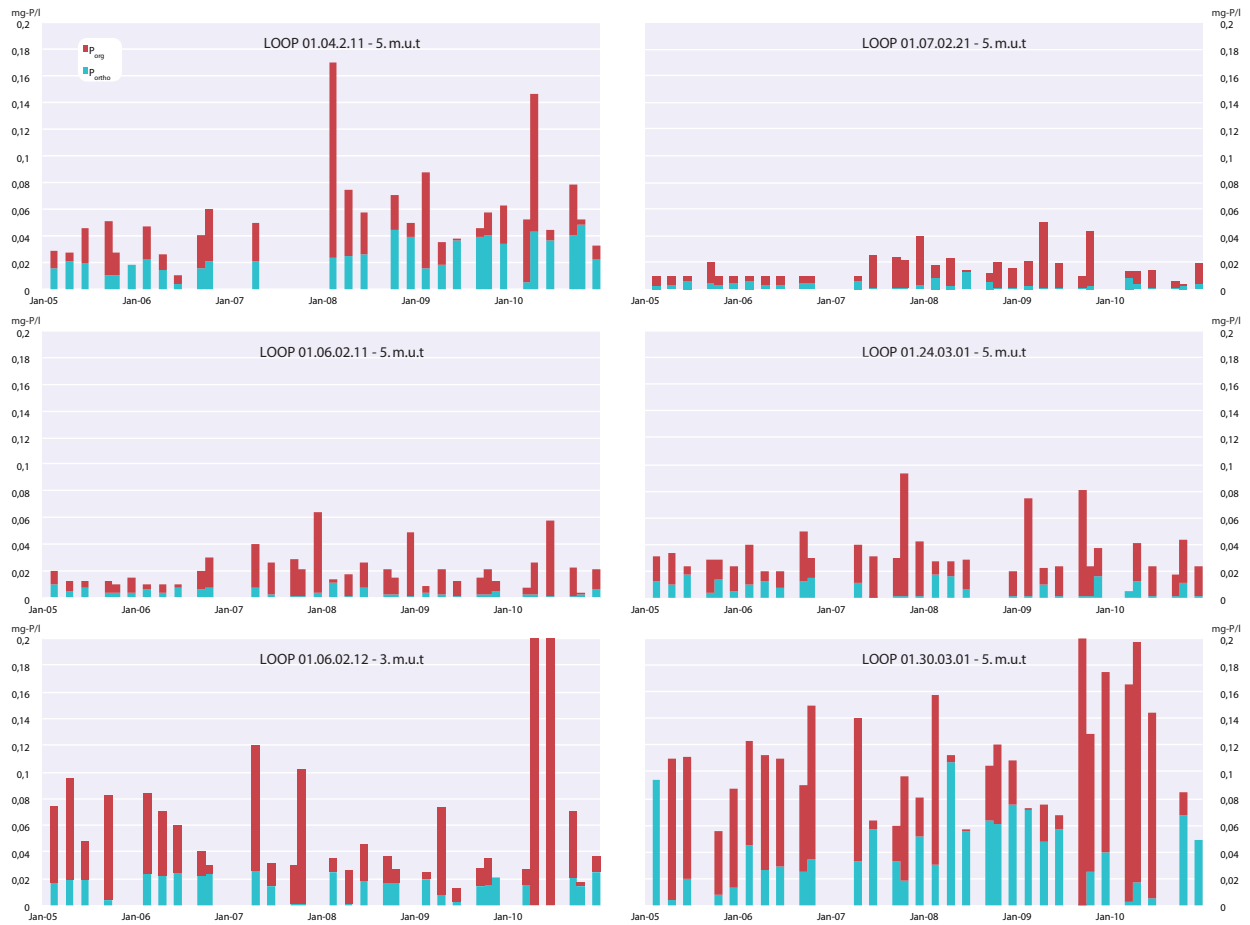
Organisk fosfor i de enkelte indtag

Figur 28 viser, at der generelt er mange indtag i LOOP 1, Lolland med meget høje indhold af fosfor, både i 3 og 5 m.u.t. Trods en betydelig spredning over de forløbne 20 år inden for det enkelte indtag, har de enkelte filtre dog klart forskellige niveauer af fosfor for såvel P_{ortho} og P_{org} . Dette illustreres af 6 udvalgte indtag, hvor der er vist tidsserier for perioden 1998 til 2010 for P_{ortho} og P_{org} .

Indholdet af organisk fosfor varierer en del i de enkelte indtag, hvilket kan hænge sammen med den naturlige variation i det højtliggende grundvand og den overliggende jordbund, da variationerne langt overgår analyseusikkerheden. Variationerne er så udtalte, at det er helt usandsynligt, at det alene skyldes outliers fra analyselaboratoriets kemiske analyser.

Bemærk også på figur 28, hvorledes indholdet af organisk fosfor i en række prøver udgør en meget stor andel af det totale fosfor indhold. Dette viser, hvorledes organisk bundet fosfor formentlig er udvasket til det øverste grundvand, hvor det har en vigtig rolle for stoftransporten.

Da organisk bundet fosfor kan forventes at have andre kemiske egenskaber ikke mindst mht. adsorption og tilbageholdelse i jordlagene, er det af stor betydning for den samlede stoftransport at forstå, hvor stor en andel af det fundne fosfor i det øvre grundvand, der er naturligt forekommende og hvor stor en andel, der er udvasket fra de dyrkede arealer.



Figur 28. Tidsserier for fosfor opdelt på ortho-P og org-P i 6 udvalgte indtag fra LOOP 1, Lolland for perioden 1998-2010. Bemærk, at der er en markant forskel på niveauerne i de forskellige indtag, og at der er en betydelig variation også inden for hvert indtag.

Referencer, hovedbestanddele

Lovgivning mv Danmark og EU:

Miljøministeriet, 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøstyrelsen, 2007: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1449 af 11. december 2007. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøstyrelsen, 2000: Zonering. Vejledning nr. 3, 2000 (Zoneringsvejledningen)

Naturstyrelsen: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

EU, 1991: Europaparlamentet og Rådets direktiv 91/676/EOEF af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, de stammer fra landbruget. (Nitratdirektivet)

EU, 2006: Europaparlamentet og Rådets direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse. (Grundvandsdirektivet)

Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2008: Årlig redegørelse. Gødningsregnskaber mm. Statistik 2003/04.

Andre referencer:

Dalgaard, T., 2007. Introduktion til landbrugsstrukturen i Danmark. Kursus i Landbrugsproduktion og Landbrugsstruktur. <http://www.aula.au.dk/courses/DJF/index.php>

GEUS, 2004: Teknisk anvisning for grundvandsovervågningen, version 4 af 17. august 2004.

Grant, R., Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L., 2009: Landovervågningsoplande 2007: NO-VANA, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Hansen, B., Mossin L., Ramsay L., Thorling L., Ernsten V., Jørgensen J., og Kristensen M., 2009: Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 6. GEUS, Særdgivelse. <http://gk.geus.info/xpdf/kemisk-grundvandskortlaegning20091217.pdf>

Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. og 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 nr. 1 pp 228-234.

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

Hinsby, K. og Dahl, M., 2009: Tærskelværdier for grundvand baseret på miljømål for afhængige økosystemer. ATV Jord og grundvand, 27. jan 2009 Grundvand/overfladevand interaktion.

Thorling, L., 2004: 60 års nitratudvaskning. Vand og Jord, 11. årgang nr. 1, februar 2004.

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., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2009: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2007. Teknisk rapport, GEUS 2009. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2007.htm

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. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2008.htm

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2010b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2009. Teknisk rapport, GEUS 2010. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2009.htm

Links:

Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2008. Årlig redegørelse. Gødningsregnskaber mm. Statistik 2003/04. http://pdir.fvm.dk/Fysisk_kontrol_af_g%C3%B8dningsregnskaber.aspx?ID=7433

BLST, 2010. Vandplaner, høringsversion. <http://www.blst.dk/Hoering/vandognaurplaner.htm>

5 Uorganiske sporstoffer

Uorganiske sporstoffer forekommer naturligt i relativt små mængder i grundvandet, typisk i størrelsesordenen mikrogram pr. liter. De uorganiske sporstoffer har meget forskellige kemiske egenskaber, anvendelser og geologisk forekomst. Dertil kommer, at de har meget forskellige vandkvalitetskrav. Der arbejdes derfor ikke med generaliserede indikatorer for grundvandets tilstand og udvikling for stofgruppen som helhed, men for enkeltstoffer.

Datagrundlag

Data fra grundvandsovervågningen og vandværkernes vandforsyningsboringer indgår i denne rapport. Overvågningsprogrammet for grundvand (GRUMO) omfatter - for hver 6-års programperiode - et antal udvalgte stoffer. I programperioden 2007 – 2010 har stofferne aluminium, arsen, bly, bor, cadmium, kobber, nikkel og zink været overvåget. Af disse indgår aluminium, arsen bor og nikkel også i vandværkernes obligatoriske boringskontrol sammen med stoffet barium.

Målsætning

Kvalitetskravene for drikkevand er med baggrund i risikoen for afsmitning af metaller fra installationer og rør opdelt i én kravværdi ved indgang til ejendom og en anden (højere) værdi ved forbrugers taphane (MiM, 2011). De forskellige kvalitetskrav er sammenstillet i tabel 3.

Arsen og nikkel kan fjernes delvist ved vandbehandlingen, under forudsætning af at vandværkets råvand indeholder de fornødne mængder af jern og mangan. Overskridelser i det drikkevand, der leveres til forbrugerne, må derfor antages at have et mindre omfang. Dette gælder dog ikke nødvendigvis de forbrugere, der forsynes med vand fra egen brønd eller boring.

For grundvand skal der i henhold til grundvandsdirektivet (artikel 3), opstilles tærskelværdier for relevante parametre, hvor der er en risiko for, at grundvandsforekomster ikke overholder vandrammedirektivets målsætninger. For grundvand kan en tærskelværdi ikke overskride EU-fastsatte miljøkvalitetsstandarder, herunder drikkevandskvalitetskrav eller de vilkår, som er fastsat i Vandrammedirektivet vedrørende reetablering og opretholdelse af god tilstand i overfladevand og berørte terrestriske økosystemer. (Müller mfl., 2006).

Grundvandet påvirkning skal derfor vurderes af hensyn til reetablering og opretholdelse af god tilstand i vandløb, søer, vådområder, terrestriske økosystemer og marine områder. Terrænnært strømmende grundvand kan være præget af uorganiske sporstoffer, som stammer fra den lokale arealanvendelse, mens dybere strømmende grundvand hovedsageligt er præget af sporstofindholdet i de geologiske aflejringer, som vandet passerer. Generelt er indholdet af sporstoffer i grundvandet afhængig af den lokale geologi og geokemi, både hvad angår mulighederne for tilbageholdelse af tilførte forurenende stoffer og evt. antropogent accelereret frigivelse fra naturligt forekommende mineraler.

Der er fastsat såvel nationale som EU-relaterede miljøkvalitetskrav til omfanget af de forringelser af vandkvaliteten, som sker som følge af udledningen af forurenende stoffer, herunder forurenende stoffer, EU-regulerede prioriterede stoffer og prioriterede farlige stoffer til vandområder (MIM, 2010).

| Uorganiske sporstoffer | Grundvandskvalitetskriterier (MST 2010) | Drikkevandskvalitetskrav ^a (MiM 2011) | Kvalitetskrav for overfladevand (MiM 2010) samt (link-NST2) | | | |
|--|---|--|---|-------------------|--------------------------------|-------------------|
| | | | µg/l | Fersk | Fersk/kort tid | Marin |
| Aluminium | - | 100 | 2,02 | 8,42 | - | - |
| Antimon | - | 2 | 113 | 177 | 11,3 | 177 |
| Arsen | 8 | 5 | 4,3 | 43 | 0,11 ^e | 1,1 ^e |
| Barium | - | 700 | 9,3 ^e | 145 ^e | 5,8 ^e | 145 |
| Beryllium | - | 10 | - | - | - | - |
| Bly | 1 | 5 | 0,34 ^e | 2,8 ^e | 0,34 ^e | 2,8 ^e |
| Bor | 300 | 1.000 / 300 ^c | 94 ^e | 2080 ^e | 94 ^e | 2080 ^e |
| Cadmium (for blødt vand ^f) | 0,5 | 2 | 0,08 | 0,45 | 0,2 ^e | 0,45 |
| Cadmium (for hårdt vand ^f) | 0,5 | 2 | 0,25 | 1,5 | 0,2 ^e | 1,5 |
| Kobolt | - | 5 | 0,28 ^e | 18 | 0,28 ^e | 34 |
| Jod | - | - | 10 ^e | 10 ^e | 10 ^e | 10 ^e |
| Krom, total | 25 | 20 | - | - | - | - |
| Krom, VI | 1 | - | 3,4 | 17 | 3,4 | 17 |
| Krom III | - | - | 4,9 | 124 | 3,4 | 124 |
| Cyanid, total | 50 | 50 | 5 | - | 5 | - |
| Cyanid, syreopl. | - | 20 ^d | - | - | - | - |
| Kobber | 100 | 100 | 1 ^e dog max 12 | 2,0 ^e | 1 ^e dog max 2,9 | 2,0 ^e |
| Kviksølv | 0,1 | 1 / 0,1 ^c | 0,05 ^e | 0,07 ^e | 0,05 ^e | 0,07 ^e |
| Litium | - | 1000 | | | | |
| Molybdæn | 20 | 20 | 67 | 587 | 6,7 ^e | 587 |
| Nikkel | 10 | 20 | 2,3 ^e dog max 3 | 6,8 | 0,23 ^e dog max 3 | 6,8 |
| Selen | - | 10 | 0,1 ^e | - | 0,08 ^e | - |
| Strontium | - | 10.000 | 210 ^e | 553 ^e | 210 ^e | 553 ^e |
| Sølv | - | 10 | 0,017 ^e | 0,36 ^e | 0,2 ^e | 1,2 ^e |
| Tallium | - | 1 | 0,48 ^e | 1,2 ^e | 0,048 ^e | 1,2 ^e |
| Tin | - | 10 | 2,0 | 20 | 0,2 | 20 |
| Vanadium | - | - | 4,1 ^e | 57,8 | 4,1 ^e | 57,8 |
| Zink | 100 | 100 | 7,8 ^e / 3,1 ^g | 8,4 ^e | 7,8 ^e | 8,4 ^e |
| Zink Blødt vand ^g | 100 | 100 | 3,1 ^g | - | - | - |

a) Ved indgang til ejendom c) Krav / Anbefaling d) Miljøstyrelsen, 1995

e) Den resulterende koncentration i et vandområde skal være lavere end den naturlige baggrundskoncentration i det pågældende vandområde plus den anførte værdi for at miljøkvalitetskravet er opfyldt

f) Cadmium: Blødt vand: (< 40 mg CaCO₃/l, Hårdt vand: > 200 mg CaCO₃/l)

g) Zink: Blødt vand: < 24 mg CaCO₃/l

Tabel 3. Kvalitetskriterier for uorganiske sporstoffer.

Økotoksikologisk betingede kvalitetskriterier er et mål for det maksimale indhold af et stof, som kan tåles af et vandløbs flora og fauna. Kriteriet er defineret som en koncentration, der er så lav, at mennesker og miljø ikke udsættes for nogen uacceptabel fare, samt at der ikke kan identificeres toksiske effekter over for økosystemet og dets arter som følge af langvarig eksponering (MST, 1994). Eksempelvis anføres høje koncentrationer af opløst aluminium i sure nåleskovsvandløb, henholdsvis Rye Nørskov og Silkeborg Vesterskov, som medvirkende årsag til forarmede smådyrssamfund (DMU, 1998). Miljøkvalitetskrav for overfladevand er fastsat i bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet, (MiM, 2010). Drikkevandskvalitetskravene er helt generelt meget forskellige fra de fastsatte miljøkvalitetskrav for overfladevand, se tabel 3.

Endelig er der i forbindelse med oprydning af forurenede lokaliteter fastsat grundvandskvalitetskriterier for en række uorganiske sporstoffer (MST, 2010). Kvalitetskriterierne er fastsat således, at kvalitetskravene for drikkevand (MiM, 2011) kan forventes at være opfyldt, efter en simpel traditionel vandbehandling i form af beluftning og filtrering gennem sandfilter, se tabel 3.

Relevans

Stofgruppen uorganiske sporstoffer omfatter grundstoffer af vidt forskellig karakter, bl.a. tungmetaller, men også letmetaller som aluminium og ikke-metaller som fx arsen og bor. Inden for gruppen medtages også den simple kemiske forbindelse cyanid (CN), som blandt andet kendes fra gamle gasværksgrunde. Cyanider er generelt giftige. For en lang række sporstoffer må det anses for sandsynligt, at de målte indhold ud over den naturligt forekommende baggrundsværdi også rummer bidrag fra samfundsmæssig aktivitet. Udbygningen af matematiske strømningsmodeller er dog ikke så vidt fremskreden, at de to forskellige bidrag lader sig kvantificere.

I miljømæssig henseende kan de uorganiske sporstoffer opdeles i 3 grupper:

- 1) de toksiske, der har sundheds- og miljømæssigt skadelige effekter (humantoksiske og økotoksiske) selv ved små koncentrationer
- 2) de essentielle, der omfatter stoffer som er nødvendige for den menneskelige organisme i små mængder, men som er sundhedsskadelige og økotoksiske i større koncentrationer
- 3) de stoffer, som normalt ikke optræder i helbredspåvirkende koncentrationer, men hvor stoffet kan have relevans, fordi der stedvis kan optræde så høje niveauer, at der kan være enten sundhedsskadelige eller have økotoksikologiske effekter fx aluminium og sølv, hvor de frie ioner er giftige.

Til de toksiske stoffer hører bl.a. antimon, arsen, bly, cadmium, kviksølv samt cyanid. Arsen er yderst giftigt for mennesker, og visse uorganiske arsenforbindelser kan forårsage kræft hos mennesker (Miljøstyrelsen 1995).

Til de essentielle hører bl.a. krom, kobber, nikkel, zink og selen. For selen er forskellen mellem nødvendig indtagelse og giftvirkning relativt lille.

Et stof som bor er normalt ikke tilstede i problematiske koncentrationer i almindeligt fersk grundvand og betragtes heller ikke som essentielt (Adriano, 2001). Bor anvendes bla. til trykimpregnering af træ og i visse insekticider. Derudover er bor en indikator for saltvands-

indtrængning. Grundvandsforekomster, som er påvirket af indtrængende saltvand kan ikke klassificeres som havende god tilstand (EU, 2000).

I august 2008 fare-klassificerede EU Kommissionen bor under Biocid Direktivet (som er under revision) i Farekategorien "Reproductive. Category 2 - R60 (May impair fertility) og R61 (May cause harm to the unborn child)" (EU link1,2009). Dette betyder, at der er risiko for nedsat forplantningsevne for mænd og for fosterskader for gravide kvinder, forudsat at bor indtages i større mængder over en længere periode. (Arbejdstilsynet, 2000)

Grundvandsovervågning

I perioden 1993 – 2010 har der - i kortere eller længere tid - været overvåget i alt 25 uorganiske sporstoffer. Der er fastsat drikkevandskvalitetskrav for 16 af disse, og der er konstateret overskridelse af det fastsatte drikkevandskvalitetskrav ved indgangen til forbrugers ejendom for 13 stoffer, nemlig aluminium, antimon, arsen, barium, bly, bor, cadmium, kobber, kviksølv, nikkel, selen, strontium og zink. Omfanget af overskridelser for de vigtigste stoffer fremgår af sidste års rapportering, bilag 1.(Thorling m.fl, 2010)

I 2010 er 238 prøver analyseret for stofferne aluminium, arsen, bly, bor, cadmium, kobber, nikkel og zink. Der er fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet for:

- aluminium i 31 indtag,
- arsen i 10 indtag,
- bly i 4 indtag
- cadmium i 1 indtag,
- kobber i 3 indtag,
- nikkel i 17 indtag
- zink i 10 indtag.

Overskridelserne er fordelt på 53 indtag, svarende til 22 % af de undersøgte indtag. I 15 indtag overskrides drikkevandskvalitetskravet for mere end ét stof. Alle overskridelser er knyttet til indtag, hvor der også tidligere har været overskridelser, på nær en enkelt overskridelse for nikkel i boringen DGU nr. 30.933 i overvågningsområdet Thisted.

Høje arsenindhold i grundvand stammer som udgangspunkt fra naturlige processer, (Larsen og Larsen, 2003) men indholdet kan påvirkes af oppumpning af grundvand (Larsen et al., 2009). Dermed bliver arsen et eksempel på et kemisk stof, som har indflydelse på fastsættelsen af størrelsen af den bæredygtige indvinding til drikkevand.

Dybdefordeling i sandede aflejringer med frit vandspejl

Under vandrammedirektivets artikel 5, stk. 1 indgår en vurdering af de menneskelige aktiviteter indvirkning på overfladevandets og grundvandets tilstand sammen med en analyse af hovedvandoplandenes karakteristika. Figur 29 - 32 viser til illustrering af en sandsynlig påvirkning fra menneskelig aktivitet overvågningsindtagenes gennemsnitskoncentration af opløst kobber, bly, nikkel og aluminium i forhold til indtagets dybde under terræn.

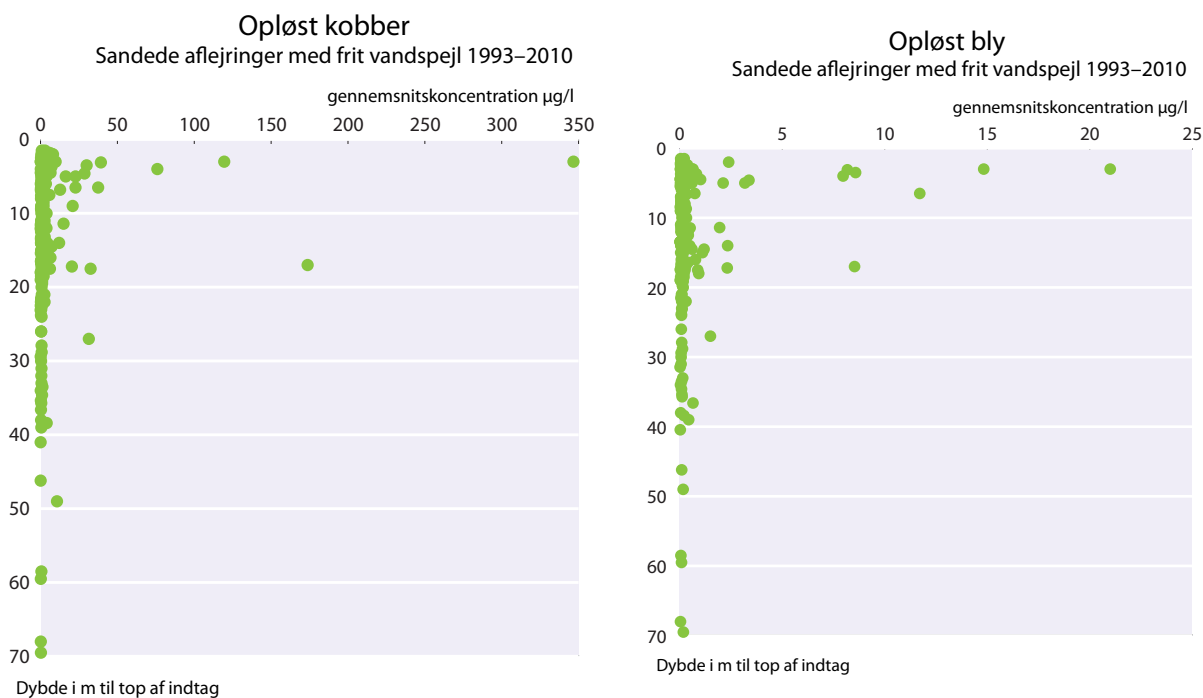
For alle stofferne ses at de højeste koncentrationer optræder i de indtag, som er tættest på terræn. Da indtagene alle er beliggende i sandede aflejringer helt uden beskyttende lerlag mellem terræn og indtag, anses de høje koncentrationer for at være et resultat af en påvirkning af grundvandet stammende fra samfundsbetingede aktiviteter på terrænoverfladen. Visse

koncentrationer er dog så høje og tidsseriene viser en så voldsom stigning, (Thorling mfl., 2010) at de bør verificeres yderligere. En nøjere specifikation af bidraget fra menneskelige aktiviteter ligger uden denne rapporterings rammer.

Kobber, bly og zink.

Den menneskelige påvirkning af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand kan være et resultat af direkte tilledning af forurenende stoffer fra aktiviteter på jordoverfladen, fx udbringning af slam (MST, 2009), gylle (SNT, 1998 og MST, 2006) eller deponering af affald (TV2-Fyn, 2011, MST, 2003). Bly og kobber er eksempler på sådanne stoffer. Der blev i 2005 udbragt 57.018 tons spildevandsslam (opgjort på tørvægt) på landbrugsjord, i skovbrug, gartnerier, parker og private haver mv., med vægtede gennemsnitskoncentrationer på 9 mg arsen, 286 mg kobber og 689 mg zink pr. kg tørstof (MST, 2009).

I gylle, hvor metallerne må antages at være knyttet til vandopløselige organiske komplekser, vil de kunne udvaskes let og hurtigt til grundvandet. Det samme gælder antageligt spildevandsslam, men der savnes generelt viden om vandopløselige organiske kompleksers rolle for mobilisering og transport af tungmetaller



Figur 29. (til venstre) Indholdet af opløst kobber i overvågningsindtag i områder med frit grundvandspejl som funktion af dybden i m.u.t. Det nationale generelle miljøkvalitetskrav for kobber er sat til 1 µg/l i ferskvand og marint vand.

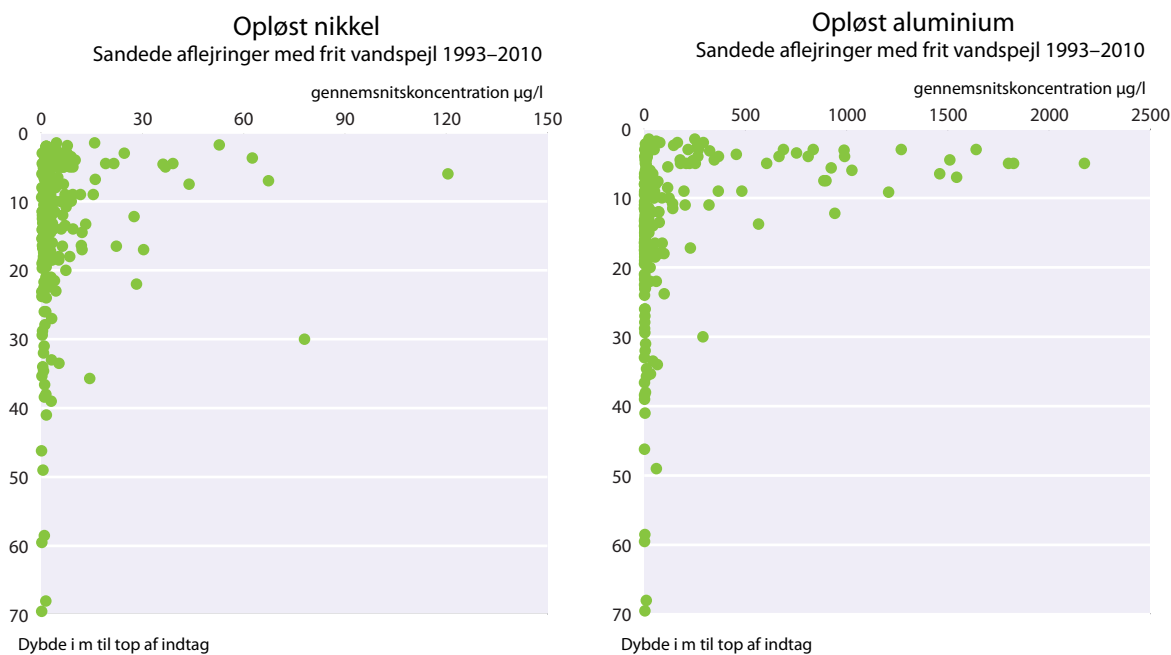
Figur 30. (til højre) Indholdet af opløst bly i overvågningsindtag i områder med frit grundvandspejl som funktion af dybden i m.u.t. Grundvandskvalitetskravet for bly er sat til 1 µg/l. Det nationale generelle miljøkvalitetskrav for bly er sat til 0,34 µg/l i både ferskvand og marint vand.

Nikkel

Menneskelig påvirkning kan også være aktiviteter, der ændrer de kemiske forhold over eller i grundvandszonen, og som medfører en opløsning og mobilisering af naturligt forekommende eller udledte stoffer. Ikke bæredygtig oppumpning af grundvand med deraf følgende sænkning af grundvandsspejlet kan medføre frigivelse af store mængder nikkel.

Aluminium

Forsuring af jorden og grundvandet tæt ved terræn er en naturlig proces, som accelereres af udledning af kvælstof- og svovlforbindelser samt klor fra kraftværker, trafik, affaldsforbrænding og landbrug til atmosfæren. I Danmark er forsuren længst fremskreden vest for isens hovedopholdsline under sidste istid. Forsuringen påvirker især aluminium, men også cadmium og andre tungmetaller kan opløses og udvaskes ved faldende pH. Den laveste pH-værdi, der er målt i grundvandsovervågningen, er på 3,95. Den er målt i overvågningsområde Grindsted i 22 meters dybde. Værdier mellem pH 4 og pH 5 er almindeligt forekommende i Vestjylland.



Figur 31. (til venstre) Indholdet af opløst nikkel i overvågningsindtag i områder med frit grundvandsspejl som funktion af dybden i meter under terræn. Grundvandskvalitetskravet for nikkel er sat til 10 µg/l. Det nationale generelle miljøkvalitetskrav for nikkel er sat til 2,3 µg/l i ferskvand og 0,23 µg/l i marint vand.

Figur 32. (til højre) Indholdet af opløst aluminium i overvågningsindtag i områder med frit grundvandsspejl som funktion af dybden i meter under terræn. Der er ikke fastsat et grundvandskvalitetskrav for aluminium. Det nationale generelle miljøkvalitetskrav for aluminium er 2,02 µg/l i ferskvand.

Vandværkernes egenkontrol

I 2010 er drikkevandskvalitetskravet for *aluminium* (100 µg/l) overskredet i en boring ved Lem Vandværk. Boringen har ikke tidligere været analyseret for aluminium, men derimod for nikkel, som også overskrider drikkevandskvalitetskravet. Vandets pH er bestemt til 5,4.

I 2010 er drikkevandskvalitetskravet for *barium* (700 µg/l) overskredet i to boringer ved henholdsvis Nybølle Vandværk ved Stege og Balle Vandværk ved Mern. Boringerne har ikke tidligere været analyseret for barium. Begge boringer er forholdsvis dybe og står i kalksten.

I 2010 er drikkevandskvalitetskravet for *bor* (1000 µg/l) overskredet i 5 boringer henholdsvis på Sjællands Odde, i det østlige Sjælland (Greve og Brøndby) samt i Valsømagle ved Ringsted. Alle boringerne står i kalk og de kystnære boringers indtagsskote er tæt på eller under havniveau, hvilket underbygger antagelsen af, at årsagen til de forhøjede borindhold er saltvandsindtrængning som følge af ikke-bæredygtig oppumpning. Ved Ringsted er den anvendelige ferske del af grundvandet relativt tynd, hvorfor der nemt trækkes dybereliggende salt grundvand op i boringerne.

Det vejledende drikkevandskvalitetskrav for bor på 300 µg/l er i 2010 overskredet i 96 boringer i Jylland og på Sjælland. For disse boringer gælder det ligeledes, at indtagenes topkote er tæt på eller under havniveau – med undtagelse af en boring ved Rosted Vandværk ved Slagelse.

I 2010 er drikkevandskvalitetskravet for *nikkel* (20 µg/l) overskredet i 45 boringer. 35 af disse ligger på det østlige Sjælland i kommunerne Brøndby, Dragør, Glostrup, Albertslund, Hvidovre, Høje Tåstrup, Rødovre og Greve. Derudover er drikkevandskvalitetskravet overskredet i en eller flere boringer i kommunerne Guldborgsund, Stevns, Bornholm, Varde, Horsens, Ringkøbing-Skjern, Favrskov og Viborg. I Horsens, Ringkøbing-Skjern, Favrskov og Viborg har drikkevandskvalitetskravet ikke tidligere været overskredet. Det samme gælder en boring på Bornholm og 3 i Høje Tåstrup.

I 2010 er drikkevandskvalitetskravet for *arsen* (5 µg/l) overskredet i 169 boringer i følgende kommuner (antal boringer med overskridelse er angivet i parentes):

Halsnæs (1), Fredensborg (1), Lejre (1), Furesø (2), Tårnby (1), Greve (1), Solrød (2), Faxe (1), Stevns (1), Odsherred (3), Kalundborg (15), Slagelse (10), Sorø (3), Ringsted (1), Næstved (9), Vordingborg (2), Bornholm (1), Guldborgsund (1), Lolland (12), Kerteminde (1), Nordfyn (2), Odense (10), Middelfart (5), Assens (14), Fåborg-Midtfyn (6), Svendborg (1), Langeland (5), Ærø (1), Haderslev (2), Sønderborg (3), Vejen (1), Kolding (1), Vejle (2), Hedensted (2), Odder (4), Skanderborg (6), Århus (14), Samsø (1), Syddjurs (1), Mariagerfjord (3), Rebild (2), Vesthimmerland (1), Favrskov (1), Ringkøbing-Skjern (1), Viborg (2), Lemvig (1), Thisted (4), Jammerbugt (1), Ålborg (1), Frederikshavn (2). I 12 boringer repræsenterer analysen med overskridelse den første analyse i boringen. I 17 andre boringer repræsenterer overskridelsen den eneste analyse over drikkevandskvalitetskravet.

Sammenfatning

Analyseresultaterne fra 2010 af indholdet af uorganiske sporstoffer i dansk grundvand viser i overensstemmelse med tidligere års overvågning, at der er mange boringer, hvor grundvandskvaliteten ikke kan overholde drikkevandskvalitetskravene for især arsen og nikkel, men også for aluminium, bor, og zink.

Den dybdemæssige fordeling af især kobber og bly demonstrerer en samfundsbetinget tilførsel af disse stoffer til grundvandet.

Grundvandets indhold af aluminium påvirkes af forsurening.

Forsuring er en naturlig proces, hvis hastighed og effekter accelereres af luftforurening med kvælstof, svovl og klor. Forsuringen påvirker især aluminium, men også cadmium og andre tungmetaller kan opløses og udvaskes ved faldende pH. Værdier mellem pH 4 og pH 5 er almindeligt forekommende i Vestjylland.

Ændringer i grundvandsspejlets beliggenhed påvirker indholdet af nikkel.

Ikke-bæredygtig indvinding af grundvand, hvor der sker en sænkning af grundvandsspejlet, kan give tilførsel af atmosfærisk luft (Jensen, 2003), hvilket kan medføre iltning af jordlagene. Herved iltes indlejrede sulfid-mineraler og en del af deres associerede indhold af især nikkel frigives til grundvandet.

Forhøjede indhold af bor er tegn på saltvandsindtrængning.

Ikke-bæredygtig indvinding af grundvand kan medføre, at den ferske del af grundvandsressourcen udtyndes med indtrængning af saltvand til følge og dermed markant højere indhold af sporstoffer med høje koncentrationer i saltvand som fx bor.

Tilførsel af nitrat kan øge grundvandets indhold af nikkel.

Udvaskning af oxiderende stoffer fra jordbunden som fx nitrat kan medføre en udvikling svarende til tilførslen af ilt fra atmosfærisk luft med efterfølgende frigivelse af eksempelvis nikkel.

Begrænsninger i størrelsen af den anvendelige grundvandsressource

Arsen er et eksempel på et kemisk stof, som – ud over den årlige grundvandsdannelse - har indflydelse på fastsættelsen af størrelsen af den bæredygtige indvinding til drikkevand.

Referencer, Sporstoffer

Dansk lovgivning, vejledninger mv

Arbejdstilsynet, 2000: AT-vejledning C1.1 juli 2000. Vejledning om stoffer og materialer, Kemiske agenser.

Miljøministeriet, 2007: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1449 11. december 2007 (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøministeriet, 2010: Bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

Miljøministeriet, 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 31. oktober 2011 (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøstyrelsen, 1994: Økotoxikologiske kvalitetskriterier for overfladevand. - Miljøprojekt nr. 250.

Miljøstyrelsen, 1995: Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og vand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 12/1995.

Miljøstyrelsen, 1998: Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 1998.

Miljøstyrelsen, 1999: Fjernelse af metaller fra grundvand ved traditionel vandbehandling på danske vandværker. Vandfonden. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 17/1999.

Miljøministeriet, 2001: Redegørelse om Vandrammedirektivet. Miljøstyrelsen, marts 2001.

Miljøstyrelsen, 2003: Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 40/2003. Bilagsrapport til "Tungmetaller i affald" - guide og idékatalog til sortering af tungmetalholdigt affald.

Miljøstyrelsen, 2006: BILAG til Rapport fra arbejdsgruppen om generel afbrænding af husdyrgødning til energiformål

Miljøstyrelsen, 2009: Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 3, 2009.

Miljøstyrelsen, 2009: Miljøstyrelsens BAT-blade: Svovlsyrebehandling af kvæggylle.

Miljøstyrelsen, 2010: "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand". Opdateret juni og juli 2010. <http://www.mst.dk/NR/ronlyres/95E72216-4024-4881-AE3A-5FA05E2A486F/84000/MaSt01forsuringkvqBATbladudenkorr.pdf>

Skov- og Naturstyrelsen, 1998: Kilder til tungmetaller og miljøfremmede stoffer i landbrugsjord.

EU- direktiver mv

EU, 2000: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Vandrammedirektivet)

EU, 2006: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelser. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Grundvandsdirektivet)

EU, Scientific Committee on Consumers Safety, 2009: Updated revised request for a scientific opinion following the new classification of some boron compounds as mutagenic and/or toxic to reproduction according to the Commission Regulation 790/2009

http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/scs_q_020.pdf

EU, 2010: _ EUROPA-KOMMISSIONEN, Bruxelles, den 5.3.2010, K(2010) 1096 endelig: RAPPORT FRA KOMMISSIONEN

i henhold til artikel 3, stk. 7, i grundvandsdirektivet 2006/118/EF om fastsættelse af tærskelværdier for grundvand

Andre referencer

Adriano, D. C., 2001: Trace elements in terrestrial environments (2. edition). Springer Verlag.

Friberg, N., 1998: Skov og skovvandløb. Tema rapport nr. 21 fra DMU. 1998.

Fyns Amt, 2002: Miljøfremmede stoffer I flydende husdyrgødning.

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. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2009.htm

Hinsby, K. & Melo, T. 2006: Application and evaluation of a proposed methodology for derivation of groundwater threshold values - a case study summary report. EU research report, BRIDGE project, deliverable D22, 116 pp.

Hultberg, H., 1988: Critical Loads for sulphur to lakes and streams, In: Nilsson, J. and Grenfeld, P. (eds): Critical loads of sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19.-24. marts 1988, Miljørapport 1988:15. Nordic Council of Ministers, København, pp 185-200.

Jensen, T. F. m.fl., 2003: Nikkelfrigivelse ved pyritoxidation forårsaget af barometerånding. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5, 2003.

Knudsen, C., 1997: Nikkel og Fluor i grundvand. Kildeopsporing i Roskilde og Storstrøms amter. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport 1997/115.

Langtofte, C., 1994: Danske aflejrings sporelementindhold. En status. GEUS – DGU Datadokumentation nr. 7, 1994, 3. genoptryk.

Larsen, M.M., Bak, J. og Scott-Fordsmand, J., 1996: Monitoring af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorde. Faglig rapport fra DMU, nr. 157.

Larsen, C.L. og Larsen, F., 2003: Arsen i danske sedimenter og grundvand. Vand og Jord 10. årgang nr. 4, side 147-151.

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

Müller, D., Blum, A., Hart, A., Hookey, J., Kunkel, R., Scheidleder, A., Tomlin, C., Wendland, F.: 2006: "D18: Final proposal for a methodology to set up Groundwater threshold values in Europe", dec. 2006 (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/irc/eionet-circle/bridge/info/data/en/index.htm>) BRIDGE-Background Criteria for the Identification of Groundwater Thresholds

Links:

Link- NST1: NST: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. Hovedvandopland 1.10, 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

Link-NST 2:

<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/Havmiljoet/Databaser/Kvalitetskrav+for+overfladevand/Overfladevandskvalitetskrav.htm>

Arbejdstilsynet: <http://arbejdstilsynet.dk/da/regler/at-vejledninger-mv/stoffer-og-materialer/at-vejledninger-om-stoffer-og-materialer/c1-kemiske-agenser/rloia-c11-trykimpraegneret-trae.aspx>.

TV2Fyn, 2011: <http://www.tv2fyn.dk/article/322722:Kompost-med-tungmetaller-i-Stige>

BRIDGE-Background Criteria for the Identification of Groundwater Thresholds (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/irc/eionet-circle/bridge/info/data/en/index.htm>)

EU link 1: EU, Scientific Committee on Consumers Safety, http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/scs_q_020.pdf

6 Organiske mikroforureninger

Overvågningen af organiske mikroforureninger i grundvandet omfatter et stort antal miljøfremmede stoffer, der anvendes bredt i det moderne samfund. Overvågningsprogrammet for grundvand (GRUMO) omfatter for hver 6-års programperiode et antal udvalgte stoffer. Derudover er der blandt andet gennem vandværkernes boringskontrol en overvågning af organiske mikroforureninger i vandværkernes råvand, som er i et vist omfang er baseret på erkendte risici for forurening af grundvandet gennem anvendelse af givne stoffer inden for det enkelte vandværks indvindingsopland. En række klorerede eller bromerede forbindelser kan dannes i naturen i lave koncentrationer (Albers, 2010).

Det er ikke vurderet meningsfuldt at lave en indikatorbaseret rapportering af de organiske mikroforureninger, idet de har meget forskellige kemiske egenskaber, anvendelser og forekomst (MST, 1996). Dertil kommer meget forskellige detektionsgrænser og drikkevandskvalitetskrav.

Målsætning

Der er fastsat sundhedsmæssigt baserede drikkevandskvalitetskriterier for en række udvalgte stoffer for kroniske, men ikke for akutte effekter (MIM, 2007). I henhold til EU's Vandrammedirektiv, artikel 4, (MiM, 2001) må grundvandets indhold af forurenende stoffer ikke øges, og ifølge artikel 7, skal de udpegede grundvandsforekomster beskyttes med henblik på at reducere omfanget af den rensning, der kræves til fremstilling af drikkevand.

Grundvandet må heller ikke påvirke overfladevand og terrestriske økosystemer med miljøfremmede organiske stoffer i en sådan grad, at målsætningerne for disse ikke kan overholdes. Til dette formål skal der i henhold til Grundvandsdirektivet fastsættes en (eller flere) nationale tærskelværdier for de enkelte stoffer (EU, 2006). Tærskelværdierne er anført i de 23 udkast til vandplaner. (NST, 2010).

Relevans

Organiske mikroforureninger er med få undtagelser miljøfremmede stoffer med skadelige effekter for mennesker og økosystemer. Da følsomheden over for disse stoffer kan variere overordentligt meget fra art til art, fx planter, insekter, fisk og mennesker, vil der optræde kvalitetskrav og tålegrænser på meget forskellige koncentrationsniveauer fra stof til stof og fra problemstilling til problemstilling. Der er derfor forskel på kvalitetskravene for grundvand, drikkevand og overfladevand, se fx kapitel 5. I forbindelse med vandplanerne og anden miljøforvaltning er der et meget stort vidensbehov på dette område. Forurening af grundvandet med miljøfremmede stoffer fra punktkilder og forurenede grunde administreres via jordforureningsloven, der afrapporteres af Miljøstyrelsen (MST, 2010).

Mulige kilder til de organiske mikroforureninger

I det følgende gennemgås nogle mulige kilder til en grundvandsforurening med de 7 forskellige grupper af stoffer, som indgår i NOVANA-programmet.

Aromatiske kulbrinter

Kilderne til de aromatiske kulbrinter (fx benzen) kan være fyld- og lossepladser, olie- og benzinanlæg, asfalt og tjærevirksomheder samt gasværker.

Fenoler

Tjære indeholder ca. 10 % fenoler og er hermed en potentiel kilde til forurening med fenoler. Tjæreforureninger stammer blandt andet fra gasværker og steder, hvor tjære er blevet anvendt i produktionen (asfalt), eller hvor tjæreaffald er blevet deponeret (lossepladser), samt pladser som har været anvendt til tjæring af fiskenet. Fenol og metylfenoler kan dannes ved nedbrydning af naturligt organisk stof. Ifølge (MST, 1995) er indholdet af fenol i kvæg- og svinegødning henholdsvis 31 og 26 mg pr. kg vådvægt. Simple alkylfenoler kan også fremkomme under nedbrydning af nonylfenoler.

Nonylfenoler

I de seneste år har der været stor fokus på hormonlignende stoffers forekomst i miljøet, og nonylfenolerne er en af de grupper, som har været diskuteret i denne sammenhæng. Nonylfenoler i miljøet stammer primært fra nedbrydning af nonylfenoethoxylater, som blandt andet findes i vaskemidler og rengøringsmidler. Brugen af nonylfenoethoxylater ophørte dog i 1989 (MST, 1991).

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Kilderne til de halogenerede alifatiske kulbrinter (fx tetraklorkulstof) kan fx være fyld- og lossepladser, farve- og lakindustri, galvanisering, benzinanlæg og kemisk tøjrensning. Stoffet vinylklorid er et nedbrydningsprodukt fra de klorerede kulbrinter. Vinylklorid kan mineraliseres direkte eller nedbrydes til ethan via ethen (Albrechtsen og Bjerg, 2000). Da omsætningshastigheden af vinylklorid i grundvandsmagasinerne formodentligt er mindre end for de øvrige klorerede kulbrinter, må det antages, at der på længere sigt vil ske en opkoncentrering af vinylklorid i de grundvandsmagasiner, der i dag er forurenede med klorerede kulbrinter. Visse af de enkleste halogenerede kulbrinter kan endelig optræde naturligt i grundvand i lave koncentrationer. (Jacobsen O.S. et al, 2007)

Klorfenoler

Kilderne til klorfenoler er primært produktion af pesticider og uhensigtsmæssig deponering af affald fra produktionen. Klorfenoler optræder blandt andet som tekniske urenheder i forbindelse med fremstilling af klorfenoxy-syrerne; disse har gennem mange år været anvendt i store mængder som ukrudtsmidler. Ved nedbrydning af klorfenoxy-syrerne kan der blandt andet dannes klorfenoler. Fremstilling af træimprægneringsmidler (pesticider rettet mod skimmel og svamp) kan også være en kilde til forurening med klorerede fenoler. Eksempelvis har pentaklorfenol i perioden 1956 til 1979 været anvendt til træimprægnering i mængder på op til 4.300 kg/år.

Phthalater (blødgørere)

Blødgøreren dibutylphthalat (DBP) forekommer blandt andet i trykfarver, maling, udfyldningsmidler, opløsningsmidler, hærdere, metaloverfladebehandlingsmidler, bindemidler, gulvbelægningsmaterialer og isoleringsmaterialer. DBP er altså et stof, som forekommer i mange forbindelser, og dets fysiske/kemiske egenskaber medfører, at de er hyppigt forekommende i miljøet, i laboratorieudstyr o.l. Det er derfor meget svært at undgå et vist baggrundsniveau i forbindelse med analyser af DBP.

Detergenter

Detergenter kan dannes naturligt, men de typer af detergenter, som analyseres i overvågningsprogrammet, stammer primært fra vaske- og rengøringsmidler. Stofferne kan muligvis også stamme fra overfladeaktive stoffer, som tilsættes ved opblanding af pesticider før udsprøjtning.

Ætere

MTBE er et hjælpestof, som kan tilsættes benzin for at øge oktantal og fremme forbrændingen i motoren. Siden 2000 har det ikke været anvendt i Danmark i oktantal 92 og 95 benzin. (www.oliebranchen.dk)

Grundvandsovervågning

Datagrundlag

I perioden 1998 – 2010 er der i grundvandsovervågningen (GRUMO) gennemført analyse for organiske mikroforureninger i ca. 500 forskellige indtag pr. år. Det enkelte indtag prøvetages ikke hvert år, og antallet af analyserede indtag varierer fra 25 til 810 for det enkelte år. I 2010 er der taget prøver i 231 indtag. Data fra før 1998 indgår ikke i rapporteringen, da de på grund af højere detektionsgrænser mm. ikke vurderes at være direkte sammenlignelige med de nyere data.

Det er karakteristisk for en væsentlig del af fundene af organiske mikroforureninger i GRUMO, at koncentrationen er tæt på den krævede detektionsgrænse, og at antallet af genfund i det enkelte indtag er forholdsvis beskedent. Sandsynligheden for at der er tale om falske positive er forøget ved målte koncentrationer tæt på detektionsgrænsen sammenlignet med målinger der giver højere værdier. For at holde omfanget af rapportering på et overskueligt niveau og fokusere opmærksomheden på de væsentligste fund/forureninger i GRUMO er nærværende rapportering begrænset til analyser, hvor analyseresultatet har en værdi på mindst 3 gange detektionsgrænsen.

Sumanalyser af anioniske detergenter, som indgik i programmet frem til 2006, rapporteres ikke, da analysemetoden ikke er baseret på en stofspecifik måling. En mulig interferens fra naturligt forekommende stoffer i grundvandet som f. eks. humus, kan ikke udelukkes.

Analyserne af kloroform (triklormetan) er ikke medtaget i dette års rapport. Det er påvist, at kloroform kan dannes naturligt, og sigtet med dette års rapportering har først og fremmest været at belyse den samfundsbedingede påvirkning af grundvandet.

Tilstand, udvikling og årsager

I **2010** er der i alt gjort fund (> 3*detektionsgrænsen) af organiske mikroforureninger i 44 ud af 231 prøvetagne grundvandsovervågningsindtag svarende til 19 % af indtagene.

Fundene er fordelt på følgende stoffer

- DEHP: fund i 9 indtag og overskridelser i 6 indtag,
- DNP: fund i 6 indtag og overskridelser i 2 indtag
- LAS: fund, der overskrider drikkevandskvalitetskravet i 1 indtag
- Nonylphenoler (uspecifik analyse): fund i 6 indtag, ingen overskridelser

- Naftalen: fund i 2 indtag, ingen overskridelser
- Benzen: fund i 1 indtag, ingen overskridelser
- Toluen: fund i 10 indtag, ingen overskridelser
- Tetraklorethylen: fund i 4 indtag, ingen overskridelser
- Trikllorethylen: fund i 3 indtag og overskridelser i 1 indtag
- 1,1,1-trichlorethan: fund i 2 indtag, ingen overskridelser
- O-xylen: fund i 5 indtag, ingen overskridelser
- M+P-xylen: fund i 10 indtag, ingen overskridelser,
- Fenol: fund i 1 indtag, ingen overskridelser
- Pentaklorfenol: fund, der overskrider drikkevandskvalitetskravet i 1 indtag

Detektionsgrænsen for pentaklorfenol er 0,02 µg/l, hvilket er dobbelt så højt som drikkevandskvalitetskravet, der er 0,01 µg/l.

Tabel 4 viser hvilke stoffer, hvor drikkevandskvalitetskravet er overskredet i 2010.

| Stof | Drikkevandskvalitetskrav µg/l | Antal indtag med overskridelse | Beskrivelse af fundsted for drikkevandskvalitetsoverskridelser |
|---|-------------------------------|--------------------------------|--|
| PCP Pentaklorfenol | 0,01 | 1 | DGU-nr: 131.1976. Indhold 0,096 µg/l. Indtaget er også analyseret i 2007 og 2009, hvor indholdet var under detektionsgrænsen på 0,02 µg/l. |
| TCE Trikllorethylen | 1 | 1 | DGU-nr: 201.5935. Indtaget er analyseret første gang i 2006, hvor der blev konstateret et indhold på 14 µg/l. I 2010 var indholdet på 7 µg/l. |
| LAS Alkylbenzen-sulfonat | 100 | 1 | Der er indberettet et indhold på 490 µg/l i DGU-nr. 30.933. Indtaget er også analyseret i 2006 og 2008, hvor indholdet var under detektionsgrænsen på 2 µg/l. |
| DNP Di-iso-nonyl-phthalat | 1 | 2 | DGU-nr: 154.1282. Indhold 1,9 µg/l. Indtaget er ikke analyseret tidligere. DGU-nr: 207.2819. Indhold 1,7 µg/l. Indtaget er ikke analyseret tidligere. |
| DEHP Dis(2-ethylhexyl)phthalat | 1 | 6 | Et indtag i København og 2 på Falster og 2 i Forumlund med indhold mellem 1,5 og 2,2 µg/l. Indtagene har været analyseret tidligere uden fund. DGU-nr: 71.774. Indhold 1,2 µg/l. Indtaget er ikke analyseret tidligere. 3 ud af 9 fund er gjort i sandede aflejringer med frit grundvandsspejl. |
| Oplysninger om boringernes beliggenhed og stamdata kan ses på www.jupiter.dk ved indtastning af DGU-nummer. | | | |

Tabel 4. Organiske mikroforureninger, som i 2010 har overskredet drikkevandskvalitetskravet i indtag i grundvandsovervågningsboringer.

I den forløbne programperiode **fra 2007 til og med 2010** er der gjort fund (> 3* detektionsgrænsen) af organiske mikroforureninger i 153 ud af i alt 839 analyserede indtag, hvilket svarer til 18 % af indtagene. Nedenstående er stofferne gennemgået og udviklingshistorien i indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet kommenteret.

Hormonforstyrrende stoffer

DEHP (Di (2-ethylhexyl) phthalat)

Der er gjort fund i 21 indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l i 8 indtag, heraf er de 6 overskridelser fundet i 2010. Der er ingen genfund. For de 5 indtag med overskridelser i 2010, hvor der foreligger forudgående analyser for DEHP, er disse under detektionsgrænsen.

DNP (Di-isononyl-phthalat)

Der er gjort fund i 11 indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l i 8 indtag. Der er ingen genfund. For 1 af indtagene med overskridelserne i 2010 foreligger der 4 forudgående analyser under detektionsgrænsen. I tre indtag er der -udover DNP - også gjort fund af DEHP.

Nonylfenoler

Der er gjort fund i 13 indtag med en overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 0,5 µg/l i et indtag. I samme indtag er der en forudgående analyse under detektionsgrænsen. Der er ingen genfund, men i ét miljøcenter (Nykøbing) er der anvendt en detektionsgrænse på 1 µg/l, hvilket er det dobbelte af grænseværdien og en faktor 10 over den krævede detektionsgrænse på 0,05 µg/l. 5 tidligere fund fra 2009 har således ikke kunnet bekræftes, subsidiært afkræftes.

I tre indtag er der sammenfaldende fund af DEHP og DNP og i tre andre indtag er der sammenfaldene fund af DNP og nonylfenoler.

Detergenter

LAS (Lineære Alkylbensulfonater)

Der er fundet en overskridelse af drikkevandskvalitetskravet, der er på 100 µg/l, på 490 µg/l. Fundet er gjort i 2010. Der foreligger 2 forudgående analyser under detektionsgrænsen på 2 µg/l i det aktuelle indtag.

Anioniske detergenter

Der er gjort et fund af anioniske detergenter i 2007 og indtaget er ikke analyseret siden.

Indhold i olieprodukter

Naftalen

Der er gjort fund i 7 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 2 µg/l. Der er genfund i 2 indtag i henholdsvis overvågningsområde København-Frederiksberg (13.11) i et terrænnært indtag 7 m.u.t. og i Albæk (80.13) i 40 m.u.t.

Benzen

Der er gjort fund i 12 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l. Der er gentagne fund i 2 indtag i henholdsvis overvågningsområde Hjelmsøllille (35.03) i 18,50 m.u.t. og i Sibirien (35.12) i 27 m.u.t.

Toluen

Der er gjort fund i 82 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 10 µg/l. Der er genfund og gentagne fund i 13 indtag på Sjælland og Lolland-Falster.

Xylen (uspecifik analyse)

Der er gjort et enkelt fund af xylen i overvågningsområdet Nyborg i 2007 i 13 m.u.t. Indtaget er ikke analyseret for organiske mikroforureninger siden.

O-xylen

Der er gjort fund i 20 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 10 µg/l. Der er genfund i 5 indtag i henholdsvis overvågningsområde København-Frederiksberg (13.11), Glim (25.13) og i Sibirien (35.12).

M+P-xylen

Der er gjort fund i 41 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 10 µg/l. Der er genfund i 8 indtag i henholdsvis overvågningsområde København-Frederiksberg (13.11), Asemose (25.11), Glim (25.13) og i St. Heddinge (35.13).

Fenol

Der er gjort fund i 13 indtag med en overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 0,5 µg/l i ét indtag. Der er ingen andre analyser af fenol i det pågældende indtag. Der er ingen genfund af fenol i programperioden.

Sammenfald af stoffer gruppen "olieprodukter".

Der kan konstateres et udpræget sammenfald af fund af toluen, M+P-xylen, O-xylen, benzen og naftalen (stofferne er nævnt efter aftagende antal fund) i forhold til det samlede antal fund. Det vil sige, at hvis der forekommer naftalen, så forekommer der også tit benzen og O-xylen og næsten altid M+P-xylen og toluen og så fremdeles. Derimod er der ikke sammenfald mellem den nævnte gruppe stoffer og fenol.

Toluen, benzen og xylener forekommer sammen i benzin. Fraværet af fund af ethylbenzen peger på blyfri benzintyper (Miljøprojekt nr. 1220, 2008, Miljøstyrelsen: "Sammensætning af olie og benzin. Kemiske profiler til brug for risikovurdering"). Fundprocenten for toluen og til dels M+P-xylen er dog så høj (100 %) i visse GRUMO-områder især fra 2010, at analyseresultaterne bør evalueres meget kritisk af Naturstyrelsen.

"Renseri-stoffer"

Tetraklorethylen

Der er gjort fund i 5 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l. Der er genfund i 3 indtag, alle i overvågningsområde St. Heddinge (35.13).

Trikllorethylen

Der er gjort fund i 8 indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l i 2 indtag, begge i overvågningsområde København-Frederiksberg. I det ene indtag er indholdet af trikllorethylen steget fra 1,3 µg/l i 2006 til 67 µg/l i 2008. Indtaget er ikke analyseret siden. I det andet indtag er indholdet faldet fra 14 µg/l i 2006 til 7 µg/l i 2010. Der er gjort genfund i to indtag i henholdsvis København-Frederiksberg og i St. Heddinge. Der er gjort kontinuert fund af trikllorethylen i St. Heddinge siden 1990.

1,1,1-triklorethan

Der er gjort fund i 3 indtag. Der er ikke fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l. Der er gjort genfund i de samme 3 indtag, alle i overvågningsområde St. Heddinge (35.13) og i øvrigt de samme indtag, hvor der også er gjort genfund af tetra- og trikllorethylen.

Vinylklorid

Der er gjort fund i 7 indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 0,3 µg/l i 6 indtag. Fundene er gjort i henholdsvis i overvågningsområde København-Frederiksberg, i Gladsaxe (15.13) og i Hjelmsøllille (35.03) med hvert 1 fund hver samt i 4 indtag i overvågningsområde Vesterborg (35.11). Der er gjort genfund i to indtag i henholdsvis København-Frederiksberg og i St. Heddinge. I de 4 indtag i Vesterborg har indholdet af vinylklorid været konstant siden 1999. I overvågningsområde Vesterborg er der i perioden 1998 – 2010 - udover vinylklorid - gjort fund af DEHP, DBP, nonylfenoler, anioniske detergenter, benzen, toluen, xylen, og 2,4-diklorfenol.

Klorfenoler

2,4-diklorfenol

Der er gjort fund i 2 indtag og begge analyser overskrider drikkevandskvalitetskravet på 0,1 µg/l. Der er ingen genfund. Det ene fund er gjort i overvågningsområde Asserbo (20.12, hvor der er påvist naturlig dannelse af kloroform (triklormetan). Udover 2,4 klorfenol er der i samme indtag fundet anioniske detergenter, toluen, AOX, VOX, men ingen pesticider.

Det andet fund er gjort i overvågningsområde Vesterborg (30.11). Der ikke gjort fund af andre organiske mikroforureninger eller pesticider i samme indtag.

Pentaklorfenol

Der er gjort fund i 3 indtag hvor alle tre analyser overskrider drikkevandskvalitetskravet på 0.01 µg/l. Der er ingen genfund. Det er gjort fund i overvågningsområderne Nørre Søby (42.12) i 42 m.u.t, i Frøslev (50.14) i 10 m.u.t. og i Bramming-Hunderup (55.11) i 7 m.u.t. I Nørre Søby er der 17 forudgående analyser, som alle ligger under detektionsgrænsen. I Frøslev er der 8 forudgående analyser, som alle ligger under detektionsgrænsen. I Bramming-Hunderup er der 2 forudgående analyser, som begge ligger under detektionsgrænsen.

Opgørelsen af fund af pentaklorfenol påvirkes af at den kommercielt opnåelige detektionsgrænse er dobbelt så høj som drikkevandskvalitetskravet.

Eventuelt naturligt dannede organiske forbindelser

Kloroform

Der er gjort fund i 49 indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet på 1 µg/l i 11 indtag. Såfremt indholdet af kloroform er naturligt dannet tillades et indhold på 10 µg/l. Der er ikke gjort fund som overstiger 10 µg/l.

Såfremt kloroform forekommer sammen med andre flygtige organiske klorforbindelser (diklormethan, diklorethener, 1-2-diklorethan, triklorethen, tetraklorethen, triklorethaner eller tetraklorethaner) skal summen være mindre end 3 µg/l. (BLST, 2007)

Der er gjort fund, der overstiger 3 µg/l i henholdsvis Asserbo (20.12) og Haderup (65.12).

I indtaget i Asserbo er der gjort et fund af toluen sammen med kloroform. I indtaget i Haderup er der ikke gjort fund af andre organiske mikroforureninger.

Karakterisering af fund af organiske mikroforureninger

Vandrammedirektivets formål er blandt andet at sikre progressiv reduktion af forureningen af grundvand og forhindre yderligere forurening heraf (NST, 23. dec. 2010). Bestræbelserne på at nå direktivets miljømål er beskrevet i Vandplanerne, se også kap 2. Som en del af karakteriseringen af grundvandsforekomsterne skal det fastsættes, hvorvidt en grundvandsforekomsts tilstand er god (dvs opfylder miljømålene, som beskrevet i direktivet) eller ringe (dvs opfylder ikke miljømålene), samt i hvilken grad tilstanden er truet, dvs om en forekomst med ringe tilstand er i risiko for yderli-

gere forringelse, og om forekomster med god tilstand er i risiko for at denne sættes over styr, hvis ikke der iværksættes forebyggende foranstaltninger.

Blandt de organiske mikroforureninger findes stoffer, som er særdeles skadelige såvel for menneskers helbred og forplantningsevne som for økosystemerne i vandmiljøet generelt.

Af hensyn til blandt andet karakteriseringen og tilstandsvurderingen af grundvandsforekomster og især vurderingen af, i hvilket omfang tilstanden er truet, er der foretaget en indledende analyse af de foreliggende overvågningsresultater i forhold til de beskrivende faktorer, som er til rådighed. I tabel 5 er der præsenteret en oversigt over den relative fordeling af fund af organiske mikroforureninger og deres relation til en række forskellige beskrivende forhold.

Det fremgår bl.a. af tabel 5, at:

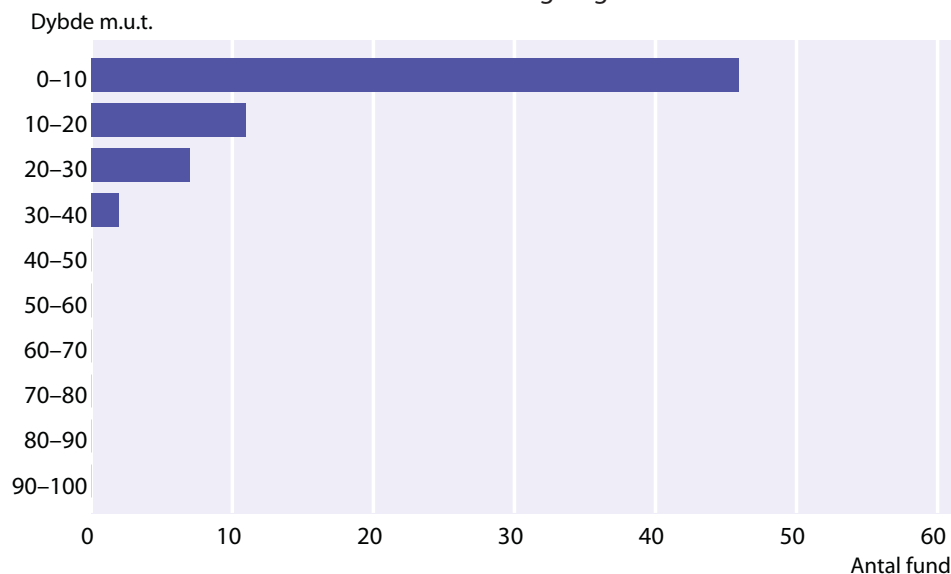
- Hyppigheden af fund, er den samme for grundvandsforekomster, som har en god kemisk tilstand som for grundvandsforekomster med ringe kemisk tilstand.
- Der er en overvægt af fund i indtag med vekslende (periodevis iltende og periodevis reducerende) redoxforhold.
- Der er omvendt proportionalitet mellem hyppigheden af fund af organiske mikroforureninger og indholdet af nitrat. Dette kan evt. skyldes at organiske mikroforureninger ikke omdannes eller kun omdannes med langsomt under reducerende forhold.
- Der er en overvægt af fund i lerede geologiske sekvenser (dvs at der over det analyserede indtag befinder sig lag af moræneler eller diluvialler) i forhold til sandede, se (figur 33 og 34). Dette er i tråd med fordelingen af fund i forhold til grundvandsspejlstype (grundvandsmagasiner med spændt grundvandsspejl), i forhold til magasiner med frit vandsspejl og indtag med gammelt grundvand i forhold til ungt grundvand.
- Hyppigheden er større under bebyggede arealer end under andre former for arealanvendelse.

I alt er der gjort fund af organiske mikroforureninger i 191 indtag ud af 1029 undersøgte grundvandsovervågningsindtag i perioden 1998 - 2010.

| Beskrivende parameter | Parameter værdi | Indtag i alt | Indtag med fund | Fund % |
|-----------------------|---------------------------|--------------|-----------------|--------|
| GVK tilstand | God | 403 | 69 | 17 |
| | Ringe | 546 | 108 | 20 |
| | Ukendt | 80 | 14 | 18 |
| Iltforhold | Ilt permanent tilstede | 365 | 53 | 15 |
| | Ilt permanent fraværende | 363 | 57 | 16 |
| | Ilt vekslende >, < 1 mg/l | 301 | 81 | 27 |
| Nitratindehold | < 2 mg/L | 494 | 110 | 23 |
| | 2 – 37 mg/L | 256 | 43 | 17 |
| | 37 – 50 mg/L | 61 | 10 | 15 |
| | > 50 mg/L | 218 | 28 | 13 |
| Geologisk sekvens | Sandet | 370 | 47 | 13 |
| | Leret | 416 | 95 | 23 |
| | Vekslende | 243 | 38 | 16 |
| Moniteringstype | Punkt | 336 | 75 | 22 |
| | Linje | 607 | 115 | 19 |
| | Volumen | 4 | 1 | 25 |
| Reservoirtype | Terrænnær | 216 | 45 | 21 |
| | Sekundær | 310 | 76 | 25 |
| | Primær | 418 | 53 | 13 |
| Vandspejlstype | Spændt | 452 | 95 | 21 |
| | Frit | 522 | 80 | 15 |
| | Andet | 54 | 16 | 30 |
| Arealanvendelse | Bebygget | 50 | 20 | 40 |
| | Landbrug | 796 | 134 | 17 |
| | Skov | 152 | 34 | 23 |
| | Naturarealer | 31 | 3 | 10 |
| Alderskategori | Ungt | 805 | 130 | 16 |
| | Gammelt | 210 | 57 | 27 |

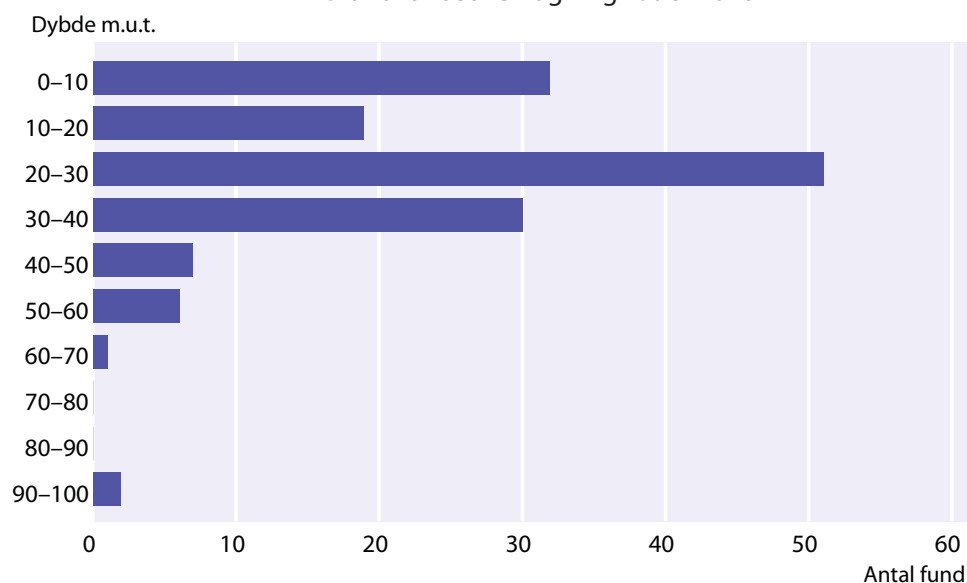
Tabel 5 Karakteristika for indtag med fund af organiske mikroforureninger (>3*detektionsgrænsen) i grundvandsovervågningsindtag i perioden 1998 – 2010.

Organiskemikrforurening i sandede aflejringer med frit vandspejl Grundvandsovervågning 1998–2010



Figur 33 Forekomsten af fund (>*3 detektionsgrænsen) af organiske mikroforureninger i indtag i sandede geologiske sekvenser med frit grundvandspejl.

Organiskemikrforurening i indtag med spændt vandspejl Grundvandsovervågning 1998–2010



Figur 34 Forekomsten af fund (>*3 detektionsgrænsen) af organiske mikroforureninger i indtag i lerede eller vekslende geologiske sekvenser med spændt grundvandspejl.

Vandværkernes egenkontrol af indvindingsboringer

Datagrundlag

Der findes ingen national opgørelse over hvilke vandværksboringer, der er aktive, dvs hvorfra der oppumpes grundvand til konsum (se kap 2, Indledning og kap 7). Det betyder i praksis, at der i JUPITER kan være registreret vandforsyningsboringer, som har eller har haft høje koncentrationer af organiske mikroforureninger, men som ikke længere eller ikke for nærværende

leverer vand, der skal anvendes til drikkevand eller anden konsum. Ved henvendelse til de pågældende vandværker viser det sig ofte, at borerne aktuelt anvendes som afværgeboringer, eller at de er sat i bero for at beskytte en nærliggende drikkevandsressource.

De kemiske analyser i boringskontrollen gennemføres i modsætning til grundvandsovervågningen, hvor alle analyser udføres med en fast, krævet detektionsgrænse, med en bred vifte af detektionsgrænser varierende fra meget lave detektionsgrænser svarende til GRUMO til detektionsgrænser på højde med et eventuelt drikkevandskvalitetskrav eller i nogle tilfælde højere end drikkevandskvalitetskravet. For en række olieprodukter (olie og benzin) er der fx i en række tilfælde anvendt en detektionsgrænse på 10 µg/l, hvilket er det dobbelte af drikkevandskvalitetskravet.

Tilstand, udvikling og årsager

Der er indberettet analyser af organiske mikroforureninger fra i alt 2.550 vandværker for perioden 2006 til og med 2010, svarende til en fuld cyklus af boringskontrol. I perioden er der udført analyser af 138 forskellige stoffer i et antal, der varierer fra 1 analyse til 7.498 analyser (2,4-diklorfenol). Der er gjort fund (>3*detektionsgrænsen) af i alt 56 stoffer varierende fra 1 fund til 464 fund (trikloretylen). 31 af disse stoffer er genfundet i perioden. Fundene er fordelt på 475 vandværker.

Fund i 5 analyser eller mere af et givent stof – hvilket indikerer en markant og længerevarende påvirkning af grundvandet - er begrænset til 36 borer. Af disse ligger 1 i hver af kommunerne Hjørring, Esbjerg og Svendborg. 2 borer ligger i Køge kommune og 31 ligger i de københavnske forstadskommuner Rødovre, Glostrup, Høje Tåstrup, Ballerup, Albertslund, Gladsaxe, Solrød og Ishøj samt i Frederiksberg og Tårnby kommune.

Stamdata og kemiske analyser kan ses på

- <http://jupiter.geus.dk/JupiterWWW/boreServlet?redel=boreQuery> ved indtastning af DGU-nr i søgeformularen. DGU-numrene fremgår af bilag 7.

I 2010 er der – i borer, som i henhold til oplysningerne i Jupiter, anvendes til indvinding af drikkevand - gjort fund og fundet overskridelser af drikkevandskvalitetskravet for følgende stoffer: (stoffer, hvor drikkevandskvalitetskravet er overskredet, er fremhævet)

- **1,2-diklorethylen: fund i 28 indtag og overskridelser i 3 indtag**
- MTBE: fund i 13 indtag, ingen overskridelser
- naftalen: fund i 1 indtag, ingen overskridelser
- benzen: fund i 1 indtag, ingen overskridelser,
- toluen: fund i 5 indtag, ingen overskridelser,
- xylen: fund i 3 indtag, ingen overskridelser
- AOX: fund i 11 indtag, ingen overskridelser
- **olie: fundet overskridelser i 2 indtag,**
- kloroform: fund i 4 indtag, ingen overskridelser
- **Tetrakloretylen: fund i 15 indtag og overskridelser i 8 indtag**
- **Triklorethylen: fund i 26 indtag og overskridelser i 6 indtag**
- 1,1,1-triklorethan: fund i 4 indtag, ingen overskridelser
- O-xylen: fund i 1 indtag, ingen overskridelser,

- M+P-xylene: fund i 8 indtag, ingen overskridelser
- **4-klor,2methylfenol: fund i 2 indtag og overskridelser i 1 indtag,**
- 2,4-diklorfenol: fund i 1 indtag, ingen overskridelser
- Fluoranthren: fund i 1 indtag, ingen overskridelser,
- C9-aromater: fund i 1 indtag, ingen overskridelser,
- 1,1-diklorethan: fund i 8 indtag, ingen overskridelser,
- 1,2-diklorethan: fund i 2 indtag, ingen overskridelser
- **C10-C25-kulbrintefraktion: fundet overskridelser i 3 indtag**
- **vinylklorid: fund i 6 indtag og overskridelser i 1 indtag.**

Overskridelserne er hovedsageligt knyttet til kendte forureninger i Hovedstadsområdet (GEUS, 2010, tabel 6).

I boringen, hvor der er konstateret overskridelse af drikkevandkvalitetskravet for 4-klor, 2 methylfenol og som tilhører Karresbækstorp vandværk syd for Næstved, er der også fundet overskridelser af drikkevandkvalitetskravet for pesticiderne Dichlorprop, Mechlorprop, MCPA og BAM.

Sammenfatning

Sammenfattende for såvel grundvandsovervågningen som vandværkernes boringskontrol viser de mange fund af organiske mikroforureninger, at der i et moderne industrialiseret samfund med en bred anvendelse af miljøfremmede stoffer ofte forekommer spild af mindre mængder, som kan påvirke i grundvandet, uden at det er muligt efterfølgende at fastslå beliggenheden af kilden. Samlet set er data især præget af lave koncentrationer, få genfund eller genfund over en kortere årrække.

Omvendt viser langvarige overskridelser af drikkevandkvalitetskravene i boringskontrollen af en vandforsyningsboring i grundvandsovervågningsområdet St. Heddinge, at når en massiv forurening først er etableret, varer det meget længe, inden den forsvinder igen, og den kan trænge dybt ned i det, der ellers betragtes som en reserve af rent grundvand.

”Renseri-stofferne” trikloretylen og tetrakloretylen og deres nedbrydningsprodukter udgør fortsat et problem for vandværkerne i en lang række kommuner. På samme måde præger følgerne af den samfundsmæssige brug af benzin og olie-relaterede stoffer på grundvandskvalitet i vandværkernes indvindingsboringer i en lang række kommuner. (MST, 2010)

Referencer, organiske mikroforureninger

Dansk lovgivning, vejledninger mv

By- og Landskabsstyrelsen, 2007: Chloroform i drikkevand. En kogebog for vandværker for indsatsen over for chloroform fra naturlige kilder: <http://www2.blst.dk/udgiv/Publikationer/2007/978-87-92256-33-1/html/default.htm>

Miljø og Energiministeriet, 2001: Redegørelse om Vandrammedirektivet, marts 2001.

Miljøministeriet, 2007: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1449 af 11. dec. 2007 (Drikkevandsbekendtgørelsen).

Miljøministeriet, 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøstyrelsen, 1991: Overfladeaktive stoffer – spredning og effekter i miljøet. - Miljøprojekt nr. 166.

Miljøstyrelsen, 1995: Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og vand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 12/1995.

Miljøstyrelsen, 1996: Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 20/1996.

Miljøstyrelsen, 2010: Redegørelse om jordforurening 2008. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 1, 2010.

Naturstyrelsen, 23.12.2010:

<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/Vandrammedirektiv/Fakta+om+vandrammedirektivet/06010000.htm>

EU- direktiver

EU, 2000: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Vandrammedirektivet)

EU, 2006: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelser. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Grundvandsdirektivet)

Andre referencer

DMU, 2009: Kvalitetssikring af kemiske analyser i NOVANA.

Albretchen, J.H., og Bjerg, B.L., 2000: Nedbrydning i grundvandsmiljøer. – Kemiske stoffer i miljøet (red. Helweg, A.)

Albers, Christian Nyrop, 2010: Natural halogenated compounds in forest soils: formation, leaching, emissions and spatiotemporal patterns of chloroform and related compounds, Rapport /De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmarks og Grønland; 2010:17, 1 bd. (flere pag.), Ph.d. afhandling, Roskilde Universitet 2010

Jacobsen, O.S., Laier, T., Juhler, R.K., Kristiansen, S.M., Dichmann, E., Brinck, K., Juhl, M.M, Grøn, G., 2007: Forekomst og naturlig produktion af chloroform i grundvand. BLST, 2007 120 pp.

Laier, T, Jacobsen, O.S., Thomsen, O., Grøn, C., Hunkeler, D. & Laternus, F., 2005: Chloroform production in spruce forest soils - a potential problem for groundwater use in drinking water supply in Denmark. EGU General Assembly 2005. 24-29 April, 2005. Vienna, Austria. European Geosciences Union. Geophysical Research Abstracts 7

Links:

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/NOVANA/novana.htm

NST: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. Hovedvandopland 1.10, 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

<http://www.blst.dk/Overvaagning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Kemiske+analyser/>

www.oliebranchen.dk

7 Pesticider

Indledning

I grundvandsovervågningen analyseres der for 21 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter fordelt på 10 aktivstoffer og 11 nedbrydningsprodukter. Ud af de 21 stoffer er ét pesticid samt dets nedbrydningsprodukt godkendt uden restriktioner, 5 stoffer er pesticider eller nedbrydningsprodukter fra godkendte midler med restriktioner, mens 14 stoffer er pesticider eller nedbrydningsprodukter fra forbudte pesticider. Samtlige resultater fra grundvandsovervågningen fra alle årene fremgår af bilag 1 og 2. De pesticider, der indgår i det nuværende grundvandsovervågningsprogram ses i tabel 6, hvor de enkelte pesticiders og nedbrydningsprodukters status mht. godkendelse også er vist.

I vandværkernes kontrol af indvindingsboringer indgik 23 obligatoriske stoffer indtil 1. jan 2012, men nogle værker analyserer for flere. Råvandskontrollen for vandværker er revideret i 2011, og kontrollen omfatter fremover en række ny stoffer, som vandværkerne skal analysere for fra 1. januar 2012.

I grundvand kan pesticider og disses nedbrydningsprodukter stamme fra erhvervmæssig brug af pesticider i skov- og jordbrug samt fra privates anvendelse i haver og anlæg samt ukrudtsbekæmpelse på befæstede arealer i byområder. Dertil kommer udvaskning fra spild og andre punktkilder fx vaskepladser, der kortlægges og overvåges særskilt i forbindelse med jordforureningsloven (MST, 2009).

Grundvandsovervågningens oprindelige formål var at give et generelt billede af grundvandets tilstand. I følge EU's vandrammedirektivet er formålet at give "et sammenhængende og omfattende overblik over grundvandtes kemiske tilstand i hvert vandløbsopland". Bl.a. af den årsag er prøvetagningsstrategien ændret siden 2004 for at fokusere på de boringer, hvor der blev vurderet at være størst sandsynlighed for at finde pesticider og deres nedbrydningsprodukter, den såkaldte operationelle overvågning. Derudover overvåges indtag i boringer med lav påvirkning med en lavere prøvetagningsfrekvens, den såkaldte kontrolovervågning. Ændringerne af prøvetagningsstrategien medfører, at det kun er muligt at følge den tidsmæssige udvikling over længere perioder på indtags niveau, mens tidsserier af koncentrationsudviklinger på landplan er behæftet med en vis usikkerhed.

Målsætning

Ifølge vandrammedirektivet skal medlemsstaterne sørge for den nødvendige beskyttelse af de udpegede vandforekomster for at undgå en forringelse af deres kvalitet med henblik på at reducere omfanget af den rensning, der kræves til fremstilling af drikkevand. Pesticidindholdet i drikkevand og grundvand må ikke overstige 0,1 µg/l for enkeltstoffer af pesticider og relevante nedbrydningsprodukter, mens summen af enkeltstoffer i en vandprøve ikke må overstige 0,5 µg/l (EU, 1998, 2000 og 2006). Pesticider og nedbrydningsprodukter bliver kun i et vist omfang tilbageholdt eller nedbrudt ved traditionel vandbehandling på de danske vandværker.

Drikkevandskvalitetskravet blev oprindeligt fastlagt i EU's Drikkevandsdirektivet fra. I Danmark er sumværdien næsten aldrig i anvendelse, da der i boringer med et samlet pesticidindhold over sumværdien næsten altid er mindst ét stof, der overskrider drikkevandskvalitetskravet på 0,1 µg/l.

| Pesticid/nedbrydningsprodukt | Administrativ status | Bemærkning |
|------------------------------------|----------------------|--|
| Aminomethylphosphonsyre (AMPA)* | Godkendt | Nedbrydningsprodukt fra glyphosat |
| Atrazin | Forbudt | Forbudt i 1994 af hensyn til grundvandet |
| Bentazon | Reguleret | Begrænset i 1995. Anvendelsesrestriktioner af hensyn til grundvandet |
| 4-CCP*# | Reguleret | Fra forskellige moderstoffer, nogle med anvendelsesrestriktioner. Forbudt eller pålagt væsentlige restriktioner |
| 2,6 DCCP*# | Reguleret | Fra forskellige moderstoffer, nogle med anvendelsesrestriktioner. Forbudt eller pålagt væsentlige restriktioner |
| Desamino diketo metribuzin* | Forbudt | Nedbrydningsprodukt fra metribuzin |
| Deethyl atrazin* | Forbudt | Moderstof: bla. Atrazin |
| Deethyldeisopropyl atrazin* (DEIA) | Forbudt | En af grundstrukturerne, der kan dannes af atrazin, terbuthylazin, simazin mfl. |
| Deisopropyl atrazin* | Forbudt | Moderstoffer: Atrazin, simazin, terbuthylazin og formentlig andre som cyanazin. Terbuthylazin: Restriktioner i 2003, godkendelse tilbagekaldt ultimo 2008 (EU vurdering), anvendelse forbudt i DK april 2009 pga. risiko for grundvandet. |
| Dichlobenil | Forbudt | Forbudt i 1996 af hensyn til grundvandet |
| 2,6-Dichlorbenzamid (BAM)* | Forbudt | Nedbrydningsprodukt fra dichlobenil |
| 2,6-Dichlorbenzoesyre* | Forbudt | Nedbrydningsprodukt fra dichlobenil |
| Dichlorprop | Reguleret | Anvendelsesrestriktioner af hensyn til grundvandet. Begrænset i 1997 |
| Diketo metribuzin* | Forbudt | Nedbrydningsprodukt fra metribuzin |
| Glyphosat | Godkendt | Godkendt |
| Hexazinon | Forbudt | Forbudt i 1994 af hensyn til grundvandet |
| Mechlorprop | Reguleret | Begrænset i 1997. Anvendelsesrestriktioner af hensyn til grundvandet |
| Metribuzin | Forbudt | Forbudt i 2004 af hensyn til grundvandet |
| 4-nitrophenol* | Forbudt | Metabolit fra parathion, forbudt i 1990. Formodentligt også urenhed i andre midler og fra industrikemikalier. |
| Simazin | Forbudt. | Intet salg i Danmark efter 2004. Forbudt i EU 2005 af hensyn til grundvandet |
| Trichloreddikesyre (TCA) | Forbudt | Udfaset i Danmark (intet salg efter 1988) af hensyn til grundvandet |

Tabel 6. Administrativ status november 2011 for de pesticider og nedbrydningsprodukter, der analyseres i grundvandsovervågningen (GRUMO). Nedbrydningsprodukter er markeret med *. Status for nedbrydningsprodukter gælder moderstoffet. # 4-CCP og 2,6-DCCP kan være nedbrydningsprodukter eller urenheder fra phenoxy-syrer som dichlorprop, mechlorprop og andre phenoxy-syrer. 4-nitrophenol kan ikke nødvendigvis direkte relateres til pesticidanvendelse. Det fremgår af tabellen, at ud af de 21 stoffer, der overvåges, er der kun ét pesticid med et tilhørende nedbrydningsprodukt, der er godkendt uden særlige forbehold, mens de øvrige godkendte stoffer er pålagt anvendelsesbegrænsninger bla for at beskytte grundvandet. Ud over de 21 stoffer er der også analyseret for Deethyl-hydroxyatrazin, Deisopropylhydroxyatrazin og Didealkylhydroxyatrazin i 103 indtag i GRUMO, se bilag 1 og 2. Disse tre stoffer er nedbrydningsprodukter fra triaziner som atrazin, der er forbudt i dag.

Grundvandsovervågning

Datagrundlag

Der er i dette afsnit anvendt pesticidanalyser fra grundvandsovervågningsområdernes indtag i perioden 1990 – 2010, begge år inklusive. Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammet. De første år blev der analyseret for 8 stoffer. Siden har udvikling i analyseteknikkerne muliggjort opbygningen af et omfattende og dynamisk program, hvor nye pesticider inddrages, når det er relevant. Samtidig udgår pesticider, der kun sjældent eller aldrig findes. Siden 2003 er der overvejende blevet analyseret for pesticider i grundvandsindtag, hvor grundvandet er dateret til at være yngre end fra ca. 1950, mens prøvetagningen siden 2007 i overensstemmelse med vandrammedirektivet er målrettet mod grundvand i risiko for ikke at opfylde miljømålene. Det betyder, at grundvandsindtag, hvor der ikke tidligere er gjort fund af pesticider, bør prøvetages hvert tredje år, mens indtag, hvor der tidligere er gjort fund af pesticider, bør prøvetages hvert år.

Variationen i antal indtag, der analyseres pr år, og i analysefrekvens betyder, at programmet giver et billede af tilstanden i de indtag, der analyseres de enkelte år, men også at det er svært at lave meningsfulde tidsserier. Overvågningen af pesticider og alle andre stoffer har således hovedvægten placeret på indtag, hvor den forudgående overvågning har dokumenteret, at der finder en påvirkning af grundvandet sted, som enten forringer en i forvejen ringe tilstand eller truer en god tilstand.

Relevans

Grundvandsovervågningen sikrer et datasæt, der er uafhængig af udviklingen i vandindvindingsstrukturen. Mens analyserne fra vandværkernes boringskontrol giver et billede af omfanget af pesticider i det råvand, vandværkerne indvinder fra deres aktive indvindingsboringer, giver grundvandsovervågningen et mere repræsentativt billede af omfanget af pesticider i grundvandet. Tidsserier på enkeltstofniveau vil med tiden gøre det muligt at evaluere, om de gennemførte reguleringer af pesticidanvendelsen har den ønskede effekt på grundvandskvaliteten.

Tilstand og udvikling

Tabel 7 og figur 35 viser, at der i 2010 blev fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i ca. 44 % af de undersøgte indtag, og at kvalitetskravet blev overskredet i ca. 15 %. Antallet af indtag med fund for perioden 1993-1995 ligger lidt under 10 % hvert år, men stiger til næsten 30 % i 1998, hvorefter andelen falder til ca. 21 % i 2000, se figur 35. I perioden 2001 til 2003 var andelen af indtag med fund ca. 27 %, hvorefter andelen igen steg i 2004 til 2010, hvor der kunne findes pesticider i op til 44 % af de analyserede grundvandsindtag.

Det stigende antal fund af pesticider i grundvandsovervågningen i perioden frem til 1998 afspejler, at grundvandet i denne periode er blevet analyseret for stadig flere pesticider og nedbrydningsprodukter, hvilket også er tilfældet efter 2004, hvor analyseprogrammet dels medtager metribuzins nedbrydningsprodukter, samtidig med at andelen af indtag i højtliggende og mere belastet grundvand stiger samt, at alle indtag ikke analyseres hvert år.

Siden 2004 er der alene overvåget grundvand dannet efter ca. 1950, og overvågningen er således fokuseret på den del af grundvandet, der potentielt kan være påvirket af pesticider. Dette afspejles i andelen af indtag med overskridelse af drikkevandskvalitetskravet (0,1 µg/l), der har

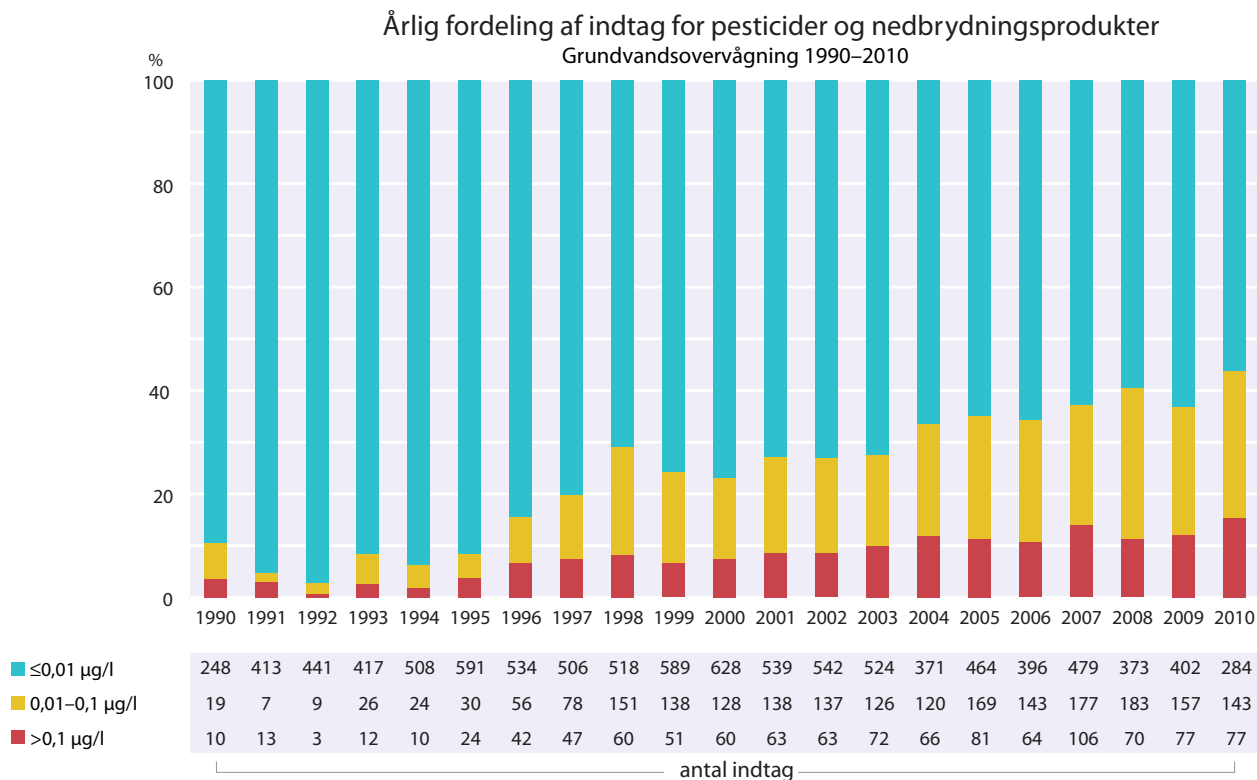
været næsten konstant i perioden 1996-2002, og i at andelen, er steget fra 2003 og frem til i dag til, hvor 15 % af fundene overskrider kvalitetskravet på 0,1 µg/l.

| GRUMO | analyser antal | Antal indtag | | | Andel indtag i % | | |
|---------------|----------------|--------------|-------------------|-------------|-------------------|------------|--------------|
| | | analyseret | 0,01 til 0,1 µg/l | antal ≥ 0,1 | 0,01 til 0,1 µg/l | ≥ 0,1 µg/l | fund % i alt |
| 2010 | 506 | 504 | 143 | 77 | 28,4 | 15,3 | 43,7 |
| 2009 | 646 | 636 | 157 | 77 | 24,7 | 12,1 | 36,8 |
| 2008 | 637 | 626 | 183 | 70 | 29,2 | 11,2 | 40,4 |
| 2007 til 2010 | 2.657 | 1.038 | 273 | 156 | 26,3 | 15,0 | 41,3 |
| 1990 til 2010 | 14.909 | 1.562 | 488 | 304 | 31,2 | 19,5 | 50,7 |

Tabel 7. Pesticidfund i grundvandsovervågningen opdelt på hhv. antal og procentvis fordeling af indtag analyseret, med fund over og under drikkevandskvalitetskravet på 0,1 µg/l. Der er medtaget oplysninger om perioderne 1990-2010 samt for de enkelte år 2008, 2009 og 2010. Opgørelserne for perioderne viser, hvor stor en del af de overvågede grundvandsmagasiner, der er sårbare overfor denne forureningstype, mens opgørelserne for de enkelte år viser øjebliksbilleder af forureningens omfang.

I hele overvågningsperioden fra 1990 til 2010 er der fundet pesticider en eller flere gange i ca. 50 % af de 1.562 undersøgte indtag i grundvandsovervågningen, og i ca. 20 % af indtagene var kvalitetskravet en eller flere gange overskredet, tabel 7. Denne opgørelsesmetode viser, hvor stor en del af ressourcen, der indtil i dag på et eller flere tidspunkter har indeholdt pesticider eller nedbrydningsprodukter. I den seneste programperiode (2007 til 2010), hvor der analyseret for stofferne i tabel 6, er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 41,3 % af de 1.038 undersøgte indtag, hvoraf grænseværdien på 0,1 µg/l var overskredet i 15 % af alle indtag, se tabel 7.

Pesticiderne og deres nedbrydningsprodukter kan bl.a. nedvaskes, når overskudsnedbør infiltrerer sammen med andre opløste stoffer fra de øvre jordlag. Et samspil mellem geologiske, hydrauliske, topografiske forhold og kraftige regnhændelser på udbringningstidspunktet betyder, at pesticiderne ofte forekommer som pulser/fronter, der bevæger sig gennem grundvandsmagasinerne. Samtidig varierer forbrugsmønstret i et opland fra år til år. De enkelte pesticider bindes på forskellig måde til både rodzone og de underliggende sediment. Dette betyder, at man ikke altid genfinder de samme pesticider eller nedbrydningsprodukter i de samme indtag fra år til år. Stoffer som BAM, der er persistente (meget svært nedbrydeligt), genfindes ofte, mens andre stoffer, der omsættes eller bindes, ofte kun findes enkelte gange i samme indtag.



Figur 35. Pesticidanalyser fra GRUMO. **Antal indtag** er anført under de enkelte år for tre koncentrationsintervaller: $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$, $0,01$ til $0,1 \mu\text{g/l}$, samt uden fund. Andel **analyser** pr. år fremgår af tabel 8.

Tabel 8 viser **antal analyser** udført pr. år i overvågningsperioden. Tabellen er udarbejdet for at vise udviklingen i antallet af analyserede vandprøver gennem perioden. Antallet af analyser er faldet til godt 800 analyser i 2007 og 506 i 2010, og samtidig er analyseprogrammet blevet ændret, da stoffer, der kun findes sjældent, ikke længere indgår i analyseprogrammet, mens der til gengæld er medtaget nogle nye stoffer, som er fundet i "Varslingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvandet".

Da antallet af analyserede indtag er reduceret i perioden 2007 til 2010, figur 35 og tabel 7, og da det ikke er de samme indtag, der analyseres hvert år, er det i dag vanskeligt at sammenligne udviklingstendenserne for pesticider i grundvandsovervågningen, men man kan formodentlig fremover sammenligne de forskellige 5 til 6 års programperioder i det omfang, at det er de samme stoffer, der analyseres.

| År | Gennemsnitlig dybde, top indtag | Antal analyser | | | Andel i % | |
|------|---------------------------------|----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | | i alt | alle fund | ≥0,1 µg/l | alle fund | ≥0,1 µg/l |
| 1990 | 25,2 | 300 | 31 | 11 | 10,3 | 3,7 |
| 1991 | 26,2 | 336 | 30 | 17 | 8,9 | 5,1 |
| 1992 | 20,8 | 521 | 13 | 3 | 2,5 | 0,6 |
| 1993 | 25,0 | 484 | 36 | 10 | 7,4 | 2,1 |
| 1994 | 24,0 | 722 | 54 | 16 | 7,5 | 2,2 |
| 1995 | 24,1 | 811 | 90 | 40 | 11,1 | 4,9 |
| 1996 | 24,2 | 863 | 157 | 77 | 18,2 | 8,9 |
| 1997 | 25,3 | 871 | 181 | 74 | 20,8 | 8,5 |
| 1998 | 25,3 | 933 | 278 | 86 | 29,8 | 9,2 |
| 1999 | 25,9 | 957 | 220 | 65 | 23,0 | 6,8 |
| 2000 | 26,4 | 872 | 215 | 64 | 24,7 | 7,3 |
| 2001 | 24,4 | 799 | 227 | 68 | 28,4 | 8,5 |
| 2002 | 24,6 | 803 | 220 | 74 | 27,4 | 9,2 |
| 2003 | 24,4 | 790 | 229 | 80 | 29,0 | 10,1 |
| 2004 | 23,5 | 628 | 224 | 97 | 35,7 | 15,4 |
| 2005 | 20,2 | 790 | 284 | 101 | 35,9 | 12,8 |
| 2006 | 19,6 | 771 | 283 | 98 | 36,7 | 12,7 |
| 2007 | 20,9 | 804 | 297 | 114 | 36,9 | 14,2 |
| 2008 | 18,7 | 706 | 284 | 80 | 40,2 | 11,3 |
| 2009 | 19,2 | 636 | 233 | 77 | 36,6 | 12,1 |
| 2010 | 16,0 | 506 | 222 | 77 | 43,9 | 15,2 |

Tabel 8. Pesticidanalyser fra GRUMO (ikke indtag), for perioden 1990 – 2010. Antal analyser pr. år i alt, med fund og med fund større end kravværdien for drikkevand og grundvand på 0,1 µg/l. Det gøres endnu en gang opmærksom på, at tabel 7 og 8 **ikke** kan sammenlignes, da tabel 7 omfatter en opgørelse af gennemførte **analyser** pr. år og ikke en opgørelse af antal analyserede **indtag**, idet der i nogle indtag udføres mere end en analyse om året.

Godkendte, regulerede og forbudte stoffer

Fordelingen af godkendte, regulerede og forbudte stoffer er undersøgt i perioden 2007 – 2010 samt for hvert enkelt år i samme periode. Fordelingen er ikke undersøgt i perioden før 2007, hvor det nuværende analyseprogram blev iværksat, fordi analyseprogrammet varierer gennem tid med hensyn til prøvetagningsstrategi og antal stoffer, samt fordi en række pesticider løbende er fjernet fra markedet. Det er derfor ikke muligt at gennemføre en meningsfuld sammenligning for perioden før 2007.

Tabel 6 viser den aktuelle status for godkendte, regulerede og forbudte stoffer i overvågningsprogrammet for perioden 2007-2010, hvor der pt. er 2 stoffer, der af Miljøstyrelsen er kategoriseret som godkendte, 5 stoffer er kategoriseret som regulerede, mens 14 stoffer er forbudte. Dertil kommer tre forbudte tre nedbrydningsprodukter fra atrazin, som kun er analyseret i et lille antal indtag.

Pesticider, der stadig er i anvendelse, kan opdeles i to grupper: De godkendte og de regulerede pesticider: Glyphosat med det tilhørende nedbrydningsprodukt AMPA, har hele tiden haft samme godkendelsesvilkår. De 5 regulerede stoffer har fået en mere restriktiv godkendelse, netop for at nedsætte risikoen for nedsivning til grundvandet. 2 af nedbrydningsprodukterne fra de regulerede stoffer kan dog også stamme fra forbudte pesticider.

Tabel 9 viser, at der blev fundet godkendte pesticider eller nedbrydningsprodukter i 6,8 % af de analyserede indtag, mens grænseværdien på 0,1 µg/l var overskredet i 2 % af indtagene. De regulerede stoffer blev i perioden 2007-10 fundet i 8,4 % af de analyserede indtag, mens grænseværdien var overskredet i 2,5 %. Da grundvandet i overvejende grad er mere end 10 år gammelt, se kap. 3 vil en del fund af de regulerede stoffer i grundvandet kunne stamme fra anvendelse af moderstofferne før disse blev reguleret. De forbudte pesticider, og nedbrydningsprodukter fra disse, er fundet i mere end tre gange så mange indtag, svarende til 30,8 %, og i 11,5 % af de analyserede indtag var grænseværdien overskredet en eller flere gange.

| 2007 til 2010 | analyser | | | Indtag | | | i % af antal analyserede indtag | | | |
|--------------------|----------|----------|------------|--------|----------|------------|---------------------------------|-------------------|------------|-----------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 µg/l | antal | Med fund | ≥ 0,1 µg/l | Intet fund | 0,01 til 0,1 µg/l | ≥ 0,1 µg/l | Alle fund |
| Godkendte stoffer | 2648 | 76 | 22 | 1037 | 70 | 21 | 93,2 | 4,7 | 2,0 | 6,8 |
| Regulerede stoffer | 2656 | 174 | 60 | 1038 | 87 | 26 | 91,6 | 5,9 | 2,5 | 8,4 |
| Forbudte stoffer | 2657 | 794 | 281 | 1038 | 320 | 119 | 69,2 | 19,4 | 11,5 | 30,8 |

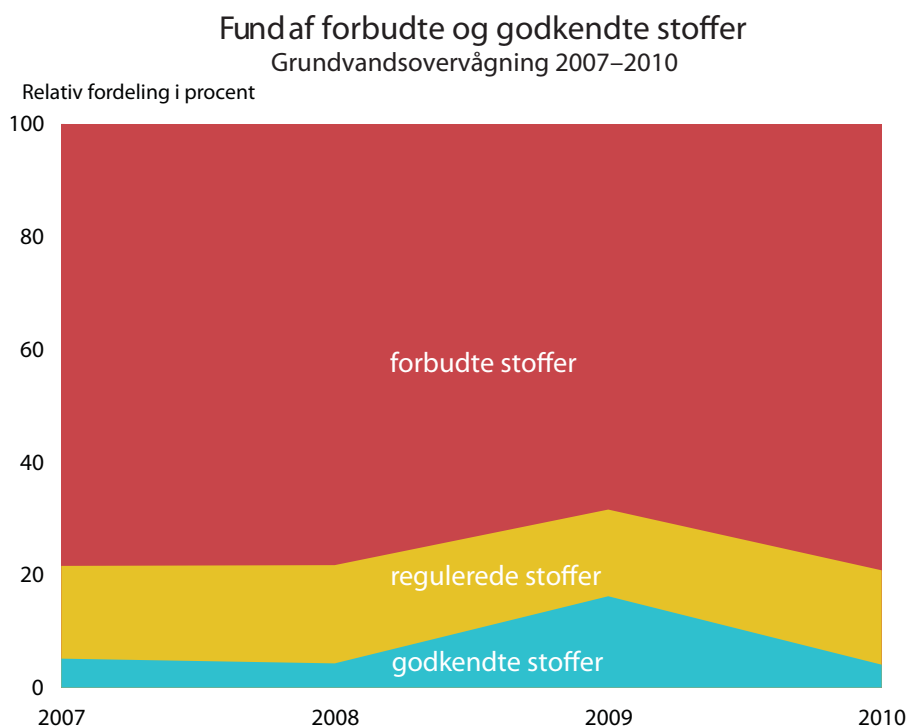
Tabel 9 Godkendte, regulerede og forbudte pesticider for perioden 2007 – 2010, svarende til den periode analyseprogrammet (tabel 6) har været anvendt.

Tabel 10 viser, for tilladte, regulerede stoffer og for forbudte stoffer fund og andelen af analyser, der overskrider grænseværdien opdelt på de enkelte år i perioden 2007-2010. Det fremgår, at de forbudte stoffer bliver fundet ca. 3 til 4 gange oftere i perioden.

| År | | Antal analyser | Analyser med fund | Analyser ≥ 0,1 µg | % alle fund | % 0,01 til 0,1 | % ≥ 0,1 |
|--------------------|------|----------------|-------------------|-------------------|-------------|----------------|---------|
| Godkendte stoffer | 2007 | 802 | 15 | 5 | 1,9 | 1,2 | 0,6 |
| | 2008 | 700 | 12 | 2 | 1,7 | 1,4 | 0,3 |
| | 2009 | 635 | 40 | 12 | 6,3 | 4,4 | 1,9 |
| | 2010 | 506 | 9 | 3 | 1,8 | 1,2 | 0,6 |
| Regulerede stoffer | 2007 | 803 | 48 | 16 | 6,0 | 4,0 | 2,0 |
| | 2008 | 706 | 49 | 14 | 6,9 | 5,0 | 2,0 |
| | 2009 | 636 | 38 | 14 | 6,0 | 3,8 | 2,2 |
| | 2010 | 506 | 37 | 16 | 7,3 | 4,2 | 3,2 |
| Forbudte stoffer | 2007 | 804 | 229 | 96 | 28,5 | 16,5 | 11,9 |
| | 2008 | 706 | 220 | 67 | 31,2 | 21,7 | 9,5 |
| | 2009 | 636 | 169 | 55 | 26,6 | 17,9 | 8,6 |
| | 2010 | 506 | 175 | 63 | 34,6 | 22,1 | 12,5 |

Tabel 10 Godkendte/regulere stoffer i grundvandsovervågningen i perioden 2007 til 2010.

Figur 36 viser den relative fordeling af *andel fund* af godkendte, regulerende og forbudte stoffer pr år i 2007 til 2010.



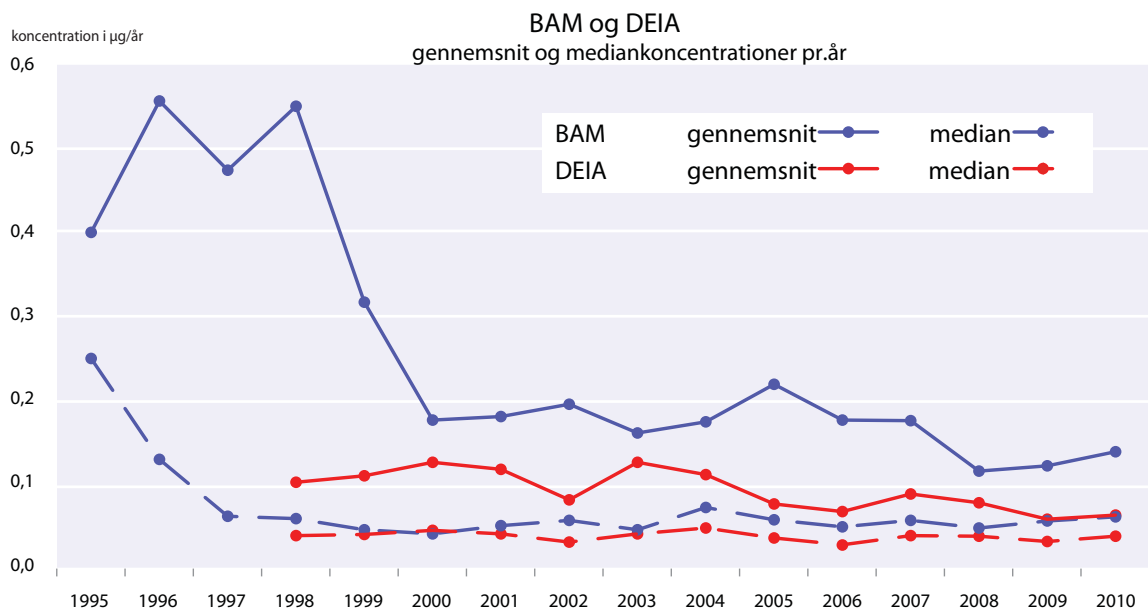
Figur 36 Relativ fordeling af godkendte, regulerede og forbudte pesticider og nedbrydningsprodukter fra disse i perioden 2007 til 2010, beregnet som andel analyser med fund pr år for de tre stofgrupper. Figuren illustrerer data fra tabel 10.

Tidsserier for godkendte, regulerede og forbudte stoffer

Figur 37, 38 og 39 viser de gennemsnitlige koncentrationer og mediankoncentrationer for analyser med fund for 6 stoffer: 2 nedbrydningsprodukter, BAM og DEIA, hvis moderstoffer er forbudte, to regulerede pesticider bentazon og dichlorprop, samt det godkendte pesticid glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Alle analyser med fund er medtaget for de undersøgte perioder, og ikke kun analyser med fund fra indtag, der kun er analyseret i 2010.

Ved gennemsnit forstås her middelværdien for alle analyser med fund, mens medianværdien er koncentrationen for den prøve, der er placeret i midten af samtlige analyser med fund, når disse sorteres med stigende/faldende koncentrationer. Se også tabel 6 for, hvornår de enkelte stoffer er forbudt eller reguleret.

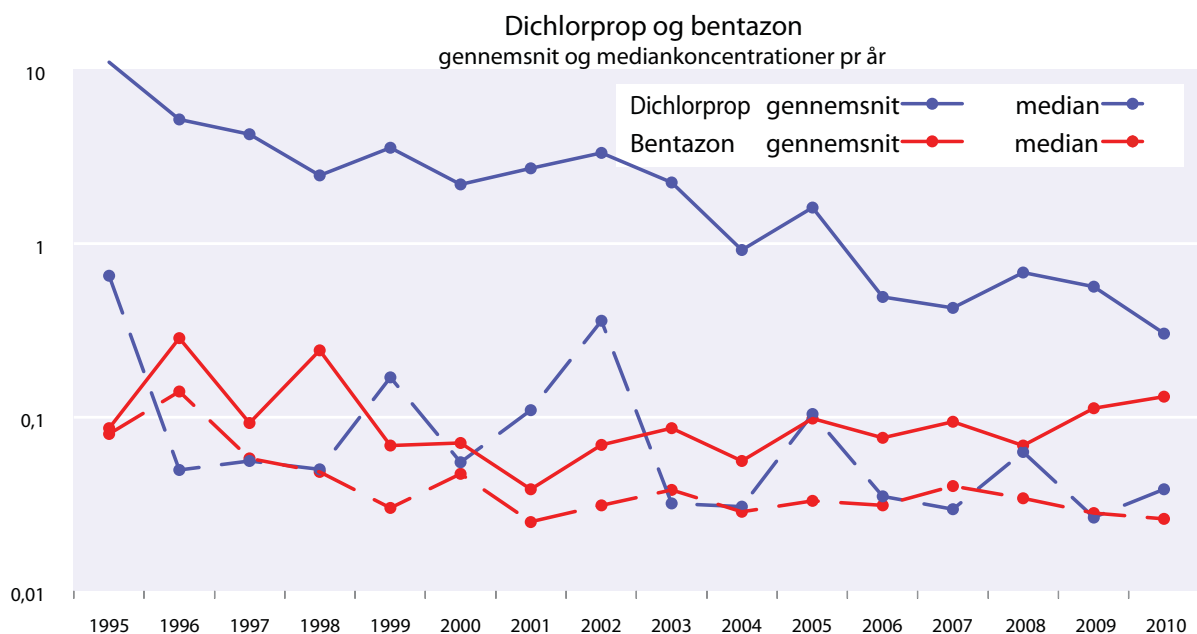
Figur 37 viser, at gennemsnits og mediankoncentrationen for det forbudte stof BAM er faldet, siden stoffet blev forbudt i 1996. Da hyppigheden af BAM-fund i grundvandsovervågningen ikke er faldet i samme periode, se tabel 11, kan de mindre koncentrationer muligvis skyldes tilbageholdelse og omsætning i både grundvandsmagasiner og i de øvre umættede jordlag. For DEIA ses et mindre fald i koncentrationer efter et af moderstofferne, terbuthylazin blev reguleret i 2003, mens stoffet blev forbudt i 2009. Da DEIA kan stamme fra en lang række triaziner, kan man ikke henføre faldet fra omkring 2003 og fremover til enkelte pesticider.



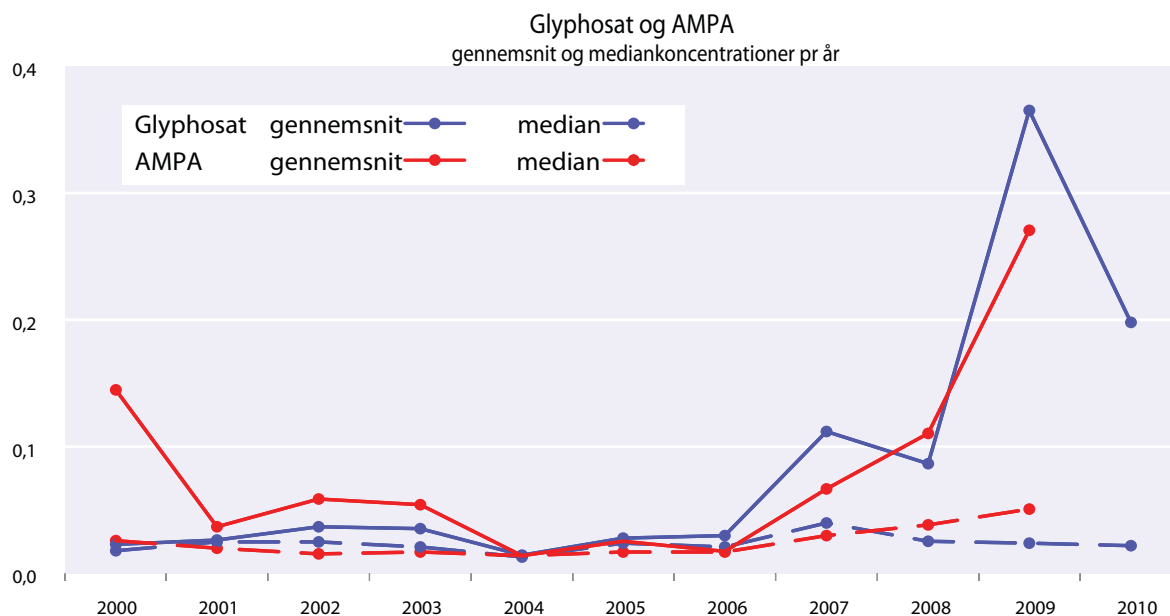
Figur 37 Gennemsnits og mediankoncentrationer for BAM og DEIA, der begge er nedbrydningsprodukter fra i dag forbudte stoffer. Alle koncentrationer er beregnet på grundlag af analyser med fund fra grundvandsovervågningen.

Figur 38 viser udviklingen for to regulerede pesticider. Dichlorprop anvendes fra 1997 kun i meget små mængder sammenholdt med tidligere forbrug, og både gennemsnits og median koncentrationer falder gennem perioden. Bentazon blev reguleret i 1995, hvilket dog ikke afspejles i gennemsnitskoncentrationerne, der stiger en smule gennem de senere år, mens mediankoncentrationen er mere konstant. De stigende koncentrationer kan skyldes at grundvandsovervågningen i de senere år i højere grad har fokuseret på højtliggende og mere sårbare indtag. Bentazon forbruget har været faldende siden starten af 1990'erne.

Figur 39 viser udviklingen for glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Gennemsnitskoncentrationerne er generelt steget en smule fra 2006, mens mediankoncentrationerne er stabile. Da der kun er to fund af AMPA i 2010, heraf det ene i meget høje koncentrationer er AMPA ikke vist for 2010,



Figur 38 Gennemsnits og mediankoncentrationer for dichlorprop og bentazon, der begge er pesticider, der er reguleret af Miljøstyrelsen. Alle koncentrationer er beregnet på grundlag af analyser med fund fra grundvandsovervågningen. Den høje gennemsnitskoncentration for dichlorprop i 1995 skyldes en række fund med meget høje koncentrationer i indtag under Nørrebroparken, som formodentlig skyldes uheld eller behandling af befæstede arealer. Bemærk, at der er her anvendt en logaritmisk y akse.



Figur 39 Gennemsnits og mediankoncentrationer for glyphosat og glyphosats nedbrydningsprodukt AMPA. Glyphosat er godkendt af Miljøstyrelsen uden restriktioner. Alle koncentrationer er beregnet på grundlag af analyser med fund fra grundvandsovervågningen.

Tabel 11 viser forekomsten af de 6 udvalgte stoffer i perioden 1999 til 2010, hvor den samlede fundandel og fundandel større end 0,1 µg/l er vist. Fundandelene er præget af, at udtagningen af vandprøver gennem de seneste år har været fokuseret på mere terrænnære indtag, og dermed mere sårbart vand. BAM kan findes i mange indtag, selv om det efterhånden er mere end 15 år siden moderstoffet, dichlobenil, blev fjernet fra markedet. Dette tyder på, at der er bundet en stor pulje af BAM eller dichlobenil i rodzonen, som langsomt udvaskes, dog i stadig mindre koncentrationer, og at grundvandet i magasinerne oftest er ældre vand. DEIA forekommer i stadig flere indtag, hvilket kan skyldes, at stoffet kan stamme fra nedbrydning af en lang række i dag forbudte triaziner og nedbrydningsprodukter, hvoraf et (terbuthylazin) først for nyligt er taget af markedet.

| Stof år | Fund i % af antal analyser | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
| BAM ≥ 0,1 µg/l | 15,2 | 14,4 | 15,6 | 13,2 | 14,9 | 17,3 | 14,5 | 17,2 | 15,4 | 17,8 | 16,9 | 20,0 |
| | 3,8 | 3,5 | 4,4 | 4,4 | 5,1 | 6,9 | 5,2 | 5,9 | 5,8 | 5,5 | 5,1 | 7,3 |
| DEIA ≥ 0,1 µg/l | 4,6 | 3,9 | 6,1 | 7,0 | 5,7 | 12,8 | 11,2 | 12,2 | 14,3 | 16,0 | 13,0 | 16 |
| | 1,3 | 1,5 | 1,4 | 1,4 | 1,9 | 3,5 | 2,3 | 3,6 | 4,0 | 2,8 | 2,5 | 2,4 |
| Bentazon ≥ 0,1 µg/l | 1,2 | 1,4 | 2,0 | 2,5 | 2,0 | 1,9 | 2,9 | 3,1 | 3,1 | 3,8 | 3,9 | 4,9 |
| | 0,2 | 0,4 | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,8 | 0,9 | 0,8 | 0,9 | 1,8 |
| Dichlorprop ≥ 0,1 µg/l | 2,2 | 1,5 | 2,4 | 2,4 | 2,5 | 1,9 | 1,0 | 2,0 | 2,5 | 2,0 | 1,9 | 1,6 |
| | 1,1 | 0,6 | 1,4 | 1,4 | 1,1 | 0,6 | 0,5 | 0,7 | 0,5 | 0,7 | 0,6 | 0,4 |
| Glyphosat ≥ 0,1 µg/l | 0,1 | 1,0 | 0,6 | 0,8 | 1,2 | 0,5 | 1,5 | 0,9 | 1,7 | 1,4 | 4,3 | 1,6 |
| | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,6 | 0,3 | 1,4 | 0,6 |
| AMPA ≥ 0,1 µg/l | 0,1 | 1,6 | 1,2 | 0,8 | 0,9 | 0,2 | 0,4 | 0,5 | 0,4 | 1,1 | 3,7 | 0,4 |
| | 0,0 | 0,4 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 1,1 | 0,2 |

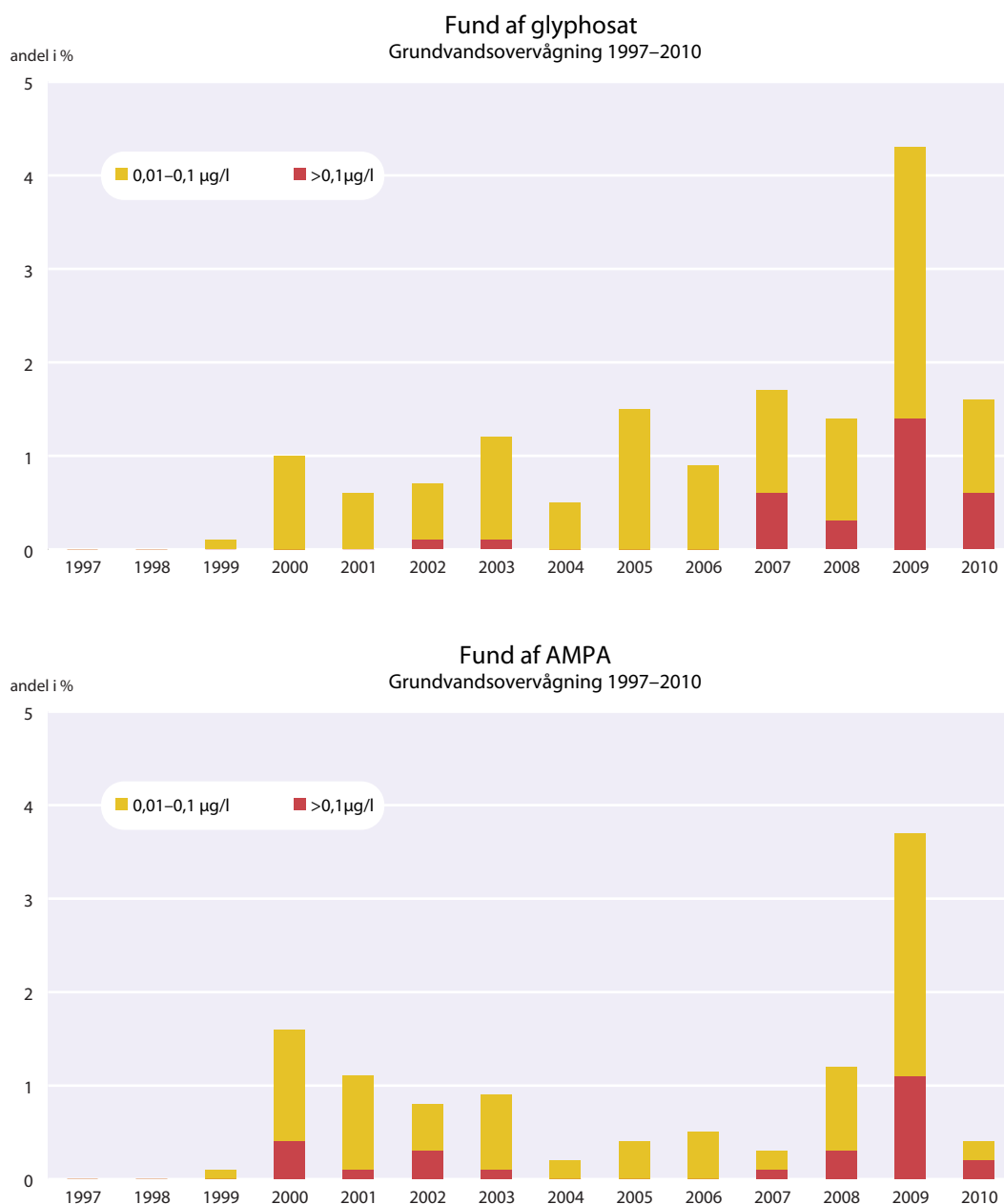
Tabel 11 Grundvandsovervågning 1999 til 2010. Udvikling i fund af de forbudte stoffer BAM(2,6-dichlorbenzamid) og DEIA, de regulerede stoffer bentazon og dichlorprop samt det godkendte stof glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. For hvert stof øverst opgørelse baseret på antal analyser med fund og nederst antal analyser ≥ 0,1 µg/l.

Det regulerede stof bentazon forekommer gennem de senere år i flere indtag, hvilket måske kan hænge sammen med fokuseringen på højtliggende grundvand. Dichlorprop er på trods af denne fokusering fundet i stadig færre indtag, og det markante fald i forbrug af dichlorprop gennem de sidste 15 år, afspejles i både fundandele og i koncentrationer i grundvandet.

Figur 40 viser, hvordan forekomsten af glyphosat og AMPA i grundvandsovervågningen har udviklet sig siden 1997, hvor stofferne blev analyseret første gang og frem til 2010. Det ses, at andelen af analyser med fund har været stigende gennem de sidste par år, men at fundandelen i 2010 er faldet til ca. 1,6 % for glyphosat og til 0,4 % for AMPA, og fundandele ligger således på niveau med andelen før 2009. Der blev dog ikke i 2010 gennemført genanalyser af alle de indtag, hvor der blev fundet glyphosat og AMPA i 2009. Det kan derfor ikke udelukkes, at de to stoffer måske ville kunne findes i disse indtag. Ud af de 27¹ fund af glyphosat i 2009 blev

¹ Der er i dette års udtræk medtaget 27 fund af glyphosat, mod 28 fund i sidste års rapport. Dette skyldes at et fund stammer fra et indtag, der kun skulle prøvetages et enkelt år, og at dette indtag er udeladt i årets udtræk.

der genfundet glyphosat i 2 indtag, men der blev kun udtaget vandprøver fra 14 af de 27 indtag, hvor der blev fundet glyphosat i 2009. 5 fund i 2010 stammer fra indtag, der også blev prøvetaget i 2009, men uden fund, mens det sidste glyphosat fund stammer fra et indtag, der ikke blev analyseret i 2009. I alt blev der analyseret for glyphosat i 146 indtag i 2010, hvor der ikke blev analyseret for glyphosat i 2009, svarende til at 358 indtag blev analyseret i både 2009 og i 2010. Naturstyrelsen har tilkendegivet, at Naturstyrelsen vil genanalyser de resterende indtag, hvor der i 2009 er fundet glyphosat eller AMPA i efteråret 2011.



Figur 40 Udvikling i fund af glyphosat og AMPA i grundvandsovervågningen. Opgørelse baseret på **antal analyser**, analyser med fund i intervallet 0,01-0,1 µg/l og $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$. De to stoffer analyseres generelt kun en gang pr. indtag pr. år. Der blev i 2009 analyseret for glyphosat i 635 indtag, mens der i 2010 blev analyseret for glyphosat i 504 indtag. Fællesmængden for de to år var 358 analyserede indtag.

Forekomst af pesticider mod dybde i grundvandsovervågningen

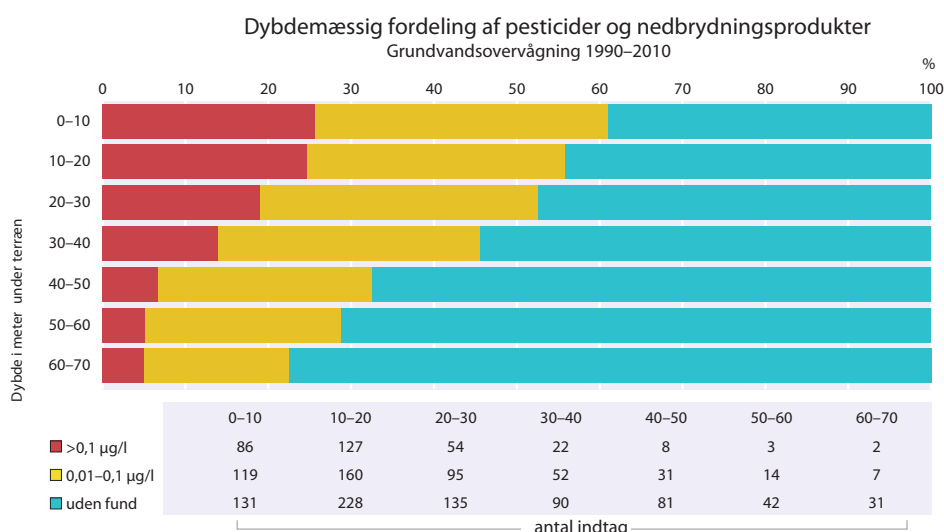
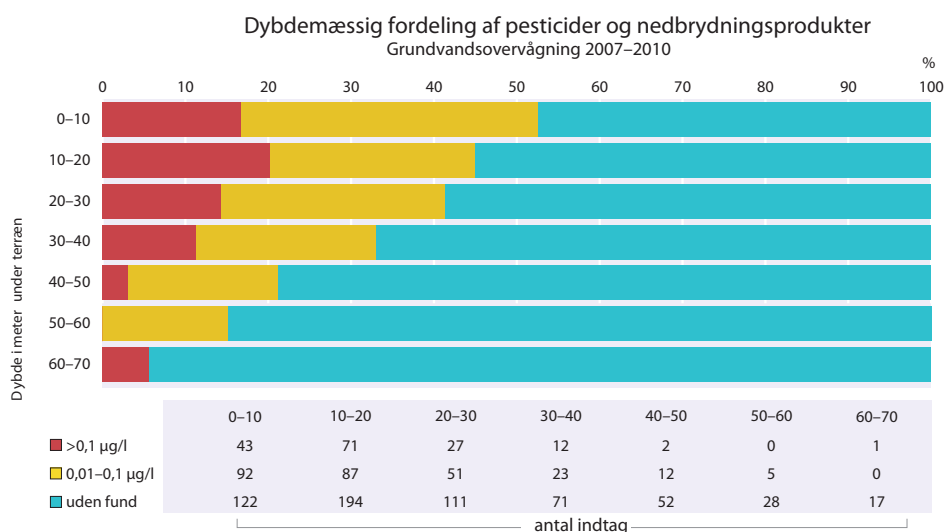
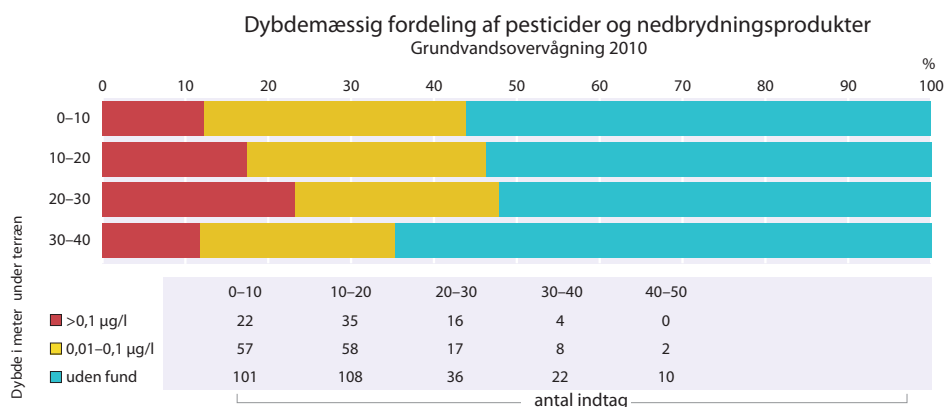
Figur 41 viser fordelingen af pesticider og nedbrydningsprodukter mod dybden i grundvandsmagasinerne. Det fremgår øverst, hvordan den aktuelle situation var i 2010. I midten er vist samlet status for perioden 2007 – 2010, hvor der anvendt analyseprogrammet vist i tabel 6. Nederst er vist resultatet for den samlede overvågningsperiode 1990 - 2010. Opgørelsen for hele perioden viser, hvor stor en andel af indtagene, der må anses for at være sårbare overfor de pesticider og nedbrydningsprodukter, der har givet anledning til den pågældende påvirkning, mens opgørelsen 2007 – 2010 viser fordelingen for den seneste programperiodes analyseprogram mht. stoffer og undersøgte indtag.

Den dybdemæssige fordeling af pesticidfund viser, at der i hele overvågningsperioden 1990-2010 er fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i ca. 60 % af indtagene i dybdeintervallet 0-20 m.u.t., og at kvalitetskravet er overskredet i ca. 25 %. Antallet af fund aftager med dybden til ca. 25 % i intervallet 60-70 meter under terræn, men der er også fundet pesticider i større dybder. Fordelingen viser, at det mest sårbare grundvand ligger tættest ved terræn.

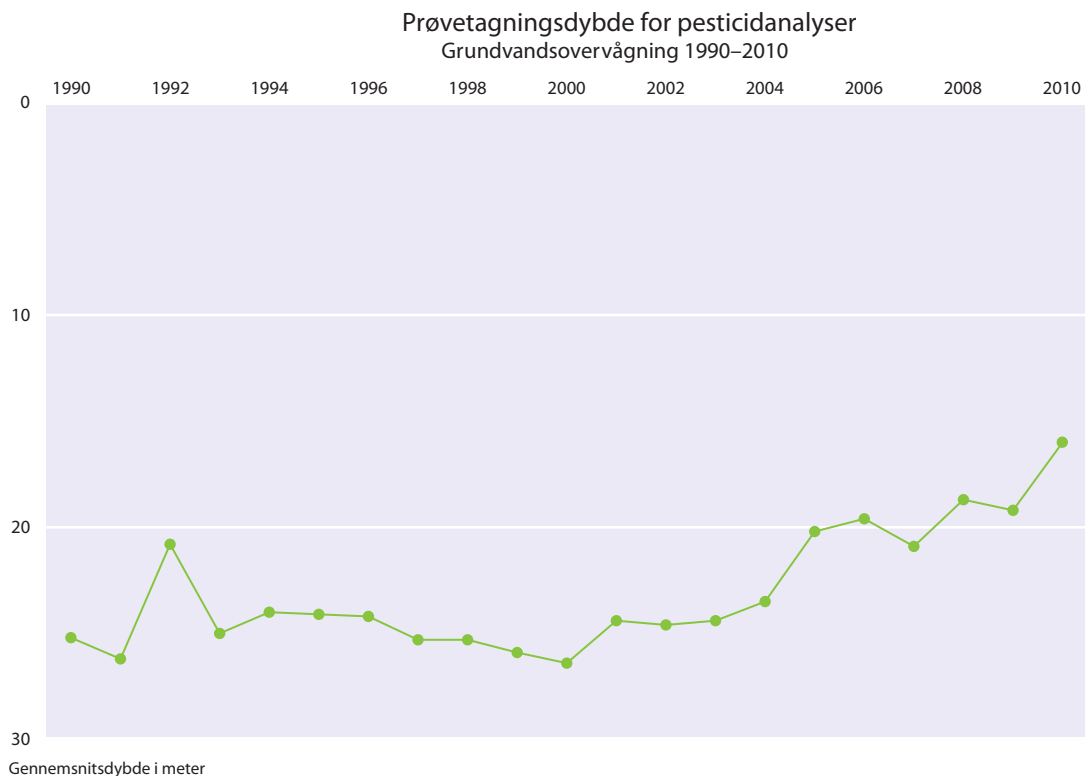
For perioden 2007 til 2010 ses, at forekomsten af pesticider falder fra lidt over 50 % i intervallet 0 til 10 meter under terræn, til 41 % i intervallet 20 til 30 meter under terræn, hvorefter andelen af indtag med fund falder til 15 % i 50 til 60 meter under terræn. I denne periode er der dog ikke analyseret for de samme stoffer som i den forudgående periode, ligesom det fremgår af tabellen under figuren, at antallet af analyserede indtag i dybere niveauer er faldet.

Fordelingen af fund mod dybde i 2010 viser et tilsvarende billede, dog er der i 2010 ikke fundet så mange pesticider og nedbrydningsprodukter i dybere niveauer af magasinerne, som for hele perioden, hvilket bl.a. skyldes, at antallet af analyserede dybe indtag er reduceret, således som det også fremgår af tabellen øverst på figur 41.

Figur 42 viser, hvordan den gennemsnitlige prøvetagningsdybde er ændret i perioden 1990 til 2010. Det fremgår, at den gennemsnitlige dybde til toppen af indtagene er blevet mindre, og at der i perioden fra 2003 er analyseret indtag i mindre dybder. Gennemsnitsdybden er således "faldet" fra ca. 20 meter under terræn i 2003 til ca. 15 meter under terræn i 2010.



Figur 41 Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter fra GRUMO i forhold til top af indtag i 2010, i seneste programperiode (2007-2010), hvor indtagene er analyseret for stofferne i tabel 6, og i hele overvågningsperioden (1990-2010). **Antal indtag** i hver af de tre koncentrationsklasser for hvert dybdeinterval er vist under figurene. 2 fund i dybden 40 til 50 meter under terræn for 2010 samt 2 fund fra 70 til 90 meter under terræn for 2007 til 2010 er ikke vist i figuren.



Figur 42 Prøveudtagningsdybde. Udvikling i gennemsnitlig dybde til top indtag i monitoringsperioden 1990 til 2010. Gennemsnit er beregnet ved at beregne gennemsnit til top indtag pr år for alle pesticidanalyser pr år.

Vandværkernes kontrol af indvindingsboringer

Datagrundlag

Indvindingsboringer analyseres ikke hvert år, men i en turnus på 3 - 5 år som afhænger af, hvor meget vand det enkelte vandværk indvinder. Analyseprogrammet på vandværkerne er meget varierende over tid og fra vandværk til vandværk afhængigt af indvindingsområdet (Miljøministeriet, 2007). Dette afsnit omhandler pesticidanalyser fra indvindingsboringer gennemført af offentlige og private almene vandværker for perioden 1992 til 2010.

Kommunerne er i dag ikke forpligtet til at indberette oplysninger om lukkede vandværker. Det har som konsekvens, at der ikke er fyldestgørende data om, hvor mange og hvilke vandværker, der er aktive. For at afgrænse mængden af aktive indvindingsboringer bedst muligt anvendes derfor alene boringer fra vandværker, hvorfra der er indberettet oppumpede vandmængder gennem de sidste 5 år. Det betyder, at i kommuner, hvor der fortsat er mangler i dataindberetningen af oppumpede vandmængder, kan være indvindingsboringer, som ikke indgår i opgørelserne, se kapitel 8.

Boringer, der er nedlagte, og tidligere indvindingsboringer, hvorfra der ikke længere modtages boringskontrolanalyser, indgår i stedet i datasættet "Andre Boringer". Oplysninger fra disse boringer er dog medtaget i opgørelserne af fundandele for at kunne følge udviklingen i andel boringer pr år.

Relevans

Her redegøres for hvor stor en andel af vandværkernes indvindingsboringer, der har indeholdt pesticider eller nedbrydningsprodukter pr. år og i perioden 1993-2010, fund mod dybde samt den regionale fordeling af fund.

Da vandværkerne løbende nedlægger eller flytter boringer, afspejler udviklingen i fund pr. år ikke den aktuelle situation i grundvandsmagasinerne, men vandværkernes evne til at håndtere problemerne med pesticider i de boringer, hvorfra der indvindes grundvand, og dermed at overholde kvalitetskravene til drikkevandet. I afsnittet vurderes kun vandprøver udtaget fra vandværkernes råvandsboringer.

Tilstand, udvikling og årsager

Tabel 12 og figur 43 viser udviklingen i fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværkernes indvindingsboringer. I 2008 til 2010 blev der fundet pesticider i ca. 20 - 25 % af de analyserede boringer, mens der i hele undersøgelsesperioden blev fundet pesticider i ca. 26 % af boringerne. Den relativt lave samlede procentdel for hele perioden sammenlignet med fundprocenterne i de seneste år skyldes, at vandværkerne løbende lukker boringer med pesticidfund. Dette skal ses i forhold til grundvandsovervågningen, hvor den samlede påvirkede del af grundvandet over 20 år er væsentlig større end den, der findes i de enkelte år for boringskontrollen.

| Aktive indvindingsboringer | Analysér | Antal boringer | | | Andel boringer i % | | |
|----------------------------|----------|----------------|--------------|-------|--------------------|------------|------------|
| | antal | analyseret | 0,01 til 0,1 | ≥ 0,1 | 0,01 til 0,1 µg/l | ≥ 0,1 µg/l | fund i alt |
| 2010 | 1.850 | 1683 | 337 | 76 | 20,0 | 4,5 | 24,5 |
| 2009 | 1.754 | 1.565 | 231 | 68 | 14,6 | 4,3 | 19,0 |
| 2008 | 1.628 | 1.477 | 185 | 74 | 12,5 | 5,0 | 17,5 |
| 1992 til 2010 | 26.771 | 6.134 | 1.262 | 351 | 20,6 | 5,7 | 26,3 |

Tabel 12. Pesticider i vandværkernes boringskontrol. Der er kun medtaget indvindingsboringer fra vandværker, hvorfra der er indberettet oppumpede vandmængder de seneste fem år. Boringer uden indvinding er overført til gruppen "Andre Boringer". Andel analyser med fund er vist i tabel 14.

Fra omkring år 2000 har andelen af pesticidpåvirkede indvindingsboringer været faldende, og andelen har de sidste 5-6 år stabiliseret sig omkring 20 til 25 %. I 2009 blev der fundet pesticider i 19 % af de undersøgte boringer, mens kvalitetskravet var overskredet i 4,3 %. I 2010 blev der fundet pesticider i 25 % af de aktive boringer, mens kvalitetskravet var overskredet i ca. 4,5 %.

I 37,8 % af 1613 boringer med fund fra 1992-2010 (1262 boringer i intervallet 0,01- 0,1 og 351 i intervallet ≥ 0,1 µg/l) blev der fundet pesticider i en enkelt analyse i hele monitoringsperioden, mens der blev fundet pesticider 2 til 5 gange i 39,9 % boringer, se tabel 13, hvor der også ses hvor mange boringer, der har 5-10 analyser med fund og mere end 10 analyser med fund. Andelen af boringer med fund over grænseværdien i en enkelt analyse var 10,4 % af de 1613 bo-

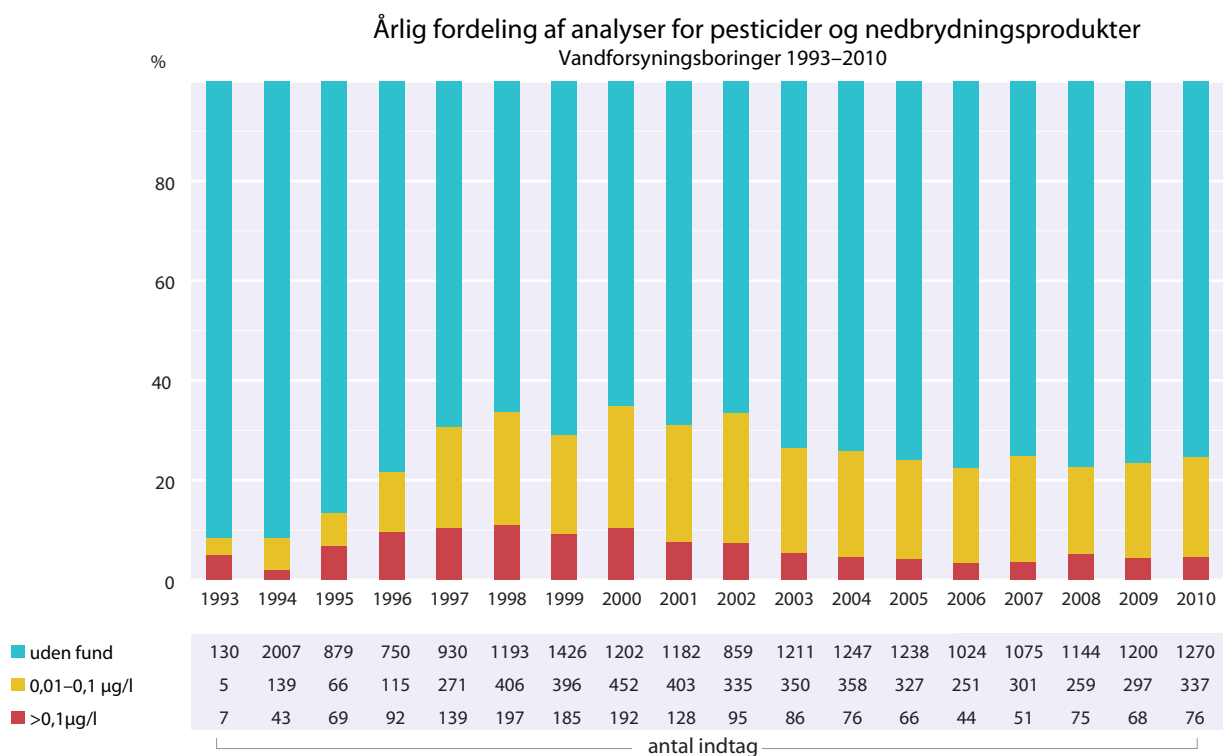
ringer, mens der blev fundet pesticider med 2 til 5 fund over grænseværdien i ca. 8 % af boringerne.

| Antal analyser med fund pr boring | Antal boringer med fund | Antal boringer $\geq 0,1$ | Andel med fund i % | Andel $\geq 0,1$ i % |
|-----------------------------------|-------------------------|---------------------------|--------------------|----------------------|
| 1 | 609 | 168 | 37,8 | 10,4 |
| 2 til 5 | 644 | 127 | 39,9 | 7,9 |
| 5 til 10 | 202 | 35 | 12,5 | 2,2 |
| >10 | 185 | 28 | 9,8 | 1,7 |

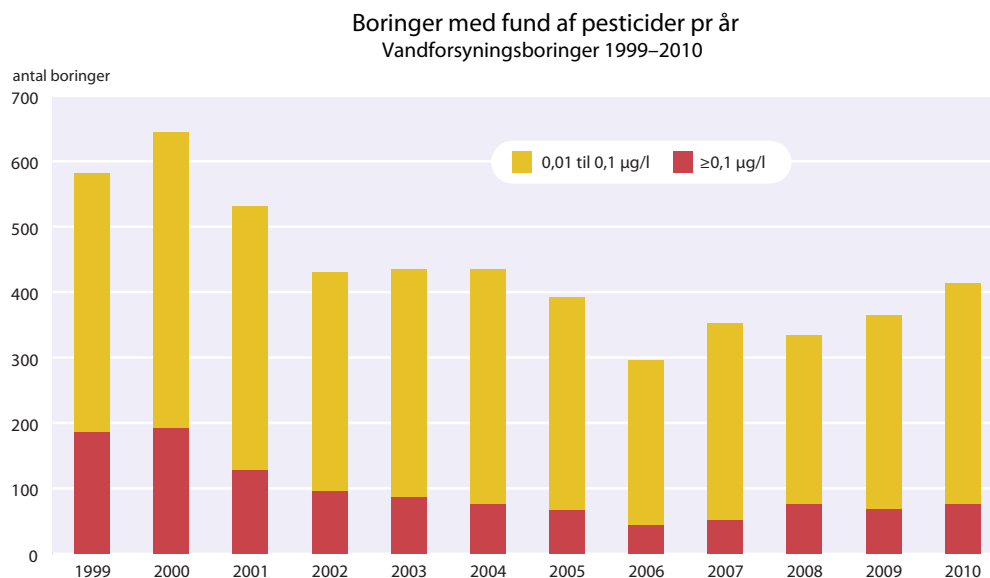
Tabel 13. Antal analyser med fund pr aktiv indvindingsboring, hvor der er fundet pesticider. Der er i perioden 1992 til 2010 fundet 1613 indvindingsboringer med pesticidfund. Der er i alt i hele perioden fundet 351 analyser med fund $\geq 0,1$ $\mu\text{g/l}$, og i 10,4 % af de 1613 boringer er der fx fundet en analyse med fund $\geq 0,1$ $\mu\text{g/l}$, mens der i 7,9 % er fundet 2-5 analyser med fund $\geq 0,1$ $\mu\text{g/l}$.

Faldet i andelen af boringer med fund (se figur 43) over grænseværdien på 0,1 $\mu\text{g/l}$ skyldes, at vandværkerne i nogle tilfælde tager forurenede boringer ud af drift, mens årsagen til den stigende andel af pesticidpåvirkede boringer op gennem 90'erne formodentlig er, at mange vandværker har analyseret for et stigende antal pesticider og nedbrydningsprodukter. Andelen af boringer, der overstiger grænseværdien er gennem de seneste 5 år stabiliseret. I absolutte tal bliver der imidlertid i de seneste 5 år fundet flere boringer med pesticider under kvalitetskravet på 0,1 $\mu\text{g/l}$, se figur 44.

De pesticider og nedbrydningsprodukter, der hyppigst findes i vandværkernes indvindingsboringer, er generelt stoffer, som er forbudt og som ikke har været i handelen i 6 til ca. 15 år eller stoffer, der er pålagt anvendelsesbegrænsninger i Danmark. Alderen af det vand som vandværkerne indvinder til drikkevandsformål er ofte mere end 10-20 år, og stofferne må forventes at kunne træffes mange år frem.



Figur 43. Fordeling af pesticidindhold i vandværkernes indvindingsboringer pr. år. (1993-2010) Indikatoren indeholder ikke de samme boringer fra år til år, da disse analyseres i en turnus på op til fem år. Desuden lukker vandværkerne ofte indvindingsboringer med fund af pesticider. **Antal boringer** i hver af de tre klasser er anført under de enkelte år.



Figur 44 Antal boringer med fund af pesticider pr år fundet ved vandværkernes boringskontrol. Hvert års data stammer fra et udtræk fra databasen udført det pågældende år, da vandværkerne løbende lukker eller sløjfer boringer fx pga. forurening med organiske mikroforurenede stoffer eller pesticider.

| Borings kontrol | Antal analyser | | | % analyser | | Gennemsnitsdybde m.u.t | | |
|-----------------|----------------|----------|-----------|------------|-----------|------------------------|----------|-----------|
| | pr år | med fund | ≥0,1 µg/l | fund | ≥0,1 µg/l | Alle boringer | Med fund | ≥0,1 µg/l |
| 1994 | 1253 | 71 | 11 | 5,7 | 0,9 | 39,9 | 28,0 | 32,5 |
| 1995 | 646 | 71 | 23 | 11,0 | 3,6 | 39,3 | 26,1 | 30,9 |
| 1996 | 704 | 106 | 24 | 15,1 | 3,4 | 41,5 | 31,8 | 25,8 |
| 1997 | 882 | 197 | 39 | 22,3 | 4,4 | 40,2 | 32,6 | 35,1 |
| 1998 | 1357 | 402 | 68 | 29,6 | 5,0 | 40,0 | 33,6 | 33,0 |
| 1999 | 1584 | 394 | 66 | 24,9 | 4,2 | 41,8 | 34,0 | 31,4 |
| 2000 | 1610 | 527 | 72 | 32,7 | 4,5 | 40,2 | 30,5 | 27,6 |
| 2001 | 1627 | 514 | 70 | 31,6 | 4,3 | 39,9 | 31,3 | 29,6 |
| 2002 | 1415 | 502 | 70 | 35,5 | 4,9 | 39,5 | 31,2 | 28,3 |
| 2003 | 2050 | 621 | 90 | 30,3 | 4,4 | 39,0 | 29,3 | 26,2 |
| 2004 | 1745 | 537 | 84 | 30,8 | 4,8 | 37,7 | 28,6 | 25,3 |
| 2005 | 1818 | 506 | 80 | 27,8 | 4,4 | 38,0 | 28,5 | 26,7 |
| 2006 | 1840 | 559 | 86 | 30,4 | 4,7 | 40,7 | 28,9 | 24,7 |
| 2007 | 1875 | 559 | 95 | 29,8 | 5,1 | 40,1 | 28,0 | 26,0 |
| 2008 | 2043 | 564 | 126 | 27,6 | 6,2 | 39,1 | 28,6 | 26,2 |
| 2009 | 1971 | 542 | 102 | 27,5 | 5,2 | 39,9 | 30,2 | 25,9 |
| 2010 | 1890 | 539 | 104 | 28,5 | 5,5 | 40,2 | 29,6 | 27,4 |

Tabel 14. Pesticidstatus for vandværkernes indvindingsboringer opgjort på **antal analyser** pr. år i aktive indvindingsboringer. Analyser og procentvis fordeling med fund, fund større end kravværdien for drikkevand og grundvand på 0,1 µg/l. Denne tabel kan ikke sammenlignes med tabel 12, da denne tabel bygger på **antal analyser** i modsætning til tabel 12, der bygger på **antal boringer**. Tabellen viser derudover for hvert år den gennemsnitlige dybde for de analyserede og aktive indvindingsboringer og de gennemsnitlige dybder for indvindingsboringer med fund og overskridelser af kravværdien.

Der er i 2011 gennemført en revision af det analyseprogram, som vandværkerne skal anvende fra 1. januar 2012, når råvandet fra de enkelte aktive boringer analyseres ved boringskontrollen. Dette program omfatter bla en del nye stoffer, som er fundet i grundvandsovervågningen. Det må derfor forventes, at nogle indvindingsboringer indeholder disse stoffer, se tabel 15 med de hyppigst fundne stoffer i grundvandsovervågningen, boringskontrollen og "Andre Boringer". Grundvandsovervågningen har vist, at, fx DEIA, glyphosat, AMPA og metribuzins nedbrydningsprodukter kan findes relativt hyppigt.

Tabel 14 viser for indvindingsboringer, der stadig er aktive, antallet af analyser for perioden 1994-2010. Det fremgår, at der blev udført ca. 2.050 analyser i 2003, mens antallet er ca. 1.970 i 2009 og 1890 i 2010. Disse tal kan være underestimeret, da det ikke er sikkert, at alle udførte analyser er indberettet til JUPITER. Dertil kommer usikkerheden mht. identifikation af de aktive vandværker, som følge af efterslæbet i kommunernes indberetning af oppumpede vandmængde, se kap 8, og det forhold, at nogle af boringerne knyttet til vandværkerne anvendes som reserve eller monitoringsboring.

Endelig er det svært at sammenholde boringskontrol datasættet fra år til år, fordi gamle sløjfede eller ikke-aktive indvindingsboringer bliver overført til "Andre Boringer" og fordi der hvert år etableres nye indvindingsboringer.

Vandværkernes indvindingsdybde og fund af pesticider

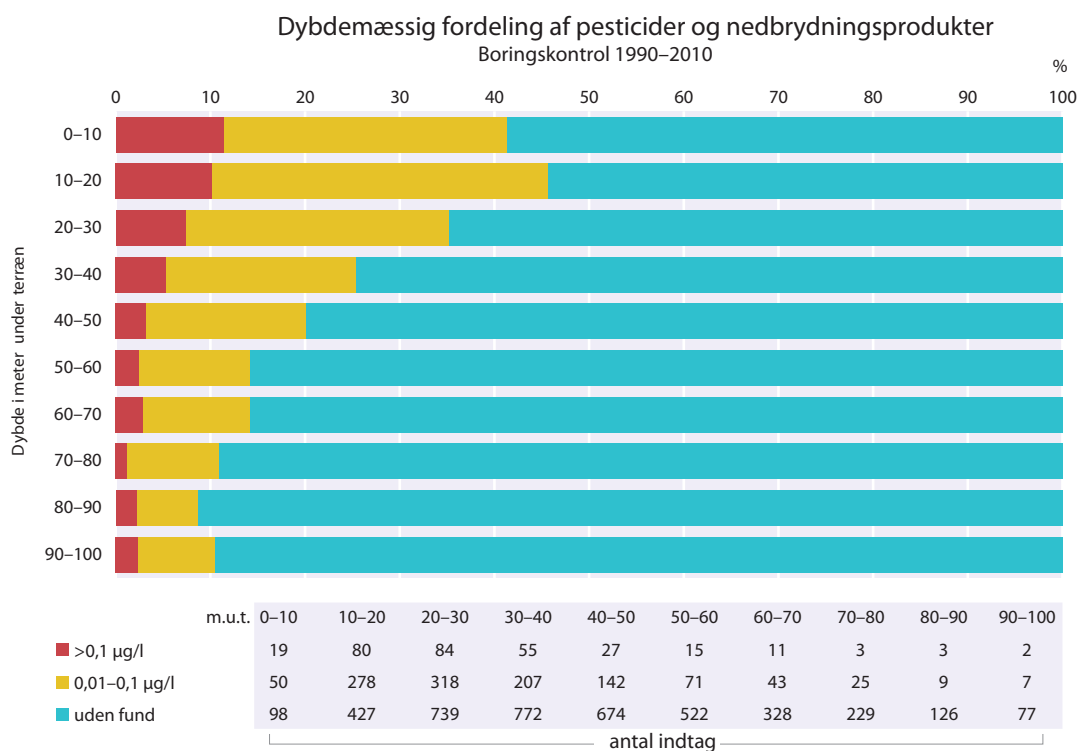
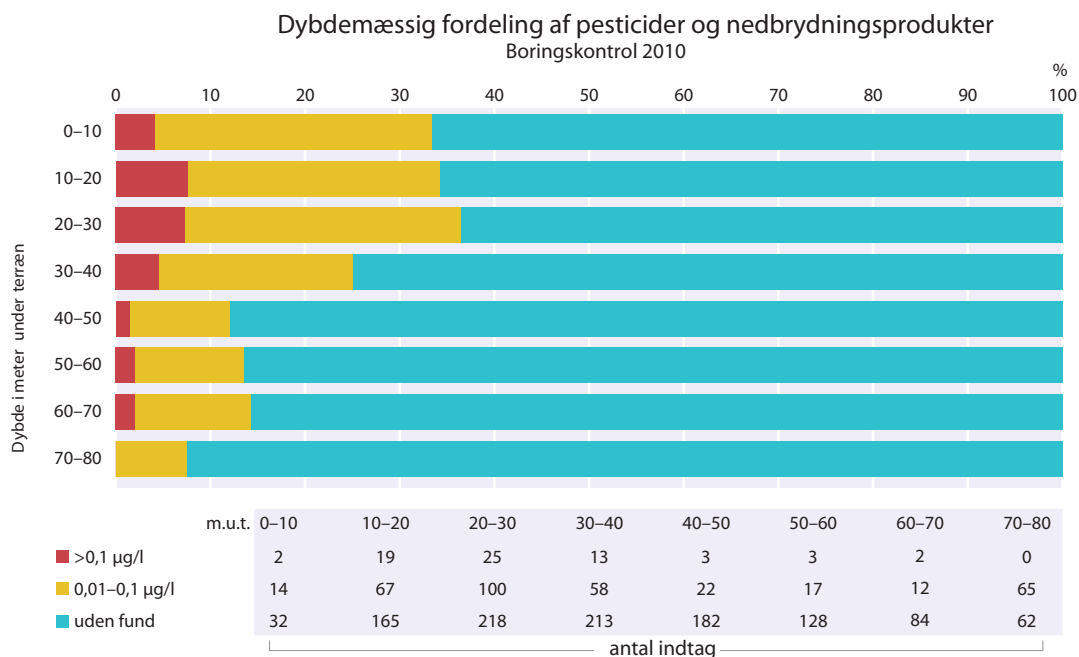
Figur 45 viser, at andelen af fund af pesticider falder med dybden til toppen af boringernes vandindtag målt i forhold til terræn. Det fremgår, at der i 2010 blev fundet pesticider i ca. 35 % af de aktive indvindingsboringer, der indvandt grundvand fra intervallet 0 til 30 meter under terræn. Fund af pesticider i indvindingsboringer, der har været aktive i hele perioden 1990-2010 viser, at der er fundet pesticider i ca. 45 % af det øverste grundvand i intervallet 0 til 20 meter under terræn, hvor drikkevandskvalitetskravet var overskredet i ca. 11 % af boringerne.

Geografisk fordeling af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter

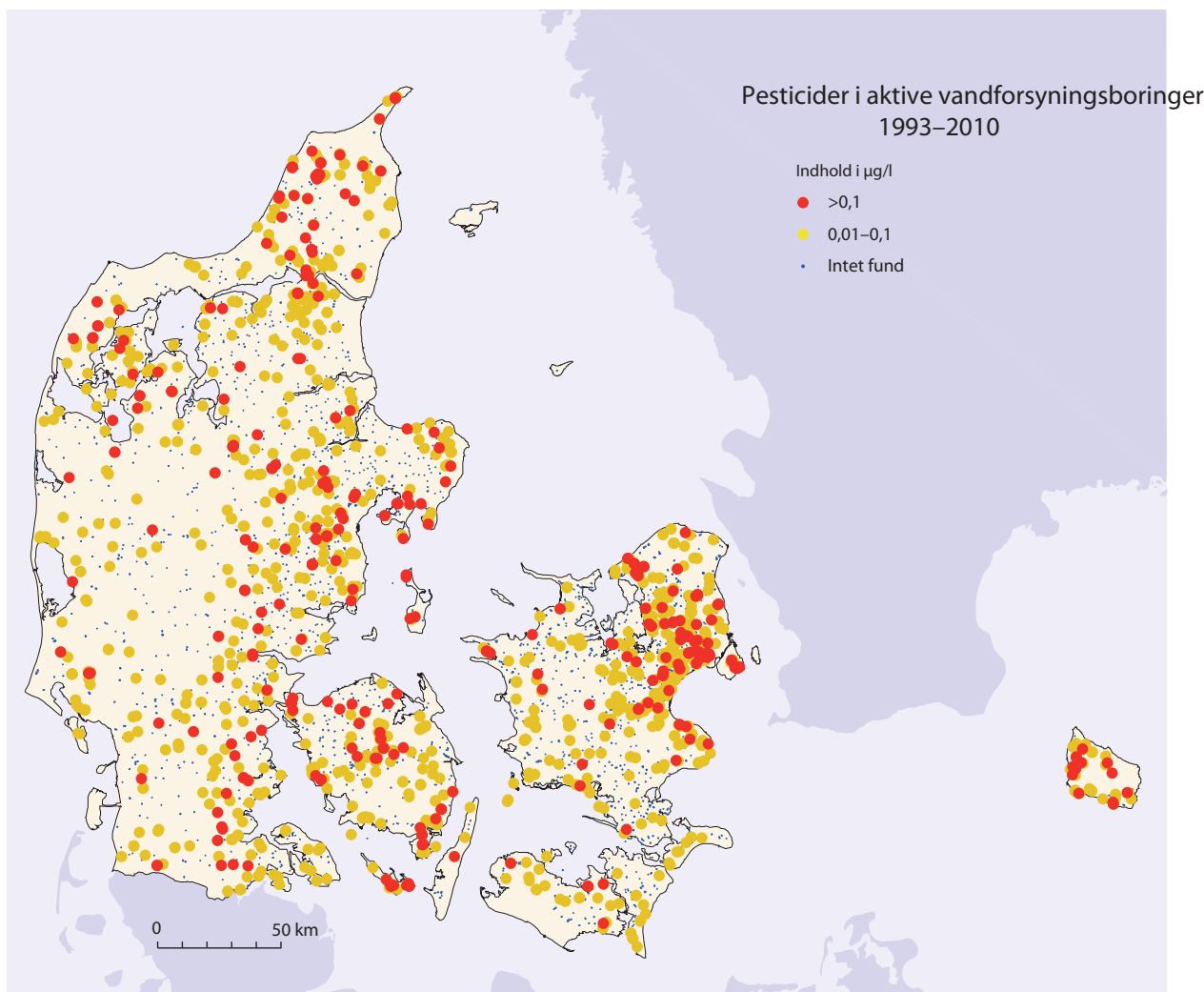
Figur 46 viser fordelingen på landsplan af pesticidindholdet i aktive indvindingsboringer. Der foreligger ikke oplysninger om koordinater for alle boringer, og kortet viser derfor ikke alle analyserede boringer. Kortet viser, at der ved de større byer findes mange pesticider og nedbrydningsprodukter (fortrinsvis BAM + moderstof), men også, at der er en overrepræsentation af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i lerede områder, hvor der også findes den største befolkningstæthed.

Der er ret få fund af pesticider og nedbrydningsprodukter på de sandede jyske hedesletter, hvor vandværkerne generelt indvinder grundvand fra større dybder end i resten af landet bla. pga. nitrat i det øverste grundvand. Samtidig er datatætheden lav i disse områder på grund af den lavere befolkningstæthed.

En skarp grænse ses på Lolland til et område på den sydligste del af øen, hvor der ikke er gennemført analyser eller fundet pesticider. Dette skyldes, at det netop i dette område kan være umuligt at finde større grundvandsmagasiner, da undergrunden hovedsageligt består af fedt ler, og dybere liggende kalklag ofte er saltholdige. Der findes derfor ikke ret mange indvindingsboringer i området.



Figur 45 Dybdemæssig fordeling af pesticider i vandværkernes boringskontrol som funktion af dybden til overkanten af indtaget for hele perioden 1990 til 2010 og for 2010. Kun indtag med oplysninger om dybde er medtaget.



Figur 46. Pesticider og nedbrydningsprodukter ved vandværkernes boringskontrol af 5.727 aktive indvindingsboringer. Højeste værdi 1993-2010 er vist. Resultaterne opdelt i boringer uden fund, fund af pesticider mellem 0,01 og 0,1 µg/l samt fund af pesticider i koncentrationer, der overstiger drikkevandskvalitetskravet på 0,1µg/l. Det er kun vist aktive indvindingsboringer i datasættet fra 1993 - 2010. Den enkelte aktive boring indeholder derfor ikke nødvendigvis pesticider i dag.

Pesticider fundet ved forskellige typer af overvågninger af grundvandet

Tabel 15 viser hvilke stoffer, der er fundet hyppigst i henholdsvis grundvandsovervågningen, ved vandværkernes kontrol af aktive indvindingsboringer og i gruppen "Andre Boringer". "Andre Boringer" omfatter bl.a. nedlagte indvindingsboringer, små private vandforsyningsanlæg, der ofte forsyner enkeltliggende husstande i det åbne land, samt andre boringer. Tabellen omfatter hele overvågningsperioden.

BAM findes hyppigst i alle typer pesticidundersøgelser af dansk grundvand, men også triazinerne og de tilhørende nedbrydningsprodukter forekommer med stigende hyppighed, fx DEIA, der nu forekommer i næsten 15 % af indtagene i grundvandsovervågningen.

Nedbrydningsproduktet desam-diketo-metribuzin fra pesticidet metribuzin (aktivstoffet i tidligere anvendte kartoffelmidler) analyseres i grundvandsovervågningen, men var ikke obligatorisk i listen for vandværkerne, som indtil 2011 har indeholdt 23 stoffer. Af disse 23 stoffer analyse-

res en del ikke længere i grundvandsovervågningen. Vandværkerne skal fra 1. januar 2012 anvende det opdaterede analyseprogram ved kontrollen af indvindingsboringerne. Dette program indeholder bla nedbrydningsprodukter fra det forbudte stof metribuzin, men også stoffer som fx det godkendte stof glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA. Disse "ny" stoffer vil formodentlig kunne findes i nogle indvindingsboringer de kommende år, fx er nedbrydningsproduktet DEIA, der stammer fra en række forbudte pesticider, kun analyseret i 27 indvindingsboringer i 2010. Det må formodentlig forventes, at DEIA vil kunne findes i en del råvandanalyser fremover, fordi stoffet fra 1. januar 2012 indgår i den ny boringskontrol.

Det mest anvendte pesticid i Danmark, glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA, forekommer i grundvandsovervågningen, hvor de er fundet i henholdsvis 6,9 % og 4,6 % af de undersøgte indtag i perioden 1990 til 2010, se tabel 15.

Tabel 16 viser for 2010, opdelt på samme måde som tabel 15, de 20 hyppigst fundne pesticider. Det fremgår at, der ikke fundet glyphosat eller AMPA i vandværkernes boringskontrol i 2010, hvilket kan skyldes, at der i 2010 kun er analyseret for de to stoffer i 117 vandværksboringer ud af ca. 10.000 aktive, se bilag 3 og 4. I de aktive boringer er der i hele monitoringsperioden, tabel 15, fundet glyphosat i 1,7 % af de vandværksboringer, hvor der er analyseret for stoffet, mens nedbrydningsproduktet AMPA er fundet i 0,8 % af boringerne.

De ret høje fundandele for glyphosat og AMPA i gruppen "Andre Boringer" i tabel 15 stammer bl.a. fra en undersøgelse af små private vandforsyningsanlæg, hvor stoffet blev fundet i drikkevandsanlæg (bl.a. gravede brønde), der indvandt grundvand fra højtliggende grundvand i lerede områder.

De fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2010 er stort set de samme som i hele perioden. Glyphosat og AMPA blev fundet mindre hyppigt i grundvandsovervågningen, mens de to stoffer, som før nævnt kun er analyseret i ca. 117 aktive indvindingsboringer i 2010, hvor hverken glyphosat eller AMPA blev fundet, se bilag 3-5. Der blev i grundvandsovervågningen i 2009 analyseret for glyphosat i 635 indtag, mens der i 2010 blev analyseret for glyphosat i 504 indtag. Fællesmængden for de to år var 358 analyserede indtag.

| Grundvandsovervågning 1990-2010 | | | Boringskontrol 1992-2010 | | | Andre Boringer 1990-2010 | | |
|------------------------------------|-----------|-------------------|-----------------------------|-----------|-------------------|-----------------------------|-----------|-------------------|
| Stofnavn | % Fund | % ≥0,1 µg/l | Stofnavn | % Fund | % ≥0,1 µg/l | Stofnavn | % Fund | % ≥0,1 µg/l |
| BAM | 21,1 | 8,4 | BAM | 19,6 | 4,3 | BAM | 30,0 | 14,3 |
| DEIA | 14,6 | 4,1 | 4-Nitrophenol | 3,2 | 0,0 | 4-Nitrophenol | 9,2 | 5,9 |
| Atrazin, deisopropyl | 10,9 | 1,8 | Bentazon | 2,7 | 0,4 | DEIA | 8,9 | 1,4 |
| 4-Nitrophenol | 9,5 | 0,6 | 4CPP | 2,6 | 0,4 | Atrazin, deethyl | 7,1 | 1,6 |
| Atrazin, deethyl- | 8,4 | 1,5 | Mechlorprop | 2,5 | 0,1 | Atrazin, deisopropyl | 6,8 | 1,4 |
| Bentazon | 6,9 | 2,0 | Dichlorprop | 2,0 | 0,2 | Atrazin | 6,5 | 1,7 |
| Glyphosat | 6,9 | 1,5 | Atrazin | 1,8 | 0,2 | 4CPP | 6,0 | 3,9 |
| Atrazin | 6,0 | 1,4 | Atrazin, deethyl- | 1,8 | 0,1 | 2,6-DCPP | 5,2 | 1,2 |
| Dichlorprop | 5,4 | 1,5 | Glyphosat | 1,7 | 0,0 | AMPA | 5,1 | 1,8 |
| TCA | 5,1 | 1,4 | Atrazin, deisopropyl | 1,5 | 0,0 | Simazin | 4,8 | 0,7 |
| Deeth.hydr.atrazin | 4,8 | 0,5 | Hexazinon | 1,3 | 0,1 | Glyphosat | 4,0 | 0,9 |
| AMPA | 4,6 | 1,3 | Hydroxysimazin | 1,3 | 0,7 | Mechlorprop | 4,0 | 1,7 |
| Mechlorprop | 4,4 | 1,1 | Simazin | 1,0 | 0,1 | Bentazon | 3,9 | 1,2 |
| Metribuzin, desam-diketo | 4,1 | 1,8 | DEIA | 1,0 | 0,0 | Dichlorprop | 3,8 | 1,6 |
| Didealk.hydr.atraz. | 3,8 | 1,0 | AMPA | 0,8 | 0,0 | Deethylterbutylazin | 3,8 | 0,8 |
| DeIsopr.hydr.atrazin | 3,3 | 0,5 | 2,6-DCPP | 0,8 | 0,1 | TCA | 2,8 | 0,8 |
| Simazin | 3,3 | 0,6 | Dichlobenil | 0,7 | 0,1 | Ethylentiurea | 2,6 | 0,8 |
| 4CPP | 2,8 | 0,9 | MCPA | 0,7 | 0,1 | 2,6-dichlorebenzoyre | 2,6 | 0,2 |
| MCPA | 2,4 | 0,4 | Atrazin, hydroxy- | 0,5 | 0,0 | Hexazinon | 2,2 | 0,7 |
| Metribuzin, diketo | 2,4 | 1,1 | Diuron | 0,5 | 0,1 | Dichlobenil | 2,1 | 0,3 |

Tabel 15. De 20 hyppigst fundne stoffer i Grundvandsovervågningen (1990 – 2010), aktive indvindingsboringer (1992 – 2010) og i ”Andre boringer” (1990 – 2010), der omfatter nedlagte indvindingsboringer, vandværkernes egne overvågningsboringer og andre analyser fra fx små private vandforsyninger. De viste andele er beregnet med antal analyserede indtag/boringer og boringer med fund og fund $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$. Der er kun medtaget stoffer, der er analyseret i mere end 200 boringer fra grundvandsovervågning og fra boringskontrollen, mens der kun er medtaget stoffer, der er analyseret i mere end 400 boringer for ”Andre Boringer” for at undgå resultater fra forureningsundersøgelser. Se også bilag 1-6 med oplysninger om antal analyser, antal boringer og koncentrationsintervaller. I opgørelsen for Andre Boringer er fx parathion udeladt. Stoffet er analyseret i 339 boringer og fundet i så høje koncentrationer i mange boringer, at dette kan skyldes fejl ved indberetningen eller at vandprøverne stammer fra punktkildeundersøgelser. Alle fund er dog medtaget i bilag 1-6. De beregnede fund-andele for grundvandsovervågningen viser, hvor stor en andel af indtagene, der en eller flere gange har indeholdt det enkelte stof i hele perioden 1990 til 2010. Andelen opgjort for hele perioden kan derfor ikke sammenholdes med fund-andelen pr. år.

| Grundvandsovervågning 2010 | | | Boringskontrol 2010 | | | Andre boringer 2010 | | |
|----------------------------|--------|-------------|----------------------|--------|-------------|----------------------|--------|-------------|
| Stofnavn | % Fund | % >0,1 µg/l | Stofnavn | % Fund | % >0,1 µg/l | Stofnavn | % Fund | % >0,1 µg/l |
| BAM | 20,0 | 7,3 | BAM | 20,9 | 3,8 | BAM | 29,8 | 9,3 |
| DEIA | 15,7 | 2,4 | Bentazon | 2,4 | 0,5 | 4CPP | 8,9 | 2,0 |
| Atrazin, deisopropyl | 10,3 | 0,4 | Mechlorprop | 1,8 | 0,2 | Bentazon | 4,4 | 1,2 |
| Atrazin, deethyl- | 8,3 | 0,8 | 4CPP | 1,6 | 0,5 | Dichlorprop | 4,2 | 0,5 |
| Atrazin | 5,2 | 0,6 | Dichlorprop | 1,0 | 0,1 | Hexazinon | 2,8 | 0,2 |
| Bentazon | 5,0 | 1,8 | Hexazinon | 1,0 | | Mechlorprop | 2,8 | 0,7 |
| Metribuzin, desam Diketo | 3,2 | 2,0 | Atrazin, deisopropyl | 0,8 | | Atrazin, deethyl | 2,6 | 0,2 |
| Metribuzin, diketo | 2,6 | 0,4 | Atrazin, deethyl | 0,8 | 0,1 | Atrazin, hydroxy | 2,3 | 0,5 |
| Simazin | 2,6 | 0,6 | Atrazin | 0,6 | | Atrazin, deisopropyl | 2,1 | 0,2 |
| Mechlorprop | 2,0 | 0,8 | Diuron | 0,3 | | AMPA | 1,9 | 0,5 |
| Glyphosat | 1,6 | 0,6 | MCPA | 0,3 | | Atrazin | 1,9 | |
| Hexazinon | 1,6 | | Simazin | 0,2 | | Glyphosat | 1,4 | |
| Dichlorprop | 1,6 | 0,4 | DNOC | 0,2 | | Simazin | 1,2 | 0,5 |
| 4CPP, | 1,4 | 0,6 | Dichlobenil | 0,1 | | DNOC | 1,0 | 0,3 |
| 2,6-dichlorebenzoesyre | 1,4 | 0,2 | Metamitron | 0,1 | | Isoproturon | 0,8 | |
| 2,6-DCPP | 1,0 | 0,4 | Dinoseb | 0,1 | | Dichlobenil | 0,7 | 0,2 |
| TCA | 0,4 | 0,2 | Atrazin, hydroxy- | 0,1 | | Dinoseb | 0,5 | |
| AMPA | 0,4 | 0,2 | - | | | Terbutylazin | 0,3 | |
| 4-Nitrophenol | 0,2 | | - | | | Dimethoat | 0,3 | |
| Metribuzin | 0,2 | | - | | | MCPA | 0,3 | |

Tabel 16. Boringer/ indtag analyseret i 2010. De 20 hyppigst fundne stoffer i grundvandsovervågningen, i boringskontrol af aktive indvindingsboringer og i ”Andre boringer”. Se også bilag 1-6 med oplysninger om antal analyser, antal boringer og koncentrationsintervaller. Der er i 2010 fundet 17 stoffer i indvindingsboringer.

Referencer, Pesticider

Dansk lovgivning, vejledninger mv

Miljøministeriet, 2007: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1449 af 11. december 2007 (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøministeriet 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

Miljøstyrelsen, 2010: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2009, Orientering fra Miljøstyrelsen, 8, 2010

Miljøstyrelsen, 2010: Redegørelse om jordforurening 2008. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 1, 2010.

EU- direktiver

EU, 1980: Rådets direktiv 80/778/EØF af 15. juli 1980. (1. version af Drikkevandsdirektivet)

EU, 1998: Europaparlamentets og Rådets direktiv nr. 98/83/EF om kvaliteten af vand til drikkevand. (Drikkevandsdirektivet)

EU, 2000: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Vandrammedirektivet)

EU, 2006: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelser. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Grundvandsdirektivet)

Andre referencer

Links:

<http://pesticidvarsling.dk/>

8 Vandindvinding

I Danmark anvendes den største andel af de oppumpede vandmængder til drikkevandsforsyning, men der bruges også betragtelige mængder til andre formål, hvoraf markvandingen udgør den største andel. Herudover anvendes grundvandet til en lang række forskellige formål indenfor industri, institutioner, gartneri og dambrug.

I henhold til Vandforsyningsloven (MIM, 2010) skal alle indvindinger indberettes af indvinderne til kommunerne, der skal kontrollere og indlæse data i den fællesoffentlige database JUPITER. Indvindingerne opgøres for hvert kalenderår, og indberetningen til kommunalbestyrelsen skal foretages inden den 1. februar det følgende år, hvorefter data indlæses i JUPITER inden 1. april. Derefter bliver de oppumpede vandmængder til aktive data i databasen.

Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral struktur med knap 3000 almene vandværker (jf. indberetningerne af oppumpede vandmængder), hvoraf ca. 150 har været kommunalt ejede indtil 1. jan 2010. Derudover findes der en række lokale vandforsyninger til institutioner og enkelt-vandforsyninger, som hver forsyner 1-9 til husstande.

Relevans

Vandindvinding til drikkevandsforsyning i Danmark baseres udelukkende på oppumpning af grundvand. Med det stigende fokus på klimaets betydning for den fremtidige vandindvinding er det af hensyn til forsyningssikkerhed og miljøpåvirkninger væsentligt, at man kender mængden og udviklingen af de årlige vandmængder, der oppumpes. Det skyldes, at grundvandet indgår som en vigtig del af vandets kredsløb. Når nedbørsmængden ændres som følge af klimaændringer, ændres den mængde grundvand, der er rådighed til indvinding også, ligesom oversvømmelsesrisikoen i byerne, vandføring i vandløb, vandstanden i moser og søer mv. påvirkes.

Målsætning

I Miljømålsloven (MIM, 2009) er det en generel målsætning, at der kun må indvindes så meget vand, at påvirkningerne af overfladevand og grundvandsafhængige økosystemer i vådområder mv. ikke hindrer opfyldelse af miljømålsætningerne (MST, 2006). Det er derfor nødvendigt at kunne dokumentere ændringer i den oppumpede grundvands- og overfladevands-mængde på såvel lokal som regional og national skala. I udkast til Vandplanerne er indvindingens miljømæssige påvirkning vurderet for hvert hovedopland (BLST, 2010).

Datagrundlag

Til denne rapport er der ultimo juni 2011 lavet udtræk af indvindingsdata for grundvand og overfladevand. Udtrækket omfatter data for de vandmængder som kommunerne (indtil 2006 amterne) har indberettet til JUPITER for perioden 1989 frem til og med 2010.

I perioden 1989 til 2005 blev de oppumpede vandmængder beskrevet på baggrund af de indberetninger, som GEUS hvert år modtog fra amterne. Disse data indeholdt et skøn over størrelsen af de manglende indberetninger. Efter strukturreformen i 2007 ligger tilsynsmyndigheden for indvinding af grundvand hos de 98 kommuner, og der udarbejdes ikke længere centrale skøn over manglende indberetninger. GEUS har derfor siden 2008 baseret opgørelserne på de faktisk indberettede vandmængder, der er i JUPITER databasen på udtrækstidspunktet, således at der herefter er overensstemmelse mellem databasen og de rapporterede opgørelser. For yderligere information se GRUMO-rapport for 1989-2008 (Thorling mfl., 2009).

Kommunernes indberetning

I forbindelse med udtræk af data i foråret 2011 viste det sig igen, at en stor andel af kommunerne ikke havde indberettet data inden tidsfristen den 1. april. Kommunerne fik for andet år i træk forlænget deres frist til 1. juli. Den mangelfulde indberetning er fortsat et væsentligt problem i forbindelse med afrapporteringen, men det skal samtidig bemærkes, at en stor del af kommunerne gennemfører indberetningen tilfredsstillende indenfor den forlængede tidsfrist.

Figur 47 illustrerer omfanget af den manglende indberetning for de samlede oppumpede vandmængder pr. 1. juli 2010. Der er udarbejdet 6 nationale kort, der viser størrelsen af den indberettede oppumpede vandmængde inden for en kommune, for årene 2005 til og med 2010. Mørkerød farve angiver stor indvinding, mens hvid farve angiver, at der ikke er indberettet data i den pågældende kommune. For 2005 har alle kommuner indberettet data, men fra 2006 til 2008 er der hvert år 2 kommuner, der ikke har indberettet, og i 2009 og 2010 ikke er indberettet fra henholdsvis 4 og 8 kommuner.

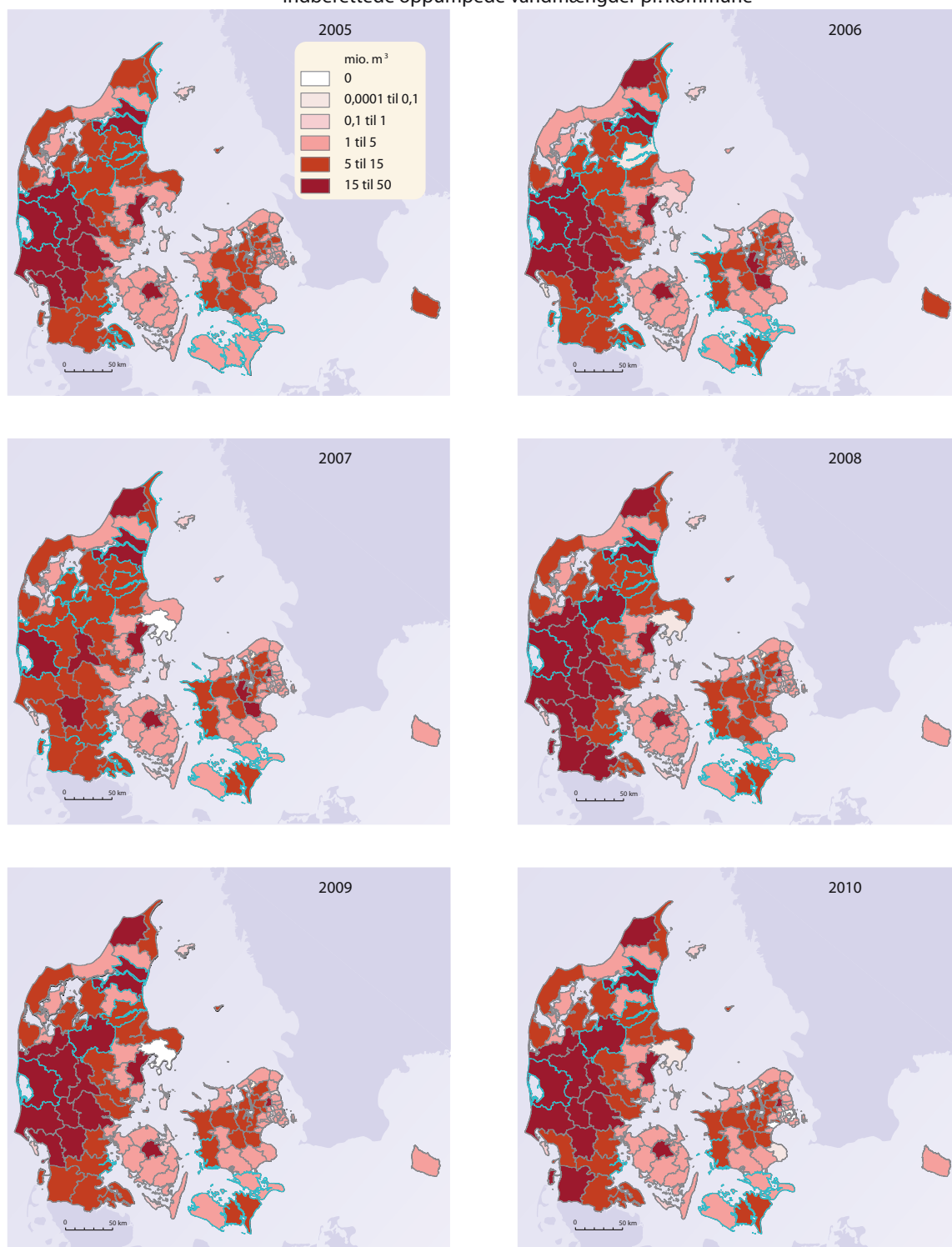
Særligt iøjnefaldende er det, at der i 2007 er indberettet markant mindre mængder vand fra nogle af kommunerne i Sydvest Danmark (Billund, Esbjerg, Herning, Ikast-Brande, Varde og Vejle). Desuden har Syddjurs kommune slet ikke indberettet oppumpede vandmængder efter kommunalreformen. De nævnte mangler vurderes at bero på mangelfuld indberetning fra de pågældende kommuner. De manglende andele er ikke så store som de foregående år, men der må dog fortsat tages et vist forbehold, særligt for år 2009, hvor der er mangelfuld indberetning fra mindst 4 kommuner. For 2010 vurderes det, at data til er komplette. I denne rapport tillægges data fra 2009 og 2010 derfor ikke særlig vægt, når udviklingstendenserne skal vurderes.

Der er ikke noget sted i Danmark et samlet overblik over, hvor mange og hvilke vandværker, der er aktive. Det er derfor ikke muligt at afgøre, om en indberetning er komplet for hver enkelt kommune, hvorfor datakvaliteten må vurderes ud fra en række skøn.

Hvert år laves en vurdering af, i hvilket omfang data er tilstrækkelig komplette til at indgå i den nationale opgørelse for de oppumpede vandmængder. Figur 48 viser antallet af almene vandværker (søjler) sammen med de oppumpede vandmængder (punkter) på årsbasis. Lilla farve viser indberettede data fra det 1. udtræk, der blev lavet ultimo maj 2011 (altså 1 mdr. senere end kommunernes deadline for indberetning), og grøn farve er data fra det endelige udtræk lavet den 1. juli. 2011. Figuren viser, at frem til og med 2005 er data identiske for de to udtræk. Der efterindberettes således ikke data før 2005, og det vurderes at data fra denne periode ikke vil blive ændret signifikant i forbindelse med de kommende års indberetninger.

For årene 2006 til 2009 ses små tilvækster i antallet af indberettede vandværker mellem de to udtræk, men det kun er i år 2009, at det resulterer i en (lille) forøgelse på oppumpningen. Det fremgår således, at kommunerne i perioden mellem maj og juni har lavet nogle efterindberetninger bag ud i tid, hvilket er meget positivt. For 2010 er der sket en markant forbedring af indberetningen på antallet af vandværker i den forlængede tidsfrist, hvilket også har resulteret i en større registreret oppumpning.

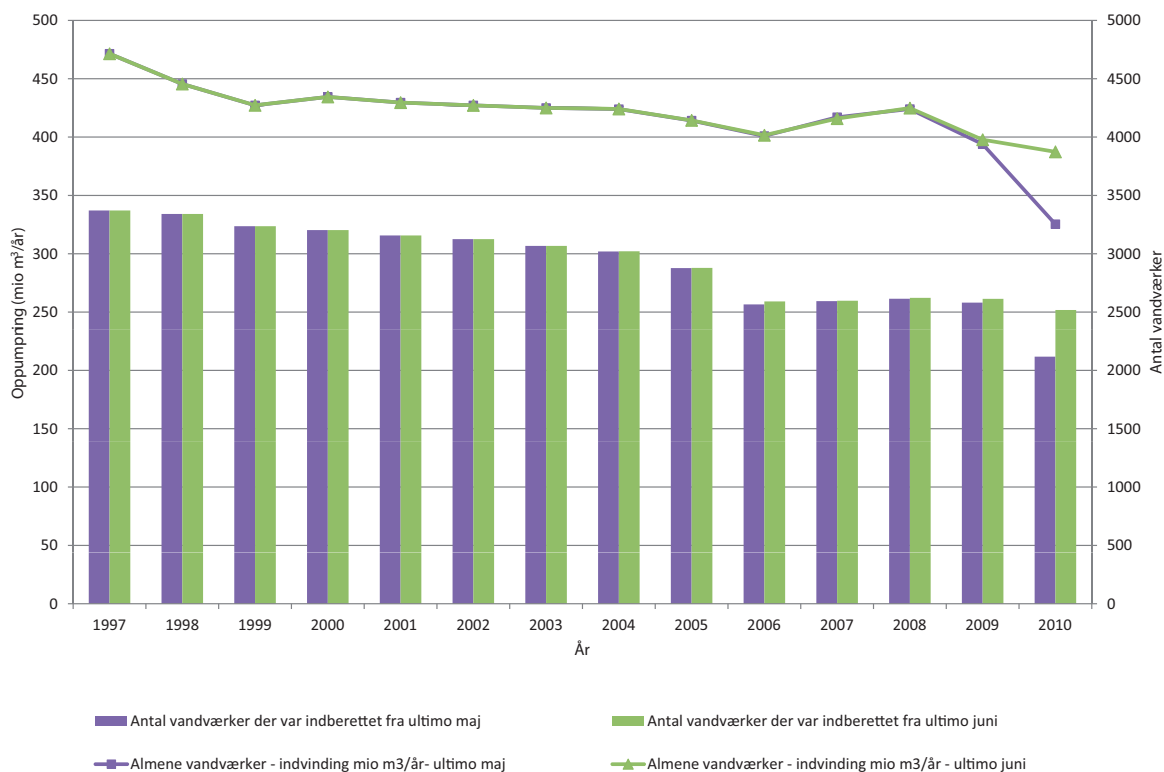
Indberettede oppumpede vandmængder pr. kommune



Figur 47. Oppumpede vandmængder i mio. m³ tematiseret for de nye kommuner for årene 2005 til 2010 på baggrund af de samlede indberetninger pr. 1. juli 2010.

Sammenligner man år 2010 med de foregående år, er antallet af vandværker og mængden af de oppumpede vandmængder fra de almene vandværker fortsat noget mindre end for de foregående år. Det vurderes, at efterindberetningen ikke i fuldt omfang har sikret, at data fra 2010

er tilstrækkelig komplette til at udviklingen i de oppumpede vandmængder kan vurderes. Manglende indberetninger fra nogle få store vandværker i en kommuner kan nemt sløre de (til sammenligning) relativt små årlige udsving, der ses på de samlede oppumpede vandmængder.



Figur 48 Antal almene vandværker der havde indberettet til Jupiter ultimo maj 2011 (lilla søjler), henholdsvis ultimo juni 2011 (grønne søjler) – højre akse. Kurven (venstre akse) viser den samlede indvindings størrelse i mio. m³/år for de almene vandværker.

Efterindberetningen har dog resulteret i, at der blev indberettet fra yderligere 400 vandværker, og at ca. 60 mio. m³ ekstra er blevet registreret. Det er mere end 25 % af oppumpningen fra de almene vandværker og udgør i størrelsesordenen 10 % af den samlede oppumpede vandmængde i Danmark.

Figur 48 viser også, at der bliver indberettet fra færre og færre vandværker gennem senhalvfemserne og frem til 2005 samtidig med, at den oppumpede vandmængde fra 2000 til 2005 kun falder ganske lidt. Der er sandsynligvis flere årsager til denne tendens, men en del kan forklares ved at mindre vandværkers oppumpning overgår til færre og større vandværker. Der kan også fortsat være et antal vandværker, der mangler at indberette data siden 2006.

Den lille stigning i antal vandværker fra 2006 til 2009 afspejler sandsynligvis en forbedring i kommunernes indberetning, men kan for en vis andel også skyldes indberetning fra nye vandværker. Oppumpningen for perioden fra 2006 til og med 2009 er mere varierende end i den foregående periode og har maksimum i 2008 på 425 mio. m³. I 2009 falder oppumpningen til lige under 400 mio. m³. Det er ikke muligt med sikkerhed at sige, at udviklingen beror på reelle forskelle i oppumpede vandmængder, da variationen (som nævnt) også kan skyldes, at der ikke er blevet indberettet fra nogle få store vandværker. Det bemærkes, (om end det er små for-

skelle) at der er sammenfald mellem år med størst oppumpning og størst antal indberetninger fra vandværker. Dette kan betyde, at indberetningsgraden har en afgørende indflydelse på, om den samlede oppumpnings størrelse viser en stigende eller faldende tendens.

I 2005 blev der indberettet fra knap 2900 vandværker, mens der i 2006 er indberettet fra ca. 300 vandværker færre. I JUPITER kan man som nævnt ikke finde oplysninger om, hvorvidt kommunerne og vandværkerne har lavet en komplet indberetning, eller om et vandværk er blevet nedlagt eller sammenlagt med et andet, eller om det blot ikke har indberettet for det pågældende år. Der er således, som det også fremgår af kapitel 7 om pesticider, et behov for at vandværkets status som aktivt eller ikke aktivt indberettes til JUPITER.

Tendensen efter kommunalreformen er, at de oppumpede vandmængder til drikkevand samles på færre vandværker, dels pga. ”oprydning”, generel omstrukturering i branchen samt i forbindelse med selskabsdannelsen under Vandsektorreformen.

Da nedgangen i antal vandværker ikke afspejles i oppumpningen på figur 48 og da den samlede oppumpede vandmængde forsat er svagt stigende frem mod 2009 vurderes det, at data frem til og med 2009 (og med et vist forbehold for 2009 data) med god fornuft kan indgå i analysen af oppumpningens udvikling for de almene vandværker.

Data før og efter kommunalreformen

Af ovenstående fremgår det, at der sker forandringer i registreringen af oppumpningen i årene fra 2006 og frem. For at vurdere kvaliteten af data og for at vurdere, om man kan sammenligne data før og efter kommunalreformen, lavede GEUS en større gennemgang af data for de oppumpede vandmængder i efteråret 2010. Figur 49 viser 2 diagrammer, hvor datagrundlaget er antallet af indberetninger fra almene vandværker og den totale oppumpede vandmængde for almene vandværker – begge er optalt på årsbasis. Graferne afbilder resultaterne af to Principal Komponent analyser (PCA) (se boks herunder).

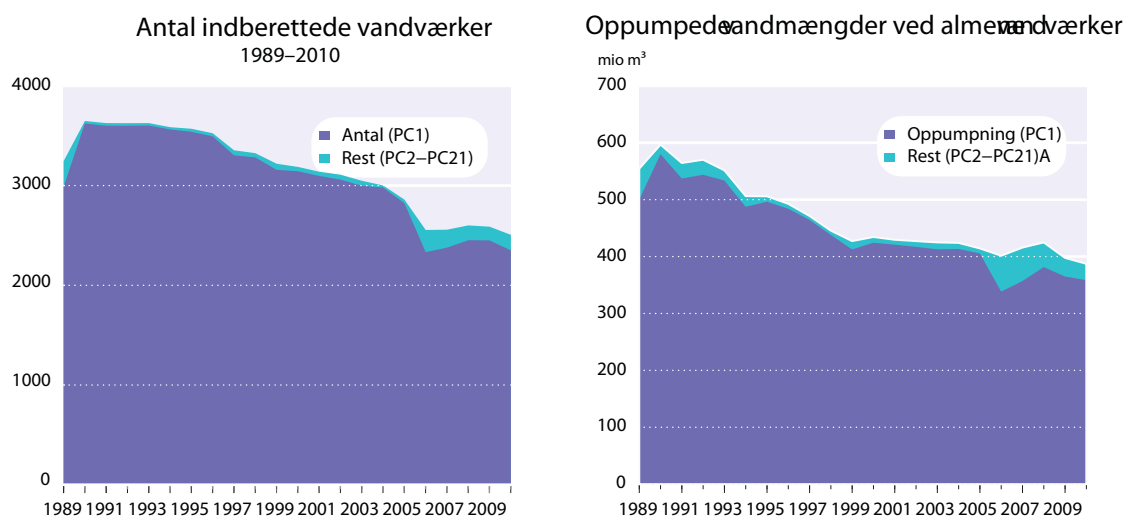
Principal Component Analysis (PCA)

PCA er en metode til dataanalyse, som gør det muligt at udrede sammenhænge i et datasæt med mange variable. I praksis foregår det på den måde, at datasættet i én matematisk arbejdsgang opdeles i et antal nye variable, kaldet primære komponenter, som hver især er uafhængige af hinanden, og som hver især repræsenterer en bestemt del af de variationer, der er i datasættet. Hver primær komponent er en linearkombination af de oprindelige komponenter og kan analyseres for sig og tolkes typisk som hørende til en bestemt proces. På den måde vil det f.eks. være muligt at adskille, hvor stor en del af variationerne i en pejetidsserie, der hidrører fra grundvandsdannelse, og hvor stor en del der hidrører fra oppumpning. Effekterne grundvandsdannelse og oppumpning vil være tilknyttet hver sin primære komponent. Endelig vil en del af variationerne skyldes datastøj, som f.eks. fejlindtastninger m.v.

Figur 49 viser, hvor stor en andel af variationerne i data, der kan forklares med en første primær komponent (PC1) og hvor stor en andel, der kan forklares med de øvrige primære komponenter PC2-PC21. PCA'en tolkes på den måde, at PC1 fortæller, at der er meget stor ensartethed i den måde antallet af vandværker samt oppumpningen varierer på fra år til år og fra kommune til kommune. Småvariationer, som at et vandværk lukkes og et nyt opstår, er indeholdt i PC2-21 og kan opfattes som støj. I 2006 stiger summen af PC2-PC21 markant, hvilket fortæller, at datasættet tilføres yderligere støj. Der er sammenfald med kommunalreformens gennemførelse i 2006/2007, hvilket vurderes at være den faktiske årsag.

Begge diagrammer på figur 49 viser, at de interne sammenhænge i data ændres markant fra år 2006 og frem for såvel antallet af vandværker som de oppumpede vandmængder. For oppumpningen 1995-2005 er der 15-20 mio. m³/år (lyseblå) som ikke kan forklares med datasæt-

tets forventelige variationer (andelen svarende til PC2-PC21). En stor del af dette skyldes formentlig mindre fejlindberetninger (fx tastefejl) og mangler i indberetning. Andelen er dog så lille, at data fra 1995 til og med 2005 vurderes til at være konsistente og med en indberetning, der meget godt afspejler den reelle oppumpning på landsplan. Inden 1995 er der lidt mere variation på PC1, og i den periode har der muligvis ikke været helt samme tilsyn og kontrol med indberetningerne. Andelen af PC2-PC21 stiger til gengæld kraftigt fra årene omkring kommunalreformen fra 2006 og frem, hvor andelen bliver 3 - 4 gange større. Det er væsentligt at være opmærksom på, at tallene både dækker over forkert (som kan medføre for stor indberetning) og for lidt indberetning. I årene fra 2006 og frem "mangler" der altså ikke ca. 45 til 80 mio. m³, men man kan sige, at der i forhold til de foregående år er -støj på tallene, som svarer til mellem 40 og 80 mio. m³. Opgjort i procent svarer det til ca. 10 - 20 %.



Figur 49 PCA – Principal Component Analysis for antal indberetninger fra vandværker og samlede oppumpede vandmængder for de almene vandværker på årsbasis.

Efter 2006 ser man ydermere en udvikling mod at PC1 og summen af PC2-PC21 bliver mere konstante de senere år og at PC1 kan forklare en stadig større andel af data. Det skyldes, at data er ved at være mere konsistente efter kommunalreformen. Det vurderes, at man kan lave en relativ sammenligning af udviklingen i de oppumpede vandmængder for perioden efter kommunalreformen, men at man indtil videre skal være forsigtig med at sammenligne tallene fra 2006 til 2009 med de tidligere års indvinding.

På baggrund af det foreliggende datasæt kan man derfor ikke komme med håndfaste konklusioner, når man sammenligner udviklingen af oppumpningens størrelse før og efter kommunalreformen.

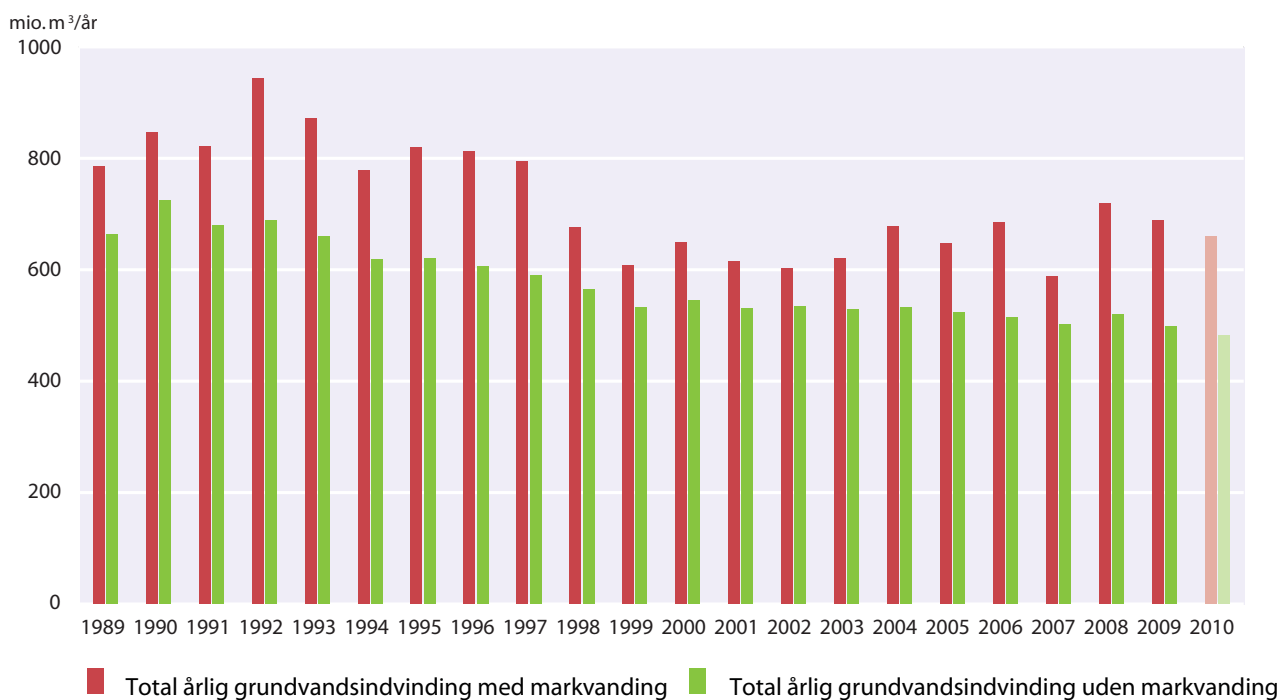
Analysen er kun udarbejdet for Almene vandværker, men det vurderes, at de øvrige hovedkategorier vil udvise de samme tendenser i tilsvarende eller større omfang.

Den totale årlige grundvandsindvinding i Danmark

Igen i år er der i forbindelse med gennemgang af de indberettede vandmængder identificeret fejlindberetninger fra nogle kommuner. Igen i år drejer det sig om kategorierne for Erhvervsindvinding og Dambrug samt Overfladevand, men i modsætning til de foregående år er omfanget

begrænset til ganske få kommuner. Som de foregående år sker de største fejl i forbindelse med indberetning af dambrugernes anvendelse af vandløbsvand og grundvand. Særligt i 2 kommuner er der fejlindberettet meget store mængder vandløbsvand, der ledes gennem dambrug og efterfølgende føres tilbage til vandløbet som en forbrugt vandmængde. Da overfladevandet ledes tilbage til vandløbet, skal dette ikke registreres som oppumpet vandmængde i nogen af kategorierne. Det oppumpede grundvand til dambrugene indgår i kategorien Erhvervsvand og Dambrug. GEUS har bedt de pågældende kommuner om at rette fejlene i Jupiter. Der er derfor filtreret for fejl i indberetninger på overfladevand. Desuden er der såfremt, at der er indberettet mere end 2,5 mio. m³ grundvand for et dambrug sat et maksimum på 2,5 mio. m³.

Total årlig grundvandsindvinding



Figur 50 Den totale årlige grundvandsindvinding (oppumpede vandmængder) for perioden 1989 til 2010 er vist med røde søjler, mens de grønne søjler viser de samme data uden markvandingen. 2010 data er usikre og vist med dæmpede farver.

Figur 50 viser de totale oppumpede vandmængder for perioden 1989 til 2010 med røde søjler, mens de grønne søjler viser de totale oppumpede vandmængder uden markvanding. Markvandingen er stærkt varierende og påvirket af klimaet, og det er af stor betydning for de samlede oppumpede vandmængder, om vandingsbehovet det pågældende år er stort eller lille.

I sidste års rapport blev det konkluderet, at 2007 var mangelfuldt indberettet særligt for markvandingen, men nye beregninger publiceret i (Hvid, S. Kolind, 2011) viser, at der var et markant mindre vandingsbehov for 2007 end årene før og efter. Beregningerne illustrerer, at vandingsbehovet kan variere med adskillige hundrede procent fra år til år og udgøre meget betragtelige andele af oppumpningen lokalt, men også af den samlede oppumpede vandmængde i Danmark. Derfor vises den totale årlige grundvandsindvinding både med og uden markvanding på figur 50. Det er tydeligt, at der fra 1990 og frem til og med 1999 oppumpes mindre og mindre vand, og at der fra 1999 og frem er en relativ konstant oppumpning, dog med en svag om end støt faldende tendens. Fra 1999 og frem til 2009 er forskellen på største og mindste oppumpning opgjort uden markvanding, kun 45 mio. m³, hvilket må siges at være

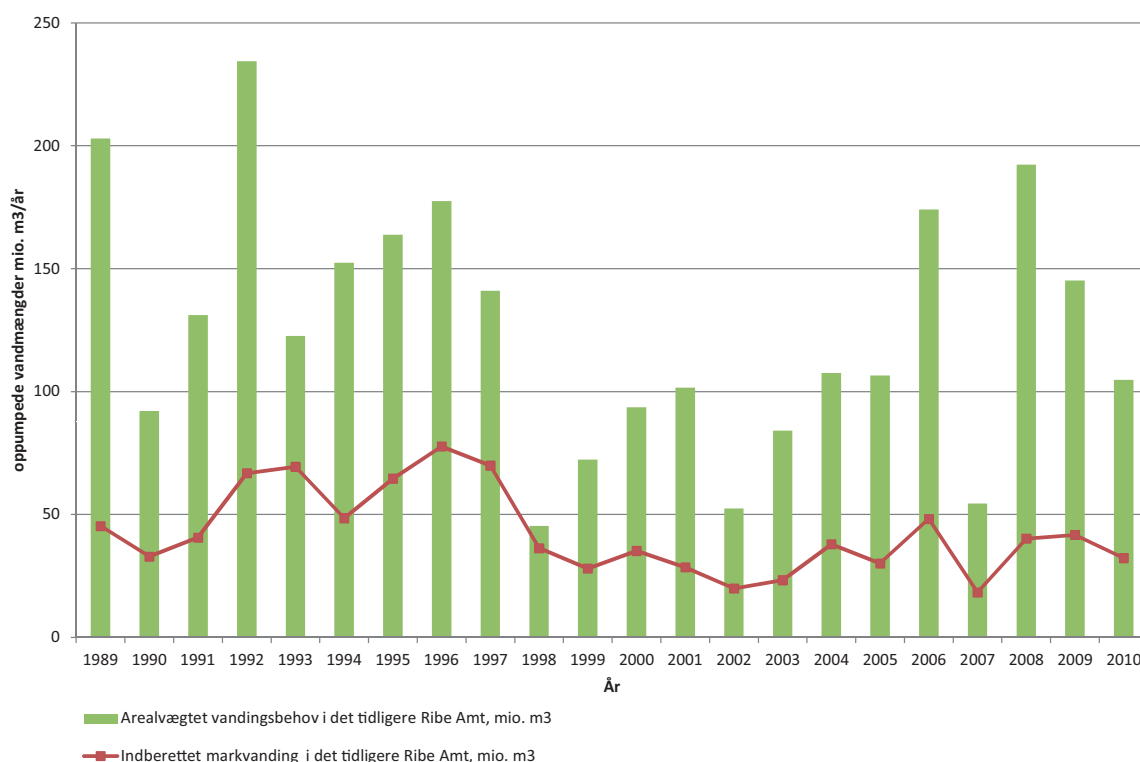
mindre end de udsving, der tidligere er set som følge af mangelfuld indberetning. Markvandingen udgør mellem ca. 25 og 30 % af de samlede oppumpede vandmængder i Danmark og slører evt. udviklingstendenser betinget af konjunkturer og miljøpolitiske tiltag.

Udviklingen i de oppumpede vandmængder i Danmark (uden markvanding) udviser fra 2006 og frem en svagt faldende tendens. I den sammenhæng bør det nævnes, at det af figur 48 fremgår, at der er et afvigende fald i 2006 i forhold til de omkringliggende år, hvilket kan skyldes, at der fortsat er manglende indberetning for de almene vandværker i år 2006. En evt. efterindberetning vil dog kun forstærke billedet med en faldende tendens. For 2010 er data fortsat påvirket af manglende indberetninger, og 2010 indgår ikke i analysen – illustreret ved nedtonede farver på figur 50.

Med de ovenstående forbehold in mente kan det konkluderes, at den totale årlige oppumpning ligger på et stabilt niveau på omkring 500-550 mio. m³/år, hvis man ser bort fra markvandingen. Når markvandingen medregnes, er oppumpningen på mellem 590 til 720 mio. m³/år med en stigende tendens fra årene lige efter årtusindskiftet og frem til 2008. Hvorvidt udviklingen skyldes et stadigt tørrere klima i vandingssæsonen, en fortsat intensivning af markdriften og/eller højkonjunktur, ligger udenfor denne rapports rammer at vurdere.

Vandingsbehovet er en vigtig parameter for at kunne vurdere, om indberetningen af de oppumpede vandmængder til markvanding er repræsentativ for den reelle markvanding. Figur 51 viser et arealvægtet hydrologisk vandingsbehov, beregnet for hele Ribe Amt på baggrund af 2 repræsentative lokaliteter ved Ribe og Billund (Hvid, 2011). Dette er sammenlignet med den indberettede markvanding for Ribe amt. Vandingsbehovet er beregnet for grovsandet jord (JB 1) med en rodzonekapacitet på 61 mm. En del af arealerne med markvanding i Ribe amt har en højere rodzonekapacitet, hvorfor beregningen formentlig overestimerer det faktiske vandingsbehov noget. I det beregnede vandingsbehov indgår en gennemsnitlig reinfiltration på 27 pct.

Figur 51 viser, at der er overensstemmelse mellem de overordnede variationer i vandingsbehovet og den indberettede markvanding. Når der er et stort markvandingsbehov, indberettes der tilsvarende en større vandmængde oppumpet til markvanding. Vandingsbehovet er dog markant større end det indberettede vandforbrug til markvanding i alle årene. Forskellen kan skyldes, at markvandingen påvirkes markant af faktorer som rentabilitet af vandingen og begrænsninger i vandingskapaciteten. Der kan således være stor forskel på det beregnede hydrologiske vandingsbehov på grafen og det driftsøkonomiske vandingsbehov. Analysen indikerer dog, at det markante fald i år 2007 ikke skyldes mangelfuld indberetning, men udtrykker et reelt fald i vandingsbehovet det pågældende år. Med det forbehold, at analysen er foretaget på baggrund af blot 2 lokaliteter, indikerer dette, at indberetningerne af de oppumpede markvandinger på landsplan kan være mere systematisk end tidligere antaget.



Figur 51. Arealvægtet vandingsbehov sammenlignet med indberettet markvanding i det tidligere Ribe Amt i mio. m³.

Det er ikke muligt ud fra figuren, at sige hvorvidt indberetningerne af markvanding på national skala er komplette, idet figur 47 viser, at ikke alle kommuner laver en fuldstændig indberetning. Der findes heller ikke nogen national model for det samlede vandingsbehov i landbruget at sammenholde vores indberetninger overfor.

Tilstand, udvikling og årsager

Figur 52 viser vandindvindingen for hele landet fordelt på fire hovedkategorier frem til år 2009. Kategorierne er:

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

I sidste års GRUMO rapport blev udviklingen frem til 2006 beskrevet. I dette års rapport beskrives særligt årene 2006 - 2009.

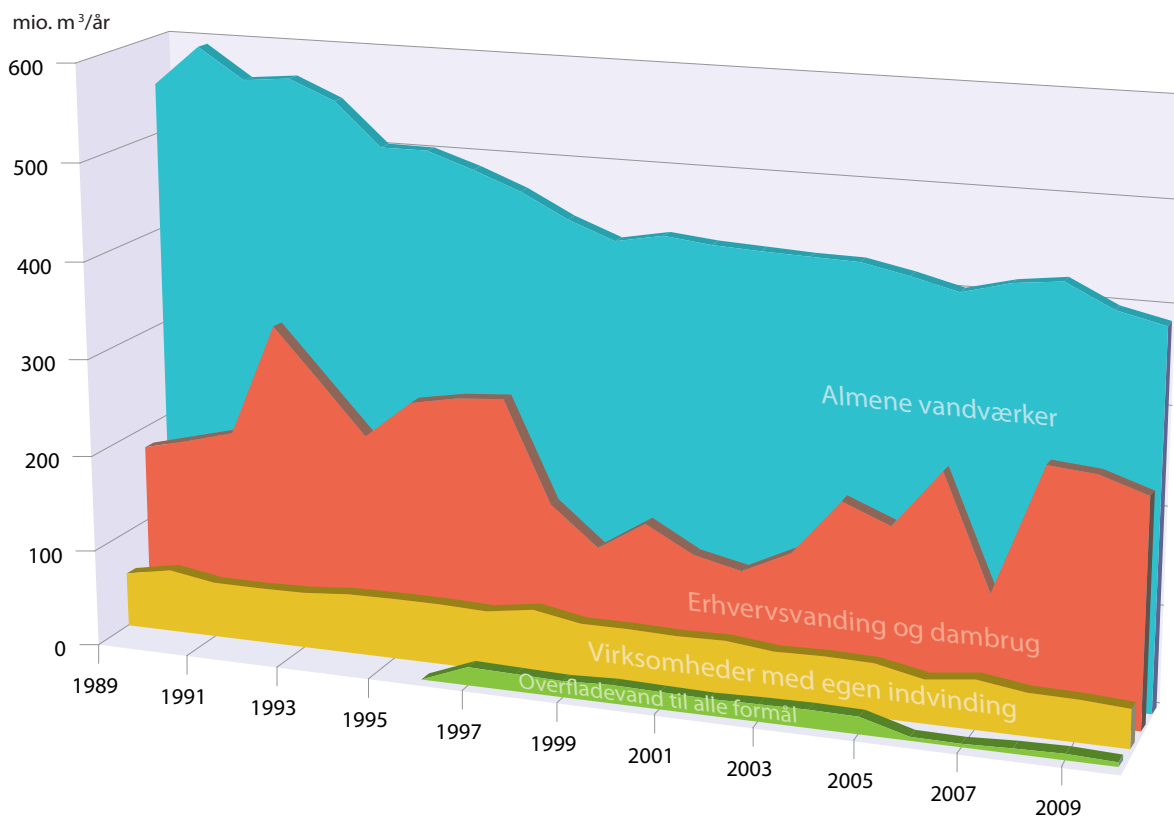
For kategorien almene vandværker er det som tidligere nævnt tydeligt, at der er en nedgang i år 2006, som sandsynligvis skyldes manglende indberetning, men at oppumpningen ellers ligger på et ret konstant niveau omkring 400-430 mio. m³. Indvindingen af overfladevand på 4-7 mio. m³ er vanskelig at erkende i figuren og ikke meget forskellig fra de foregående år. For hele perioden 1989 til 2009 gælder det, at dambrug er udeladt fra overfladevand, da dambruger-

nes anvendelse af overfladevandet ikke ændrer nævneværdigt på vandføringen i vandløbene, da vandet ledes tilbage til vandløbet efter gennemløb i dambrug. Dette giver en mere præcis opgørelse på kategorien for anvendelse af overfladevand.

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug tegner sig for mellem 120 mio. m³ i 2007 til 254 mio. m³ i 2008. Det svarer til mellem ca. 20 og 35 % af den samlede grundvandsindvinding. Det er en vigtig pointe, at indberetningerne fra markvanderne vurderes mere komplette end tidligere og, at variationerne i markvandingen i højere grad end tidligere kan tilskrives reelle forskelle i vandingsbehovet. Det vurderes, at fortsatte forbedringer i vurderinger af tilstande og årsager til markvandingens udsving kræver bud på vandingsbehovet i form af modelberegninger for landbrugets vandingsbehov på national skala.

Vandforbruget for virksomheder med egen indvinding er relativt konstant og varierer for perioden 2006 til 2009 mellem 43 og 51 mio. m³ om året.

Vandindvinding i Danmark



Figur 52. Vandindvinding i Danmark opdelt på almene vandværker, erhvervs vand, industri og overfladevand. Der er ingen opgørelse af indvinding af overfladevand fra før 1997.

De tre nævnte kategorier (Almene vandværker, Virksomheder med egen indvinding og Overfladevand til alle formål) varierer for perioden 2006 til 2009 mellem 499 mio. m³ i 2009 til 519 mio. m³ i 2008. Variationen på ca. 20 mio. m³/år for de tre kategorier vurderes at ligge inden for de udsving, man kan forvente fra år til år pga. variationer i klima og forbrug. Set for perioden 2006-2009 er den samlede oppumpning på landsplan konstant med ca. 685 mio. m³ i 2006 og 689 mio. m³ i 2009.

De oppumpede vandmængder er en vigtig parameter i den nationale vandbalanceopgørelse, og uundværlige data som grundlag for risikovurderingen af grundvandsforekomsterne i forbindelse med vandplanarbejdet. For at muliggøre en optimal vurdering af presset på 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 til den fastsatte tidsfrist, som er 1. april det efterfølgende år, jf. Drikkevandsbekendtgørelsen (MST, 2007). Der er absolut sket forbedringer i kommunernes indberetning, men der er fortsat et behov for at nogle kommuner kvalitetssikrer indberetningerne, således at fejlindberetninger af overfladevand undgås, og manglende indberetninger bliver efterindberettet. Endelig er der fortsat manglende data fra de få kommuner, som endnu ikke er kommet i gang med at indberette.

Referencer, Vandindvinding

Dansk lovgivning, vejledninger mv

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

Miljøministeriet, 2007: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr. 1449 af 11/12/2007 – Drikkevandsbekendtgørelsen

Miljøministeriet, 2009: LBK nr. 932 af 24/09/2009 af Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)

Miljøministeriet, 2010: LBK nr. 635 af 07/06/2010 om vandforsyning mv. (Vandforsyningsloven)

Miljøministeriet, 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)

NST: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

Andre referencer:

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2010: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2008. Teknisk rapport, GEUS 2010. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2008.htm

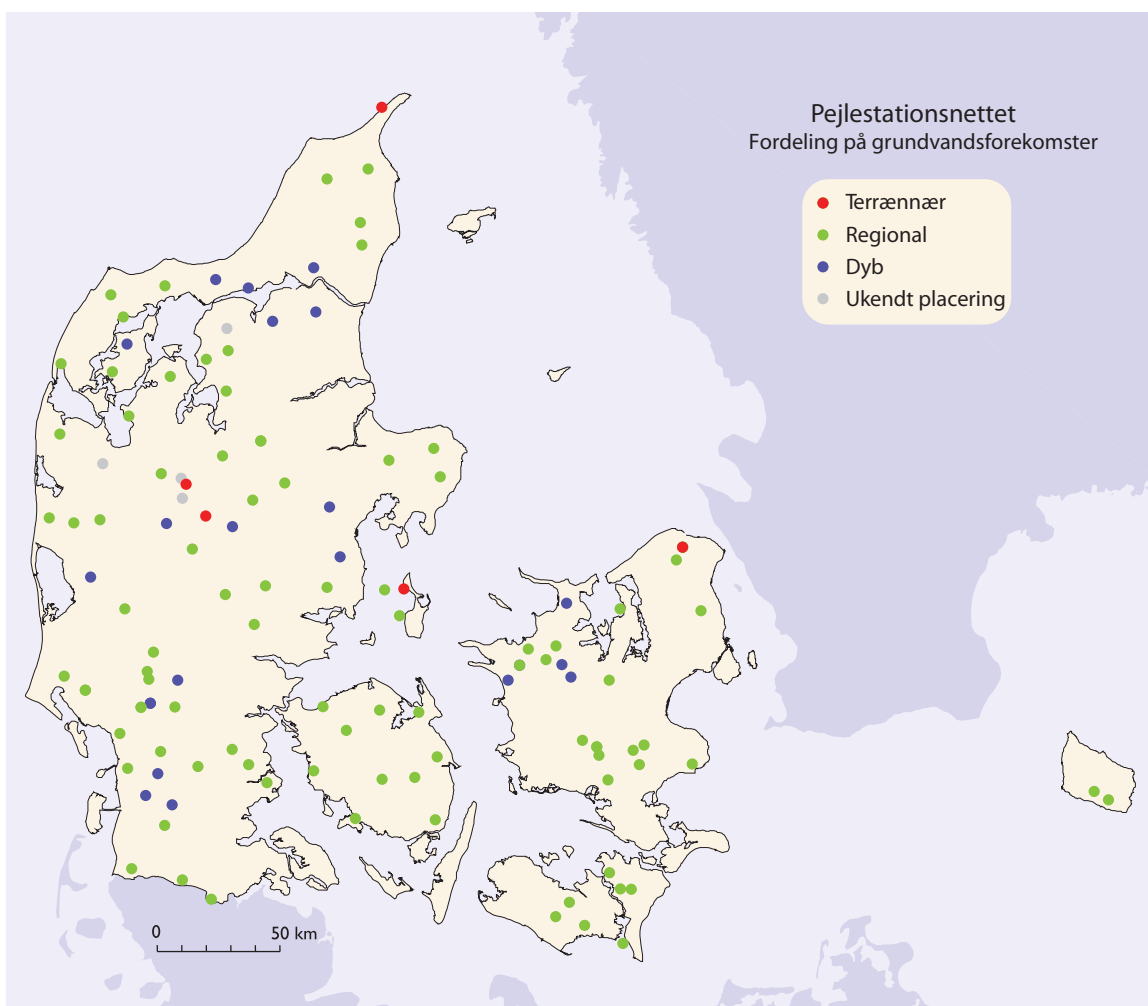
Hvid, S. Kolind, 2011, Vindencentret for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx,

9 Det Nationale Pejleprogram

I 2007 blev der etableret et nationalt pejleprogram med det formål at overvåge grundvandets kvantitative tilstand ved målinger af de kort- og langsigtede ændringer i grundvandsstanden.

Omfanget af ændringer i grundvandsstanden over tid observeres i det nationale pejleprogram, hvor beliggenheden af grundvandsstanden registreres dagligt i de fuldt udbyggede overvågningspunkter. Variationer i grundvandsstanden kan skyldes flere faktorer, så som ændringer i nedbøren over kortere eller længere tid eller ændringer i indvindingsstrukturen på lokal eller regional skala, herunder ændringer i markvandingsbehovet.

Det nationale pejleprogram skal kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejleserier og enkeltmålinger af vandstanden, og skal således afspejle et mål for reelle variationer i grundvandets trykforhold. Pejledata af god kvalitet er af stor betydning i den langsigtede anvendelse til modellering af vandbalance og den tilgængelige mængde grundvand til vandforsyningsformål, samt påvirkning af grundvand og økosystemer.



Figur 53 Stationsnet for det Nationale Pejleprogram i 2010, med fordelingen på henholdsvis terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster.

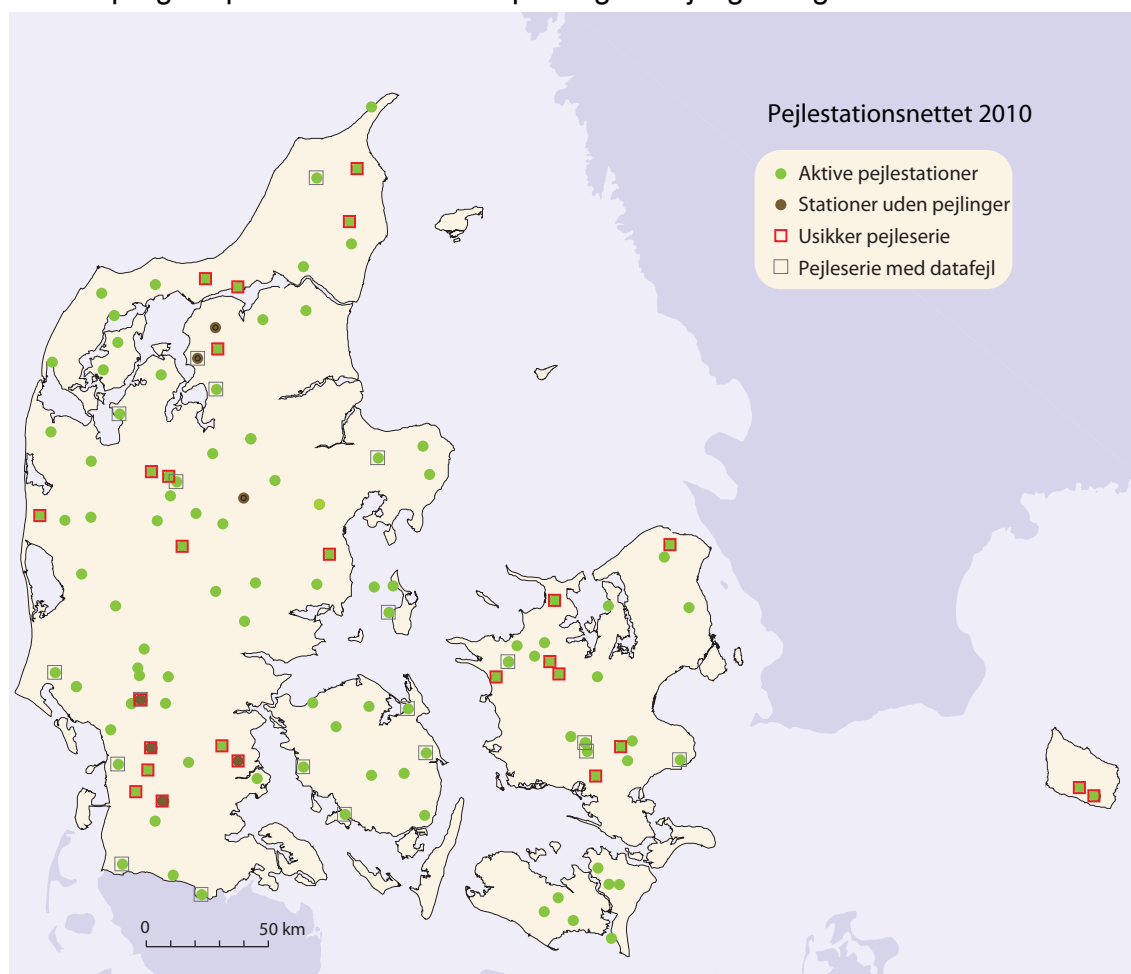
Relevans

Indikatoren beskriver udviklingen i grundvandsressourcens størrelse. Ændringer i ressourcens størrelse har afgørende betydning for den mængde grundvand, der kan indvindes til drikkevandsforsyning, markvanding og andre humane behov samt for den økologiske tilstand i vådområder, vandløb og søer mv. Derudover er pejledata relevante i forbindelse med risikovurderinger og planlægningsformål for oversvømmelser i bebyggede områder

Målsætning

Vandrammedirektivet (EU, 2000) og Miljømålsloven (MIM, 2009) fastsætter den generelle målsætning, at befolkningen til enhver tid skal sikres den nødvendige forsyning af drikkevand, og at den økologiske tilstand i overfladevands- og vådområder skal bevares eller forbedres. Målsætningen og tilstanden for de enkelte grundvandsforekomster og de afhængige økosystemer og vådområder fremgår af vandplanerne.(NST, 2010)

Flere af tidsserierne i det nationale pejleprogram har et forløb, der indikerer fejl i data, for eksempel opstået ved ændringer i boringens indmåling, skift i pejlepunkt uden efterfølgende konsekvensrettelse af pejleserien eller fejl i indrapportering til JUPITER. I enkelte tilfælde er der også mangler i tidsserierne, som gør, at beregnede data ikke kan udtrækkes. I den kommende programperiode er det derfor planlagt at fejl og mangler udbedres.



Figur 54 Det nationale pejleprogramts målinger i 2010 er angivet med aktive og inaktive stationer. Desuden er der markeret, hvor der er misvisninger og usikkerhed i tidsserierne.

Stationsnettet

De statslige miljøcentre overtog i forbindelse med kommunalreformen i 2007 ansvaret for Det Nationale Pejlenet, der blev etableret på basis af de tidligere amters pejleprogrammer. Det nationale stationsnet bygger således på tidligere pejleboringer fra amterne suppleret med nye boringer samt ældre pejleboringer fra GEUS. Mange tidsserier går tilbage til 1980'erne, hvor amterne etablerede flere pejlestationer i forbindelse med grundvandsovervågningen. Enkelte tidsserier går endog helt tilbage til 50'erne eller endnu tidligere.

Figur 53 viser pejleboringernes geografiske fordeling sammen med deres fordeling på henholdsvis terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster. Klassifikationen af pejleboringernes placering i de 3 typer af grundvandsforekomster er baseret på indberetninger fra miljøcentrene. Der indgik i 2010 i alt 124 pejlestationer/boringer i det nationale pejlenet.

Måleprocedurer og datahåndtering

I mange (82) af pejlestationer i det nationale pejlenet findes der i dag dataloggere, som dagligt registrerer grundvandsstanden i de enkelte indtag. Tidligere var boringerne ikke udstyret med dataloggere, og derfor ses der i de ældre tidsserier enkeltpejlinger med typisk 2-4 årlige pejlinger pr. indtag. Det ses endvidere flere steder i forbindelse med kommunalreformen, især i perioden 2005-2007, at dataloggere var taget ud af drift og erstattet med enkeltpejlinger.

På grund af den store mængde data fra stationer med dataloggere er pejleserierne her reduceret til én pejling per døgn ved beregning af gennemsnitlig døgnværdi.

Datamængde- og kvalitet

Kvaliteten og værdien af en tidsserie kan vurderes efter:

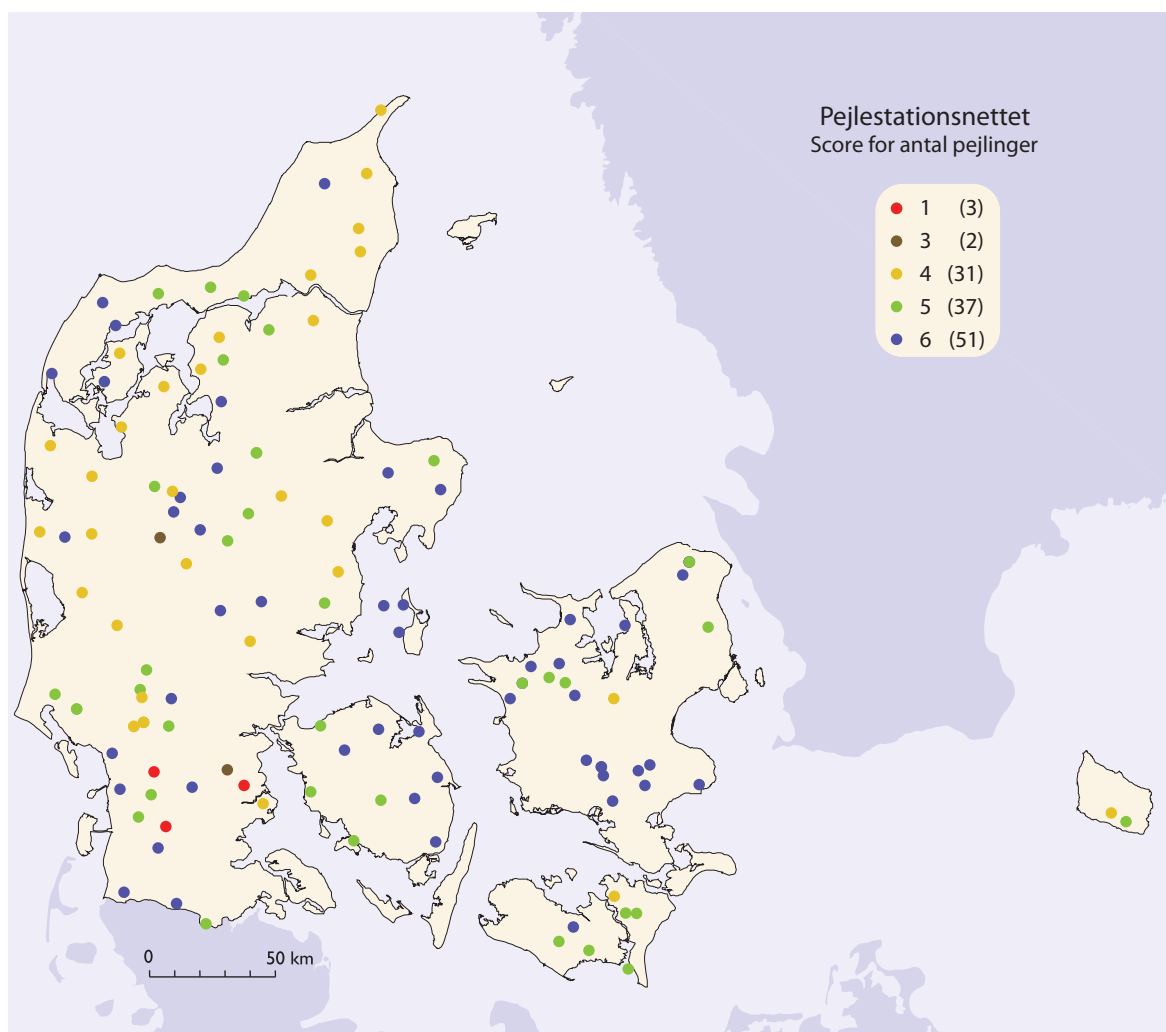
- Længden på tidsserien.
- Hyppigheden af målinger
- Aktualitet (målinger i 2010).
- Dokumentation (lokalisering, beskrivelse af indretning, indmåling).
- Konsistens mellem geologisk og hydrologisk indmåling. (jordlag og vandstand)
- Konsistens i pejletidsserien.

| Samlet længde af serie (1) | Seneste pejlefrekvens (2) | Samlet score (1+2) |
|----------------------------|--------------------------------|--------------------|
| > 20 år → 4 point | ≥ 4 pejlinger pr. år + 2 point | 6 point |
| 10-20 år → 3 point | ≥ 4 pejlinger pr. år + 2 point | 5 point |
| 3-10 år → 2 point | ≥ 4 pejlinger pr. år + 2 point | 4 point |
| < 3 år → 1 point | ≥ 4 pejlinger pr. år + 2 point | 3 point |
| > 20 år → 4 point | < 4 pejlinger pr. år + 0 point | 4 point |
| 10-20 år → 3 point | < 4 pejlinger pr. år + 0 point | 3 point |
| 3-10 år → 2 point | < 4 pejlinger pr. år + 0 point | 2 point |
| < 3 år → 1 point | < 4 pejlinger pr. år + 0 point | 1 point |

Tabel 17 Principper for værdisætning af pejletidsserier (Mielby mfl., 2009).

I 2011 er der foretaget en automatisk og en visuel kvalitetsvurdering af pejleserierne ud fra en optegning af samtlige tidsserier som basis for kontrol af, om der er data fra 2010, om der åbenbare datafejl, der bør rettes op, og om tidsserien er konsistent. Resultatet af de ovennævnte analyser er sammenfattet på figur 54.

For pejlestationerne i 2010 er der desuden foretaget en værdisætning af pejetidsserierne efter den samlede længde på tidsserien og pejlhyppighed de seneste 10 år efter principperne, se tabel 17. Resultatet af værdisætningen er sammenfattet på figur 55. Dataanalysen er anvendt til at udpege repræsentative stationer i årets afrapportering, hvor der er søgt udsorteret 1 repræsentativ tidsserie for henholdsvis terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster for henholdsvis Sjælland, Fyn, Nordjylland, Vestjylland og Østjylland.



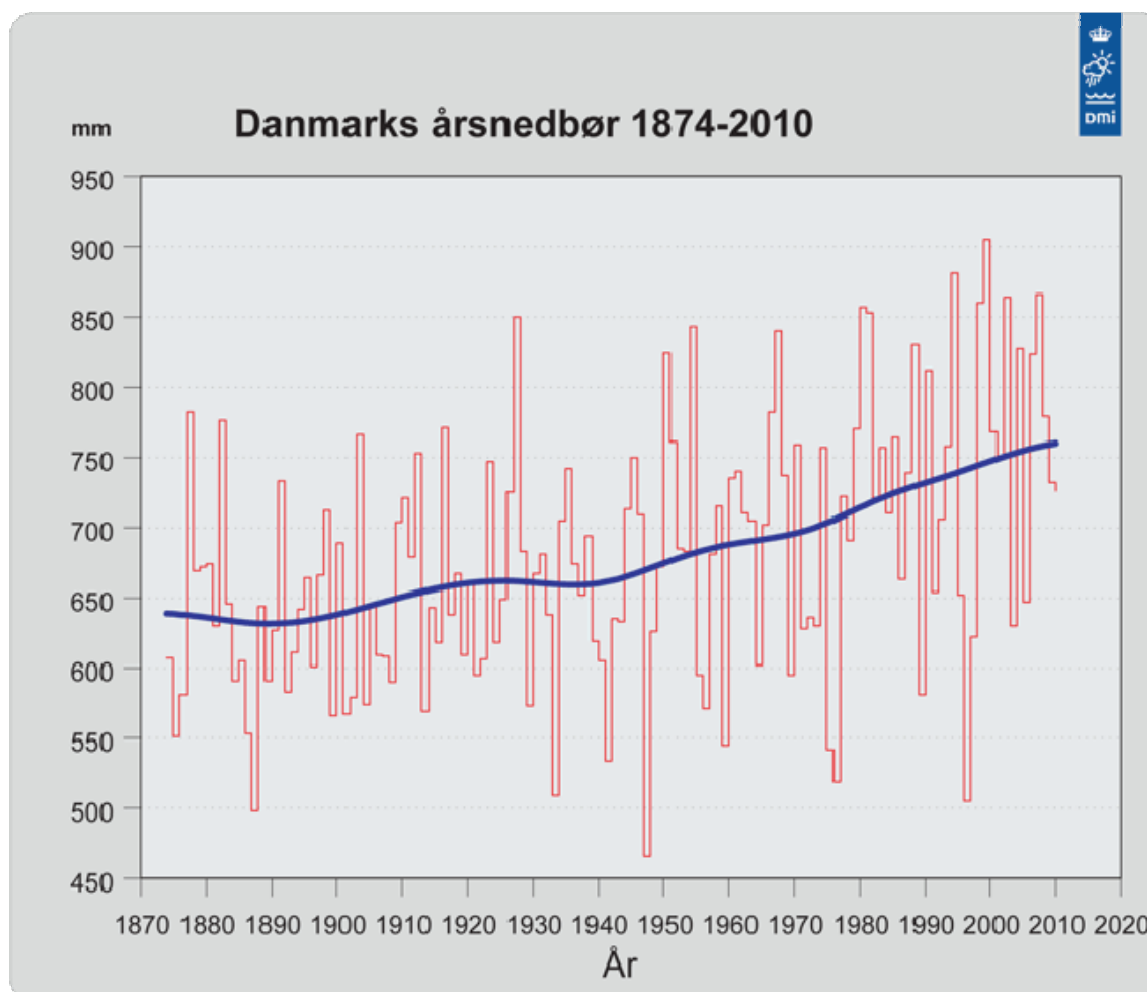
Figur 55 Pejleseriernes værdi målt efter dataindhold. Pejleseriernes værdi er illustreret ved en score, der stiger med seriens længde og antallet af årlige pejlinger. Tallet i parentes angiver antallet af pejleserier med den nævnte værdi, se tabel 17.

Betydning af lufttryk og nedbørsforhold

Hvis der er god kontakt fra overfladen og ned til et grundvandsmagasin, vil magasinet reagere hurtigt på en nedbørsbegivenhed. Det modsatte vil gælde for fx et dybere magasin, hvor strømningsvejen er lang og kontakten dermed dårligere. Trykforplantning vil betyde, at ændringer i grundvandstandsstanden (potentialeforholdene) kan registreres i alle dele af magasinet. Spændte magasiner kan udvise stor følsomhed over for trykændringer fra indvindinger og ændringer i lufttrykket.

Viden om mængden af nedbør fordelt over tid og sted er nødvendig for at vurdere, om der klimatisk sker ændringer, der kan påvirke størrelsen af grundvanddannelsen til de grundvandsmagasiner, som der overvåges.

Af DMI's hjemmeside (DMI, 2011) fremgår, at det gennemsnitligt regner mest i det centrale Jylland med over 900 mm og mindst over Kattegat og Bornholm med omkring 500 mm. Det ses af figur 56, at nedbøren de sidste 100 år har været stigende. Den gennemsnitlige årsnedbør for normalperioden 1961-90 er beregnet til 712 mm. For perioden 1991-2010 er årsnedbøren steget til 745 mm, dvs. en stigning på 33 mm svarende til 4,4 % af nedbøren. Generelt er årsnedbøren steget i alle områder i Danmark.



Figur 56 Danmarks årsnedbør siden 1874. Værdierne er beregnet landsgennemsnit på basis af et antal udvalgte stationer. Den fede kurve er 9 års Gaussfilterede værdier (kilde: DMI's hjemmeside, 2011).

På trods af stigningen i årsnedbør kan det være vanskeligt på landsplan direkte at se, om og hvordan dette udmønter sig i grundvandsspejlet. Det skyldes, at en del af denne ekstra nedbør vil strømme overfladisk af eller fordampe, og at billedet bliver forstyrret af de ændringer, der har været i indvindingerne undervejs. Det ville være nyttigt, at efterforske dette nærmere, for eksempel ved at inddrage beregninger af nettonedbør og statistiske vurderinger samt modelresultater fra den nationale vandressourcemodel, DK-modellen.

Systematiske pejletidsserier, der er indledt i 1950-erne, viser, at der været 2 markante nedbørsfattede hændelser, nemlig i 1975-1976 og i 1996. Den første tørkeperiode resulterede i en øget investeringer i markvandingsanlæg, som efterfølgende gav sig udslag i planlægningsmæssige tiltag for at undgå uønskede effekter på grundvand og vådområder. I de viste tidsserier over grundvandstanden (figur 57, 58 og 59) er det relevant at kigge efter den landsdækkende konsekvens af stigende nedbør og ekstremt tørre perioder.

Vandspejl i terrænnære grundvandsforekomster

Terrænnære grundvandsforekomster er defineret som grundvandsforekomster med direkte kontakt til overfladevand, der rummer sand fra terræn. (MST, 2007).

5 ud af de 124 pejleboringer i det nationale pejlenet er placeret i terrænnære grundvandsforekomster. Heraf er sat 3 i Jylland, 1 på Samsø og 1 på Sjælland. Der er ingen på Fyn.

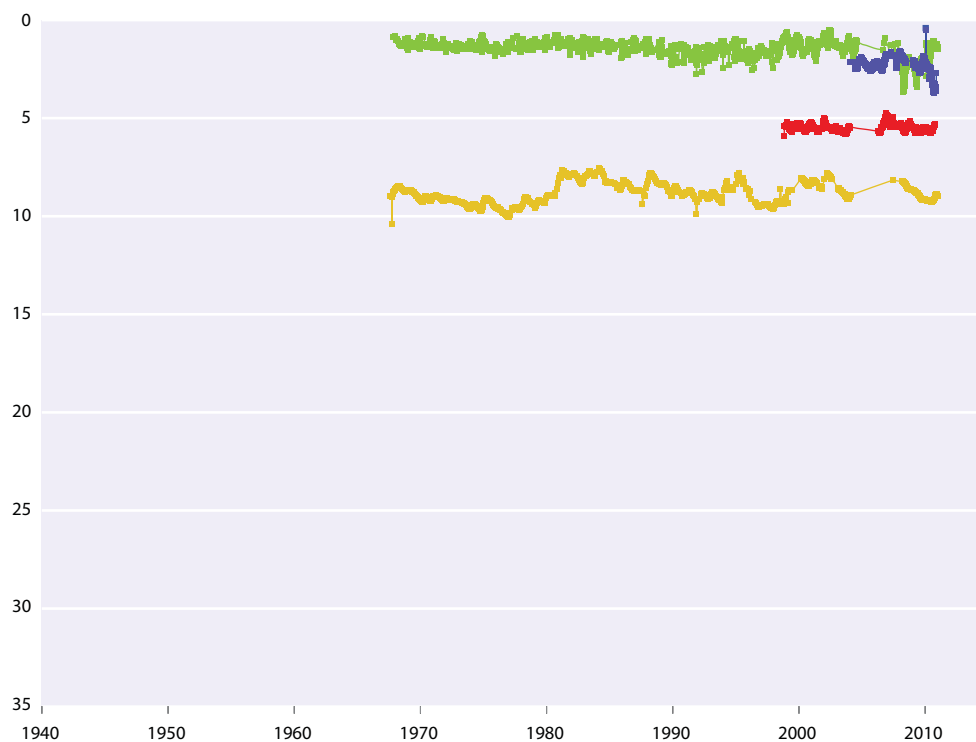
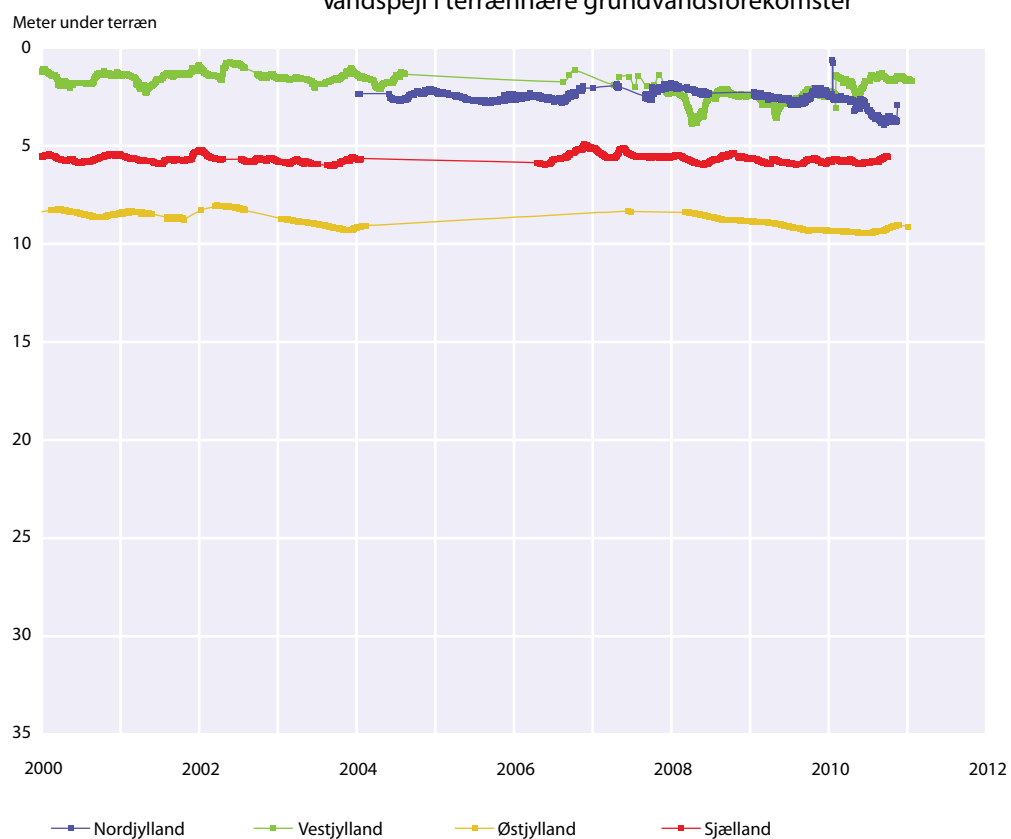
Udviklingen i dybden til vandspejlet for terrænnære grundvandsforekomster er repræsenteret ved følgende 4 pejleserier:

- Nordjylland: DGU-nr. 1.441 indtag 1 (Postglaciale sand).
- Vestjylland: DGU-nr. 159.327 indtag 1 (Interglaciale sand).
- Østjylland: DGU-nr. 76.853 indtag 1 (Kvartært sand).
- Sjælland: DGU-nr. 182.402 indtag 1 (Kvartært sand).

Der er vist henholdsvis lange pejleserier (skala: 1940-2015) og korte, mere detaljerede udsnit af de samme serier (skala: 2000-2012) på figur 57.

Pejletidsserierne for Nordjylland, Vestjylland og Sjælland viser svage tegn på årstidsvariationer. Det samme er ikke tilfældet for Østjylland, som viser et meget udglattet forløb. De lange pejleserier indikerer ikke umiddelbart stigninger i grundvandsstanden. De omtalte tørkeperioder i 1975-76 og 1996 afspejler sig kun svagt i pejleserien fra Østjylland. Serierne for Nordjylland og Sjælland dækker ikke de omtalte perioder.

Vandspejl i terrænnære grundvandsforekomster



Figur 57. Pejletidsserier (vandstand i meter under terræn) for terrænnære grundvandsforekomster. Øverste figur viser korte serier (11 år), nederst vises et længere udsnit af samme serier (45 år).

Vandspejl i regionale grundvandsforekomster

Regionale grundvandsforekomster er defineret som grundvandsforekomster, der har en vis kontakt til vandløb og vådområder (MST, 2007). Langt de fleste af pejleboringerne i det nationale pejlenet er sat i regionale grundvandsforekomster (93 af 124).

Udviklingen i dybden til vandspejlet for regionale forekomster er i det følgende repræsenteret ved følgende 5 pejleserier:

- Nordjylland: DGU-nr. 30.494 indtag 1 (Kalk/kridt).
- Vestjylland: DGU-nr. 83.788 indtag 1 (Prækvartært sand).
- Østjylland: DGU-nr. 71.483 indtag 1 (Kalk/kridt).
- Fyn: DGU-nr. 136.34 indtag 1 (Kvartært sand).
- Sjælland: DGU-nr. 216.272 indtag1(Kalk/kridt).

Der er vist henholdsvis lange pejleserier (skala: 1940-2015) og korte, mere detaljerede udsnit af de samme serier (skala: 2000-2012) på figur 58.

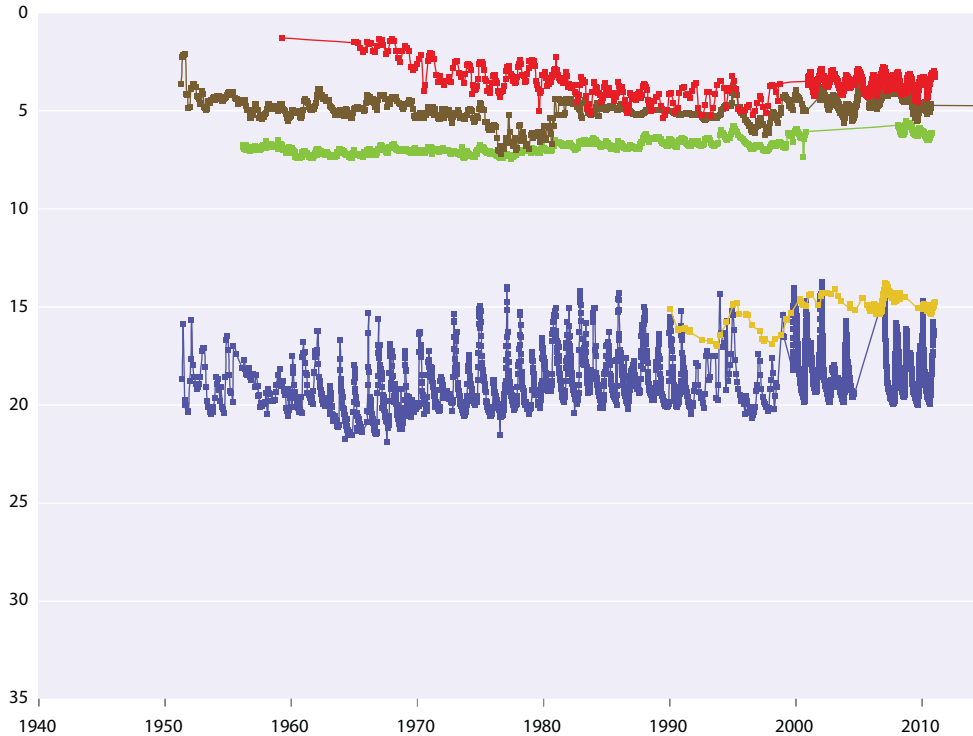
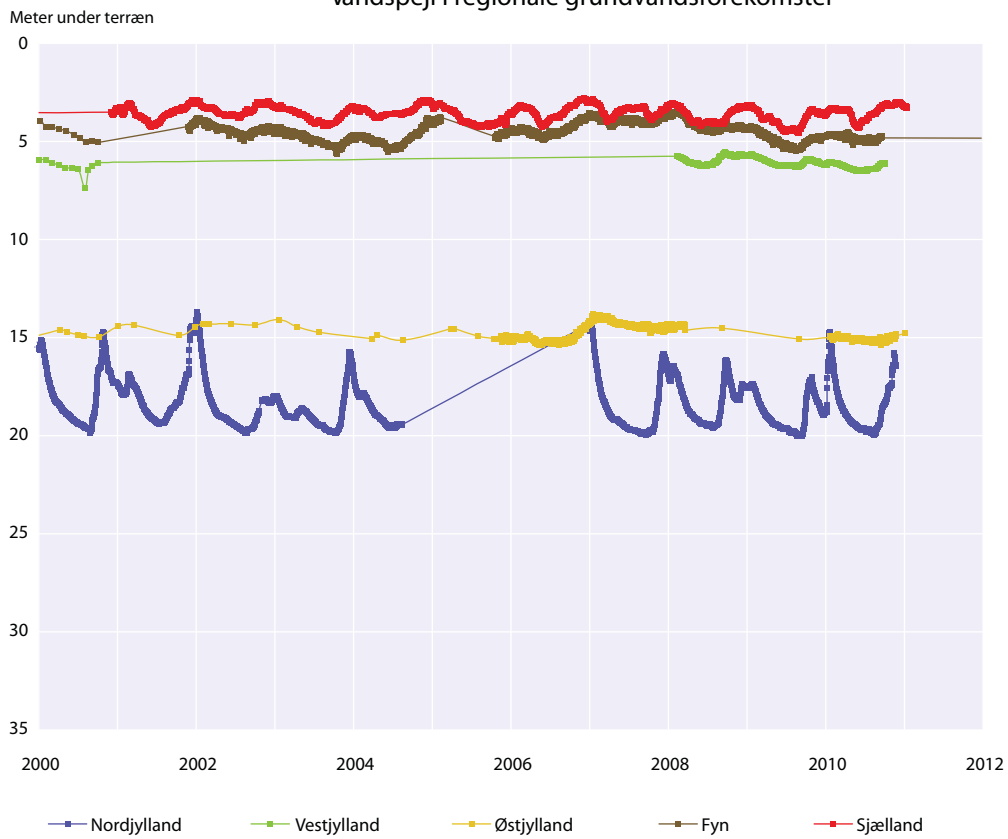
Pejletidsserierne for Nordjylland er tydelig påvirket af årstidsvariationer (op til 5 meter), og det samme, men dog i mindre grad, gælder serierne for Fyn og Sjælland (op til 2 meter), som i øvrigt udviser samme mønster. Den vestjyske pejleboring er sat i prækvartært sand og udviser kun svage årstidssvingninger. Pejleboringen i Østjylland er næsten uberørt af årstidssvingninger.

De lange pejleserier indikerer en meget svag (under 1 meter) stigning i vandstanden. Denne vurdering er ikke sikker, og yderligere kvalitetsvurdering af tidsserierne er nødvendig for at sikre, at der ikke er sket skift i indmålingspunkter mv.

De to ovenfor omtalte tørkeperioder afspejler sig tydeligt i form af et fald i vandspejlet i pejleserien fra Fyn fra 1975 og flere år frem, og det samme er i mindre grad gældende i 1996. Det samme kan også svagt anes i den vestjyske pejleserie. For Nordjylland viser de to tørre perioder sig i begge tilfælde ved fravær af vandstandsstigning den efterfølgende vinter.

I pejleboringen fra Sjælland er der tydeligvis sket en afsænkning af vandspejlet fra 1970, som igen stiger fra 1995, hvilket stemmer overens med, at pejleboringen oprindeligt er etableret som vandforsyningsboring for Københavns Energi. Københavns Energi reducerede i den periode sin indvinding betydeligt. Regionale ændringer i denne størrelsesorden kan have stor betydning for økosystemer og grundvandets kvalitative tilstand.

Vandspejl i regionale grundvandsforekomster



Figur 58 Pejletidsserier (vandstand i meter under terræn) fra regionale grundvandsforekomster. Øverste figur viser korte serier (11 år), nederst vises et længere udsnit af samme serier (65 år).

Vandspejl i dybe grundvandsforekomster

Dybe grundvandsforekomster er defineret som grundvandsforekomster, der har ringe eller ingen kontakt til vandløb og vådområder. (MST, 2007)

22 af de 124 pejlestationer i det nationale pejlenet er sat i dybe grundvandsforekomster. De fleste af disse pejleboringer findes i Midtjylland, og der findes 5 pejlestationer på Sjælland og ingen på Fyn.

Udviklingen i dybden til vandspejl for dybe forekomster er repræsenteret ved følgende 4 pejlserier:

- Nordjylland: DGU-nr. 37.1241 indtag 1 (Kvartært sand/sten).
- Vestjylland: DGU-nr. 123.874 indtag 1 (Prækvartært sand).
- Østjylland: DGU-nr. 86.1028 indtag 1 (Prækvartært sand).
- Sjælland: DGU-nr. 205.342 indtag 1 (Kvartært sand).

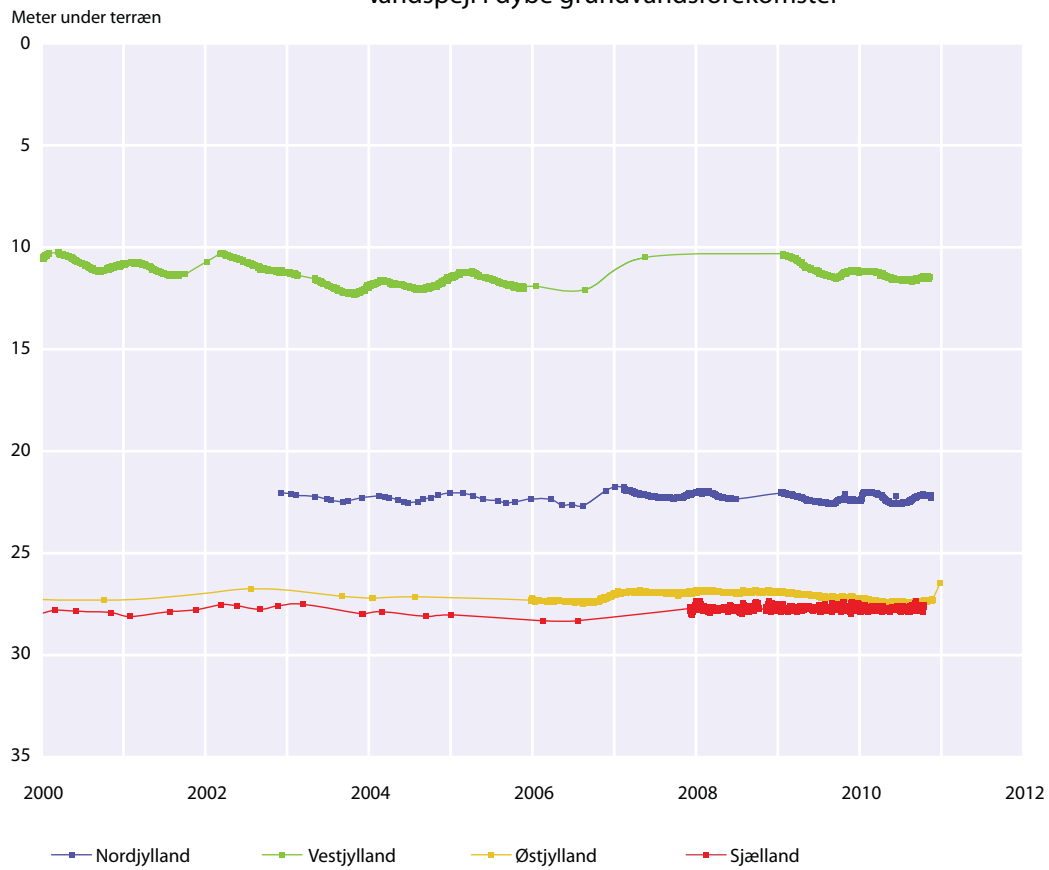
Der er vist henholdsvis lange pejlserier (skala: 1940-2015) og korte, mere detaljerede udsnit af de samme serier (skala: 2000-2012) på figur 59.

Pejletidsserierne for Nordjylland og Vestjylland er påvirket af årstidssvingninger (1 meter). Der er ikke årtidsvariationer på de øvrige pejlserier.

Der er ikke relevante data fra de første 10 år i den sjællandske pejleboring, og tidsserierne er generelt korte. Der er derfor ikke tilstrækkeligt materiale til at udtale sig om stigning i vandstanden.

De omtalte nedbørshændelser fra 1975-76 og 1996 kan kun efterprøves for 1996-hændelsen for den sjællandske og vestjyske pejleboring. Det ses, at der er et dyk i begge pejlserier.

Vandspejl i dybe grundvandsforekomster



Figur 59 Pejletidsserier (vandstand i meter under terræn) for dybe grundvandsforekomster. Øverste figur viser korte serier (11 år), nederst vises et længere udsnit af samme serier (40 år).

Sammenfatning

På baggrund af 124 pejlestationer, som udgør Det Nationale Pejlenet, overvåges og følges grundvandsstanden over hele landet i de terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster. Stationsnettet er i den kommende programperiode planlagt revideret og udbygget, så nettet fremover bedre kan repræsentere og dække relevante grundvandsforekomster over hele Danmark og således dække kravene til den kvantitative overvågning i Vandrammedirektivet.

I denne afrapportering er udviklingen i de regionale, dybe og terrænnære grundvandsforekomster søgt præsenteret ved 1 pejleserie fra hvert af 5 geografisk definerede områder.

Der er observeret en stigende nedbør over de seneste 100 år, som må forventes at have en positiv effekt på grundvandsstanden og dermed den tilgængelige grundvandsressource. Nedbøren er således steget 4,4 % fra dekadeopgørelsen 1961-90 frem til perioden 1991-2010 svarende til 33 mm. Tidsserierne viser ikke umiddelbart en ændring i grundvandsstanden, selv om nedbøren har været stigende.

I den observerede periode har der været to nedbørsfattede hændelser i 1975-76 og 1996, som afstedkom øget markvandingsbehov. Disse hændelser slår tydeligst igennem i flere af tidsserier for de regionale og dybe grundvandsforekomster, hvor flere mister den efterfølgende normale stigning i vandstanden i den efterfølgende vinterperiode.

Der ses tydeligt en påvirkning af grundvandspotentialet i en af pejleboringerne fra Sjælland. Denne pejleboring er oprindeligt etableret af ét af de større vandselskaber, og forløbet af vandspejlet afspejler tydeligt, hvor den store indvinding i starten af 1970'erne til den efterfølgende reduceres i 1990'erne, hvor øget miljøbevidsthed og indførelse af vandafgifter har bevirket et markant fald i det danske vandforbrug. Sådanne ændringer i vandstanden er vigtige at følge, da de både kan have betydning for indvindingens påvirkning af økosystemer og kvaliteten af vand til drikkevandsformål.

Referencer, Vandindvinding

Dansk lovgivning, vejledninger mv

Miljøministeriet, 2009: LBK nr. 932 af 24/09/2009 af Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)

Miljøstyrelsen, 2007: Revision af udpegningen af grundvandsforekomster i Danmark. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2007

Miljøcenter Roskilde, 2009: Mette Moser. "Vurdering af det nationale pejlenet 2007-2009".

Andre referencer

DMI, 2011: Klimaudviklingen frem til i dag. www.dmi.dk

EU, 2000: Vandrammedirektivet. Europa-parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF

Susie Mielby, Claus Ditlefsen og Henrik Olesen., 2009: "Geovejledning 4. Potentialekortlægning. Vejledning i udarbejdelse af potentialekort". Geus, 2009:

10 Hydrologisk modellering og vandressourcevurdering

DK- modellen er den nationale vandbalancemodel, der bla. skal understøtte vandplanarbejdet, mht. vurderingen af grundvandets kvantitative tilstand. DK-modellen blev opdateret til den nuværende version (DK-model2009) under NOVANA programmet 2004 – 2009. Under revisionen af overvågningsprogrammet er der lagt op til en styrkelse af modelleringen indenfor NOVANA, ligesom der er påpeget et behov for en koordinering af data og viden oparbejdet indenfor hhv. overvågningen og forvaltningen, herunder anvendelse af samme modelværktøjer for de to opgavetyper. I forbindelse med revisionsprocessen er der opstillet en prioriteret modelstrategi, indenfor hvilken der er planlagt et udbud for modelleringsdelen (Madsen mfl. 2009). Dette udbud er ikke formuleret i skrivende stund, og modellering med DK-modellen indgår p.t. ikke i overvågningsprogrammet 2011 – 2015.

For at opnå en optimal anvendelse af DK-modellen i næste vandplansperiode, er det imidlertid nødvendigt at påbegynde den påkrævede opdatering og forbedring af DK-modellen samt udvikling af modelbaserede metoder og principper hurtigst muligt. Som fundament for denne videre udvikling er der i 2010 udført nogle indledende analyser med modellen. Dette arbejde er udført i projektet ”Udvikling af principper og metodikker til forbedring af DK-model”. Projektets formål har været udvikling og test af metodikker, mens projektet ikke indeholder den egentlige implementering, dvs. opdatering samt analyser på nationalt niveau. Enkelte mindre modelopdateringer er dog inkluderet i projektet idet disse vurderes at være af generel betydning for den aktuelle anvendelse af DK-modellen.

Nedenfor er de enkelte delelementer af projektet listet op. En summarisk beskrivelse kan findes på hjemmesiden www.vandmodel.dk, hvorfra der ligeledes kan downloades rapporter med detaljeret beskrivelse af de enkelte delopgaver.

| | | |
|-----------------|---|---|
| Opdateringer | | |
| | Højdemodel | Der er genereret en ny modeltopografi ved aggregering af den nye nationale digitale højdemodel (http://www.kms.dk/Referencenet/dhm/) til et 100 x 100 m grid. |
| | Udbygning af vandløbsnetværk | MIKE 11 opsætningerne for de enkelte delmodeller er opdateret ved inklusion af nye vandløb. Herved er det sikret, at alle vandløb indeholdende NOVANA overvågningsstationer er med i DK-modellen. |
| Støtteværktøjer | | |
| | WellViewer | Videreudvikling af program til håndtering af indvindings- og pejledata. Programmet anvender udtræk fra JUPITER og giver mulighed for korrektion til manglende/fejlagte data samt generering af modelfiler. |
| | Justering af MIKE11 vandløbstværsnit | Program der på simpel vis kan justerer datum for vandløbstværsnit i forhold til en højdemodel. Det er muligt at operere på et udvalgte tværsnit i en MIKE11 opsætning. |
| | GUI til indbygning af lokalmodeller | En ArcMap applikation der gør det muligt at indarbejde en lokal model i DK-modellen |
| | Vurdering af hydrostratigrafisk model for Jylland | Analyse af den hydrostratigrafiske model for Jylland, der blev udviklet i forbindelse med opdateringen 2005 – 2009. Analysen indeholder forslag til forbedringer af den hydrostratigrafiske model |
| | Indledende analyse af pejlestationsnet | Anvendelse af DK-modellen til en indledende analyse af det eksisterende pejlestationsnet. |
| | Skalavurdering | Analyse af vandløbsbidrag ved forskellige grid størrelser |
| | Vandbalance | Analyse af alternative korrektioner for nedbør og fordampning. Analysen indeholder anbefalinger til korrektioner af vandbalancekomponenterne ved anvendelse til hydrologisk modellering. |

Referencer, Modeller

Madsen, H.B., Pollas, K., Sørensen, S.M., Hansen, K.S., Bendtsen, S.Å., Bidstrup, J., Thorsen, M., Bruhn, B., Jensen, J.B. & Pedersen, S.E. (2009). Implementering af modeller i vandforvaltningen, Strategi og handleplan, Version 3, 7. maj 2009, pp. 47.

11 Referencer

Dansk lovgivning, vejledninger mv

- Arbejdstilsynet, 2000: AT-vejledning C1.1. juli 2000. Vejledning om stoffer og materialer, Kemiske agenser.
- By- og Landskabsstyrelsen, 2007: Chloroform i drikkevand. En kogebog for vandværker for indsatsen over for chloroform fra naturlige kilder.: <http://www2.blst.dk/udgiv/Publikationer/2007/978-87-92256-33-1/html/default.htm>
- By og landskabsstyrelsen, 2010: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata. November 2010
- Miljøministeriet, 2001: Redegørelse om Vandrammedirektivet. Miljøstyrelsen, marts 2001.
- Miljø- og Energiministeriet, 2006: Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 1669 af 12. dec. 2006.
- Miljøministeriet, 2007 Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1449 11. december 2007 (Drikkevandsbekendtgørelsen)
- Miljøministeriet, 2009: LBK nr. 932 af 24/09/2009 af Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)
- Miljøministeriet, 2010: LBK nr. 635 af 07/06/2010 om vandforsyning mv. (Vandforsyningsloven)
- Miljøministeriet, 2010: Bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.
- Miljøministeriet, 2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1024 af 31. oktober 2011. (Drikkevandsbekendtgørelsen)
- Miljøstyrelsen, 1990: Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3, 1990.
- Miljøstyrelsen, 1991: Overfladeaktive stoffer – spredning og effekter i miljøet. - Miljøprojekt nr. 166.
- Miljøstyrelsen 1994: Økotoksikologiske kvalitetskriterier for overfladevand. - Miljøprojekt nr. 250.
- Miljøstyrelsen, 1995: Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og vand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 12/1995.
- Miljøstyrelsen, 1996: Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 20/1996.
- Miljøstyrelsen, 1997: Boringskontrol på vandværker. - Vejledning fra Miljøstyrelsen 2/1997.
- Miljøstyrelsen, 1998: Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 1998.
- Miljøstyrelsen, 1999: Fjernelse af metaller fra grundvand ved traditionel vandbehandling på danske vandværker. Vandfonden. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 17/1999.
- Miljøstyrelsen 2000: Zonering. Vejledning nr. 3, 2000 (Zoneringsvejledningen)
- Miljøstyrelsen, 2005: Vejledning om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3, 2005.
- Miljøstyrelsen, 2006: BILAG til Rapport fra arbejdsgruppen om generel afbrænding af husdyrgødning til energiformål
- Miljøstyrelsen, 2007: Revision af udpegningen af grundvandsforekomster i Danmark. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2007
- Miljøstyrelsen, 2009: Miljøstyrelsens BAT-blade: Svovlsyrebehandling af kvæggylle.
- Miljøstyrelsen, 2009: Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 3, 2009.
- Miljøstyrelsen, 2010: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2009, Orientering fra Miljøstyrelsen, 8, 2010
- Miljøstyrelsen, 2010: Redegørelse om jordforurening 2008. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 1, 2010.
- Miljøstyrelsen, 2010: "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand". Opdateret juni og juli 2010. <http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/95E72216-4024-4881-AE3A-5FA05E2A486F/84000/MaSt01forsuringkvqBATbladudenkor.pdf>
- Miljøstyrelsen, 2011: Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 900, 17. august 2011 (analysekvalitetsbekendtgørelsen)
- Naturstyrelsen: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/
- Naturstyrelsen: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. Hovedvandopland 1.10, 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/
- Naturstyrelsen, 23.12.2010: <http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/Vandrammedirektiv/Fakta+om+vandrammedirektivet/06010000.htm>
- Naturstyrelsen, 2011, Vejledning om og liste over pesticider og nedbrydningsprodukter, der skal analyseres for ved boringkontrol og kontrol af drikkevand. 16. juni 2011.
- Skov- og Naturstyrelsen, 1998: Kilder til tungmetaller og miljøfremmede stoffer i landbrugsjord.

EU- direktiver

EU, 1980: Rådets direktiv 80/778/EØF af 15. juli 1980. (1. version af Drikkevandsdirektivet)

EU, 1991: Europaparlamentet og Rådets direktiv 91/676/EOEF af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, de stammer fra landbruget. (Nitratdirektivet)

EU, 1998: Europaparlamentets og Rådets direktiv nr. 98/83/EF om kvaliteten af vand til drikkevand. (Drikkevandsdirektivet)

EU, 2000: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Vandrammedirektivet)

EU, 2006: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelser. EFT L 327 af 22.12.2000. p. 1-72 og 10 bilag. (Grundvandsdirektivet)

EU, 2009: 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 200/60/EF. P1-36. (Analysekvalitetsdirektivet)

EU, Scientific Committee on Consumers Safety, 2009: Updated revised request for a scientific opinion following the new classification of some boron compounds as mutagenic and/or toxic to reproduction according to the Commission Regulation 790/2009

http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_q_020.pdf

EU, 2010: EUROPA-KOMMISSIONEN, Bruxelles, den 5.3.2010, K(2010) 1096 endelig: RAPPORT FRA KOMMISSIONEN

i henhold til artikel 3, stk. 7, i grundvandsdirektivet 2006/118/EF om fastsættelse af tærskelværdier for grundvand

Andre referencer

DANVA, 2006: Vandstatistik. Drikkevand og spildevand 2005.

DMI, 2011: Klimaudviklingen frem til i dag. www.dmi.dk

DMU, 2007: 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, 2009: Kvalitetssikring af kemiske analyser i NOVANA.

GEUS, 2004: Teknisk anvisning for grundvandsovervågningen, version 4 af 17. august 2004.

Adriano, D. C., 2001: Trace elements in terrestrial environments (2. edition). Springer Verlag.

Albers, C.N., Laier, T. & Jacobsen, O.S., 2008: Vertical and horizontal variation in natural chloroform in two adjacent soil profiles in a coniferous forest. Geo-Environment and Landscape Evolution III. 16-18 June, 2008. Southampton, United Kingdom. Wessex Institute of Technology. Proceedings of the third international Conference on evolution, monitoring, simulation, management and remediation of the geological environment and landscape, 161-170.

Albretchen, J_H., og Bjerg, B.L., 2000: Nedbrydning i grundvandsmiljøer. – Kemiske stoffer i miljøet (red. Helweg, A.)

Brüsch W., 2007: Almene vandværkers boringskontrol af pesticider og nedbrydningsprodukter. State of the art for forekomst af pesticider i dansk og udenlandsk grundvand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 26, 2007.

<http://www.mst.dk/Udgivelser/Publikationer/2007/09/978-87-7052-570-1.htm>

Brüsch W. og Rosenberg P., 2008. Fund af glyphosat og AMPA i drikkevand fra små vandforsyningsanlæg i Storstrøms Amt. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1163, 2008.

Brüsch W., 2010: GEUS-NOTAT nr.: 05-VA-10-03: Vandværksboringer taget ud af drift pga. af pesticider eller nedbrydningsprodukter - identificeret fra BK datasættet - BoringsKontrollen, aktive vandværksboringer og forekomst af godkendte pesticider i vandværksboringer.

Dalgaard, T., 2007. Introduktion til landbrugsstrukturen i Danmark. Kursus i Landbrugsproduktion og Landbrugsstruktur. <http://www.aula.au.dk/courses/DJF/index.php>

Friberg, N., 1998: Skov og skovvandløb. Tema rapport nr. 21 fra DMU. 1998.

Fyns Amt, 2002: Miljøfremmede stoffer I flydende husdyrgødning.

Grant, R, Pedersen, LE, Blicher-Mathiesen, G, Jensen, PG, Hansen, B & Thorling, L., 2009: Landovervågningsoplade 2007: NOVANA, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Hansen, B., Mossin L., Ramsay L., Thorling L., Ernstsén V., Jørgensen J., og Kristensen M., 2009: Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 6. GEUS, Særudgivelse. <http://gk.geus.info/xpdf/kemisk-grundvandskortlaegning20091217.pdf>

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. og Erlandsen, M., 2011: Trend Reversal of Nitrate in Danish Goundwater – a Refection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science and Technology, vol. 45 nr. 1 pp 228-234.

Hinsby, K. & Melo, T., 2006: Application and evaluation of a proposed methodology for derivation of groundwater threshold values - a case study summary report. EU research report, BRIDGE project, deliverable D22, 116 pp.

Hinsby, K., Purtschert, R., Edmunds, W.M., 2008: Groundwater age and quality. In P. Quevauviller (ed.), Groundwater Science and Policy - an International Overview. RSC Publishing, The Royal Society of Chemistry, Cambridge. pp 217-39.

Hinsby, K. og Dahl, M., 2009: Tærskelværdier for grundvand baseret på miljømål for afhængige økosystemer. ATV Jord og grundvand, 27. jan 2009: Grundvand/overfladevand interaktion.

- Hvid, S. Kolind, 2011., Vindencentret for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx
- Hultberg, H., 1988: Critical Loads for sulphur to lakes and streams, In: Nilsson, J. and Grenfeld, P. (eds): Critical loads of sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19.-24. marts 1988, Miljørapport 1988:15. Nordic Council of Ministers, København, pp 185-200.
- Højberg, A.L., Trolborg, L., Nyegaard, P., Ondracek, M., Stisen, S., Christensen, B.S.B., & Nørgaard, A., 2008: National Vandressource Model, Sjælland, Lolland, Falster og Møn – Opdatering januar 2008. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2008/65, 112 pp.
- Højberg A.L., Trolborg, L., Nyegaard, P., Ondracek, M., Stisen, S. & Christensen B.S.B., 2010: DK-model 2009. Sammenfatning af opdateringen 2005 – 2009. GEUS Rapport 2010/81, København.
- Jacobsen, O.S., Laier, T., Juhler, R.K., Kristiansen, S.M., Dichmann, E., Brinck, K., Juhl, M.M, Grøn, G., 2007: Forekomst og naturlig produktion af chloroform i grundvand. BLST, 2007 120 pp.
- Jensen, T. F. m.fl., 2003: Nikkelfrigivelse ved pyritoxidation forårsaget af barometerånding., Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5, 2003.
- Kjær, J. Rosenbom, A. E., Brüsck, W., Juhler, R. K., Gudmundsson, L., Plauborg, F., Grant, R. og Olsen, P., 2011: The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme, Monitoring Results May 1999-june 2010. GEUS rapport, 109 pp + bilag. (Varslingssystemet)
- Knudsen, C., 1997: Nikkel og Fluor i grundvand. Kildeopsporing i Roskilde og Storstrøms amter. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport 1997/115.
- Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.
- Laier, T., Jacobsen, O.S., Thomsen, O., Grøn, C., Hunkeler, D. & Laternus, F. 2005: Chloroform production in spruce forest soils - a potential problem for groundwater use in drinking water supply in Denmark. EGU General Assembly 2005. 24-29 April, 2005. Vienna, Austria. European Geosciences Union. Geophysical Research Abstracts 7
- Langtofte, C., 1994: Danske aflejrings sporelementindhold. En status. GEUS – DGU Datadokumentation nr. 7, 1994, 3. genoptryk.
- Larsen, C.L. og Larsen, F., 2003: Arsen i danske sedimenter og grundvand. Vand og Jord 10. årgang nr. 4, side 147-151.
- Larsen, F., Kjølter, C. og Gram, M., 2009: Arsen i dansk grundvand og drikkevand – Bind 1: Arsen i dansk grundvand. By- og Landskabsstyrelsen, 2009.
- Larsen, M.M., Bak, J. og Scott-Fordsmann, J., 1996: Monitorering af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorde. Faglig rapport fra DMU, nr. 157.
- Madsen, H.B., Pollas, K., Sørensen, S.M., Hansen, K.S., Bendtsen, S.Å., Bidstrup, J., Thorsen, M., Bruhn, B., Jensen, J.B. & Pedersen, S.E., 2009: Implementering af modeller i vandforvaltningen, Strategi og handleplan, Version 3, 7. maj 2009, pp. 47.
- Mielby, S., Ditlefsen, C. og Olesen, H., 2009: "Geovejledning 4. Potentialekortlægning. Vejledning i udarbejdelse af potentialekort". Geus, 2009:
- Miljøcenter Roskilde, 2009: Mette Moser. "Vurdering af det nationale pejlenet 2007-2009".
- Müller, D., Blum, A., Hart, A., Hookey, J. Kunkel, R., Scheidleder, A., Tomlin, C., Wendland, F., 2006: "D18: Final proposal for a methodology to set up Groundwater threshold values in Europe", dec. 2006 (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/irc/eionet-circle/bridge/info/data/en/index.htm>) BRIDGE-Background Criteria for the Identification of Groundwater Thresholds
- Qevauviller, P., 2005: Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. J. environmental monitoring, 2005, vol 7 pp89-102.
- 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. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2007.htm
- 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. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2008.htm
- 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. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/1989_2009.htm
- 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., 2004. 60 års nitratudvaskning. Vand og Jord, 11. årgang nr. 1, februar 2004.

Links:

<http://pesticidvarsling.dk/>

www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Overvaagning_af_vand_og_natur/NOVANA/novana.htm

www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

www.vandmodel.dk/

www.grundvandsovervaagning.dk

www.Geus.dk/jupiter

www.Grundvandskortlaegning.dk

www.dmu.dk/Overvaegning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/ DMU 2005 og 2007.

www.geus.dk/publications/grundvandsovervaegning/1989_2009.htm

www.blst.dk/Overvaegning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Kemiske+analyser/

www.oliebranchen.dk

BLST, 2010.: Vandplaner, høringsversion. <http://www.blst.dk/Hoering/vandognaurplaner.htm>

Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri. 2008. Årlig redegørelse. Gødningsregnskaber mm. Statistik 2003/04.

http://pdir.fvm.dk/Fysisk_kontrol_af_g%C3%B8dningsregnskaber.aspx?ID=7433

www.avjinfo.dk

NST: Vandplan, 2010: Udkast til Vandplan, okt. 2010. Hovedvandopland 1.10, 2010. www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/

<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/Havmiljoet/Databaser/Kvalitetskrav+for+overfladevand/Overfladevandskvalitetskrav.htm>

Arbejdstilsynet: <http://arbejdstilsynet.dk/da/regler/at-vejledninger-mv/stoffer-og-materialer/at-vejledninger-om-stoffer-og-materialer/c1-kemiske-agenser/rloia-c11-trykimpraegneret-trae.aspx>.

TV2Fyn, 2011: <http://www.tv2fyn.dk/article/322722:Kompost-med-tungmetaller-i-Stige>

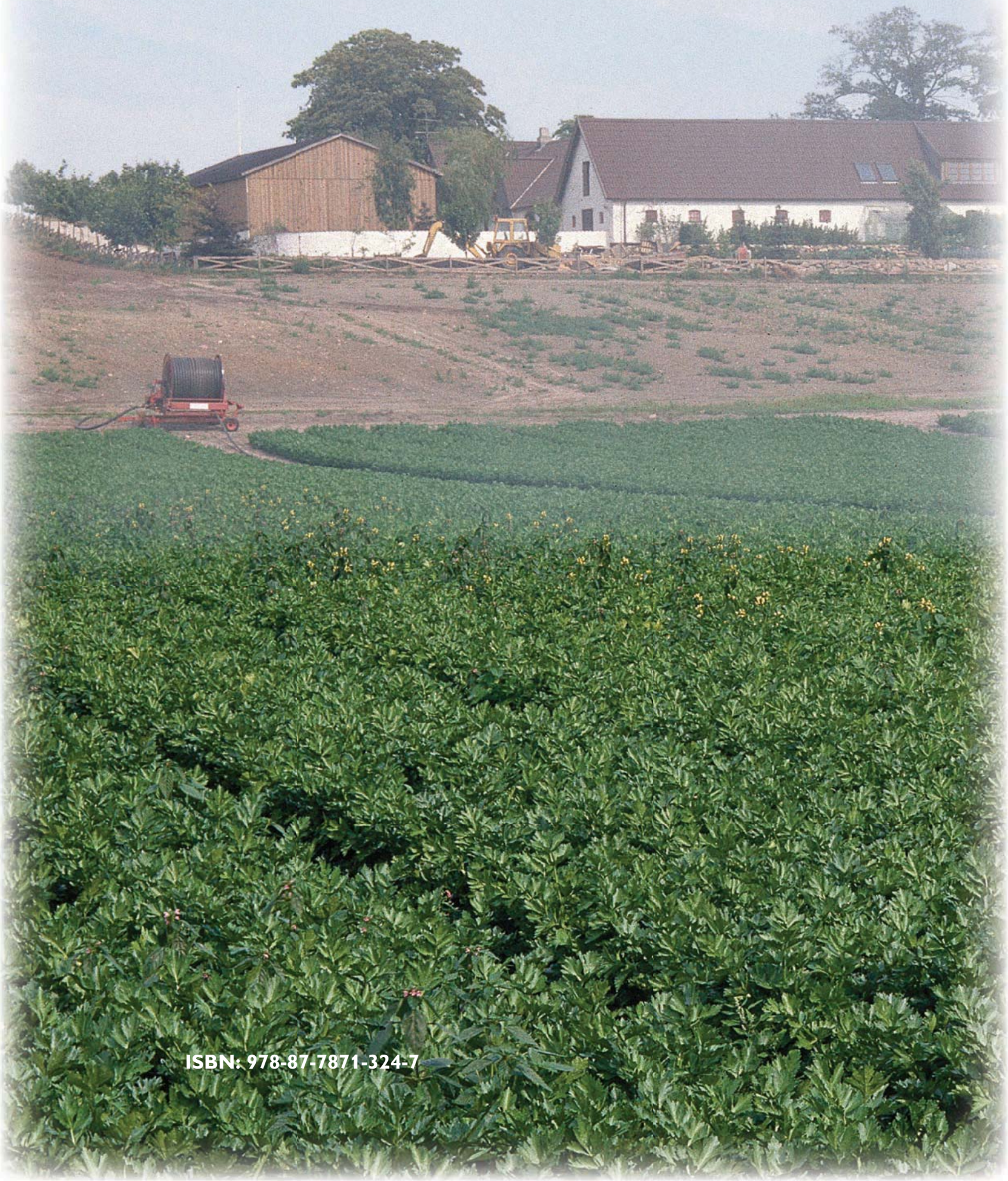
BRIDGE-Background Criteria for the Identification of Groundwater Thresholds (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/irc/eionet-circle/bridge/info/data/en/index.htm>)

EU, Scientific Committee on Consumers Safety, http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_q_020.pdf

De Nationale Geologiske Undersøgelser
for Danmark og Grønland (GEUS)
Klima- og Energiministeriet

Telefon: 38 14 20 00
Telefax: 38 14 20 50
E-post: geus@geus.dk
Internet: www.geus.dk

Øster Voldgade 10
1350 København K
Danmark



ISBN: 978-87-7871-324-7

BILAG:

Grundvand Status og udvikling 1989 – 2010

GEUS 2011

Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling
Carsten Langtofte
Walter Brusch

1. december 2011

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

Indholdsfortegnelse:

Bilag 1:

Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen 2010.

Bilag 2:

Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen 1990 til 2010..

Bilag 3:

Vandværkernes boringskontrol- Pesticider og nedbrydningsprodukter 2010.

Bilag 4:

Vandværkernes boringskontrol- Pesticider og nedbrydningsprodukter 1990-2010

Bilag 5:

“Andre analyser”- Pesticider og nedbrydningsprodukter 2010

Bilag 6:

“Andre analyser”- Pesticider og nedbrydningsprodukter 1990 til 2010.

Bilag 7:

Organiske mikroforureninger i boringskontrollen 2006- 2010.

Bilag 1

Grundvandsovervågning- 2010.

Antal analyser og antal indtag analyseret for pesticider og metabolitter i 2010.

| Grundvandsovervågning 2010 Stof | Analyser | | | Indtag analyseret | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---------------------------------------|----------|-------------|-------|-------------------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | Maks | middel | median |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 506 | 101 | 37 | 504 | 101 | 37 | 20,0 | 7,3 | 0,8 | 0,140 | 0,059 |
| DEIA | 506 | 81 | 12 | 504 | 79 | 12 | 15,7 | 2,4 | 0,76 | 0,064 | 0,038 |
| Atrazin, deisopropyl | 506 | 52 | 2 | 504 | 52 | 2 | 10,3 | 0,4 | 0,11 | 0,034 | 0,026 |
| Atrazin, deethyl- | 506 | 42 | 4 | 504 | 42 | 4 | 8,3 | 0,8 | 0,69 | 0,052 | 0,024 |
| Atrazin | 506 | 26 | 3 | 504 | 26 | 3 | 5,2 | 0,6 | 0,31 | 0,051 | 0,022 |
| Bentazon | 506 | 25 | 9 | 504 | 25 | 9 | 5,0 | 1,8 | 0,77 | 0,131 | 0,026 |
| Didealk.-hydr.atraz. | 103 | 4 | | 103 | 4 | | 3,9 | | 0,08 | 0,043 | 0,035 |
| Metribuz-desam-diket | 506 | 16 | 10 | 504 | 16 | 10 | 3,2 | 2,0 | 1,2 | 0,238 | 0,110 |
| Deeth.-hydr.-atrazin | 103 | 3 | 1 | 103 | 3 | 1 | 2,9 | 1,0 | 0,14 | 0,060 | 0,020 |
| Delsopr.-hydr.atraz. | 103 | 3 | | 103 | 3 | | 2,9 | | 0,04 | 0,027 | 0,020 |
| Metribuzin-diketo | 506 | 13 | 2 | 504 | 13 | 2 | 2,6 | 0,4 | 0,32 | 0,075 | 0,047 |
| Simazin | 506 | 13 | 3 | 504 | 13 | 3 | 2,6 | 0,6 | 0,19 | 0,057 | 0,033 |
| Mechlorprop | 506 | 10 | 4 | 504 | 10 | 4 | 2,0 | 0,8 | 4,9 | 0,628 | 0,066 |
| Glyphosat | 506 | 8 | 3 | 504 | 8 | 3 | 1,6 | 0,6 | 0,8 | 0,198 | 0,022 |
| Hexazinon | 506 | 8 | | 504 | 8 | | 1,6 | | 0,078 | 0,036 | 0,025 |
| Dichlorprop | 506 | 8 | 2 | 504 | 8 | 2 | 1,6 | 0,4 | 2 | 0,304 | 0,039 |
| 4CPP | 506 | 7 | 3 | 504 | 7 | 3 | 1,4 | 0,6 | 0,85 | 0,197 | 0,091 |
| 2,6-dichlorebenzoyre | 506 | 7 | 1 | 504 | 7 | 1 | 1,4 | 0,2 | 0,16 | 0,051 | 0,034 |
| 2,6-DCPP | 506 | 5 | 2 | 504 | 5 | 2 | 1,0 | 0,4 | 0,75 | 0,198 | 0,068 |
| Trichloreddikesyre | 506 | 2 | 1 | 504 | 2 | 1 | 0,4 | 0,2 | 0,47 | 0,245 | 0,245 |
| AMPA | 506 | 2 | 1 | 504 | 2 | 1 | 0,4 | 0,2 | 4,2 | 2,105 | 2,105 |
| 4-Nitrophenol | 506 | 1 | | 504 | 1 | | 0,2 | | 0,011 | 0,011 | 0,011 |
| Metribuzin | 506 | 1 | | 504 | 1 | | 0,2 | | 0,056 | 0,056 | 0,056 |
| Dichlobenil | 506 | | | 504 | | | | | | | |

Bilag 2

Grundvandsovervågning 1990-2010.

Antal analyser og antal indtag analyseret for pesticider og metabolitter gennem hele monitoringsperioden, 1990 til 2010.

| Grundvandsovervågning 1990- 2010 Stof | analyser | | | indtag | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|--------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 11023 | 1755 | 602 | 1428 | 302 | 120 | 21,1 | 8,4 | 43 | 0,393 | 0,065 |
| DEIA | 8689 | 852 | 206 | 1350 | 197 | 56 | 14,6 | 4,1 | 1,3 | 0,109 | 0,046 |
| Atrazin, desisopropy | 10819 | 660 | 89 | 1424 | 155 | 25 | 10,9 | 1,8 | 0,84 | 0,063 | 0,027 |
| 4-Nitrophenol | 8611 | 152 | 8 | 1347 | 128 | 8 | 9,5 | 0,6 | 0,49 | 0,040 | 0,023 |
| Atrazin, desethyl- | 10846 | 624 | 91 | 1424 | 120 | 21 | 8,4 | 1,5 | 5,5 | 0,149 | 0,031 |
| Bentazon | 10845 | 310 | 77 | 1425 | 99 | 28 | 6,9 | 2,0 | 2,8 | 0,152 | 0,033 |
| Glyphosat | 8901 | 109 | 21 | 1354 | 93 | 20 | 6,9 | 1,5 | 4,7 | 0,152 | 0,023 |
| Atrazin | 14432 | 446 | 61 | 1560 | 94 | 22 | 6,0 | 1,4 | 19,9 | 0,470 | 0,037 |
| Dichlorprop | 14451 | 350 | 148 | 1558 | 84 | 24 | 5,4 | 1,5 | 370 | 5,493 | 0,033 |
| Trichloreddikesyre | 7430 | 85 | 27 | 1290 | 66 | 18 | 5,1 | 1,4 | 17 | 0,636 | 0,030 |
| Deeth.-hydr.-atrazin | 519 | 15 | 2 | 209 | 10 | 1 | 4,8 | 0,5 | 0,29 | 0,046 | 0,020 |
| Metribuzin-desamino | 113 | 5 | 2 | 106 | 5 | 2 | 4,7 | 1,9 | 8,8 | 1,830 | 0,065 |
| AMPA | 8890 | 80 | 18 | 1354 | 62 | 17 | 4,6 | 1,3 | 4,2 | 0,221 | 0,029 |
| Mechlorprop | 14438 | 247 | 83 | 1558 | 69 | 17 | 4,4 | 1,1 | 5,3 | 0,262 | 0,030 |
| Metribuz-desam-diket | 4679 | 135 | 52 | 1137 | 47 | 21 | 4,1 | 1,8 | 2,8 | 0,196 | 0,088 |
| Didealk.-hydr.atraz. | 547 | 12 | 2 | 210 | 8 | 2 | 3,8 | 1,0 | 0,26 | 0,070 | 0,035 |
| Delsopr.-hydr.atraz. | 519 | 9 | 1 | 209 | 7 | 1 | 3,3 | 0,5 | 0,11 | 0,039 | 0,020 |
| Simazin | 14287 | 166 | 22 | 1556 | 52 | 9 | 3,3 | 0,6 | 0,51 | 0,064 | 0,025 |
| 4CPP,2-(4-Chlorpheno | 5012 | 77 | 34 | 1176 | 33 | 11 | 2,8 | 0,9 | 15 | 0,576 | 0,030 |
| 2CPP, 2-(2-Chlorphen | 57 | 1 | | 41 | 1 | 0 | 2,4 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| MCPA | 11845 | 71 | 23 | 1514 | 36 | 6 | 2,4 | 0,4 | 1,6 | 0,105 | 0,026 |
| Metribuzin-diketo | 4792 | 117 | 40 | 1142 | 27 | 12 | 2,4 | 1,1 | 3,6 | 0,251 | 0,090 |
| Ethylentiurea | 4257 | 28 | 6 | 957 | 22 | 3 | 2,3 | 0,3 | 2,67 | 0,179 | 0,023 |
| 2,6-dichlorebnzosyre | 4982 | 77 | 11 | 1153 | 26 | 5 | 2,3 | 0,4 | 0,3 | 0,063 | 0,032 |
| Hexazinon | 10801 | 120 | 41 | 1422 | 32 | 6 | 2,3 | 0,4 | 1,8 | 0,129 | 0,029 |
| Atrazin, hydroxy- | 7368 | 48 | 1 | 1338 | 29 | 1 | 2,2 | 0,1 | 0,78 | 0,062 | 0,030 |
| Metribuzin | 9405 | 79 | 18 | 1380 | 23 | 8 | 1,7 | 0,6 | 3,7 | 0,287 | 0,050 |
| Dichlobenil | 9741 | 36 | 4 | 1407 | 22 | 2 | 1,6 | 0,1 | 0,36 | 0,061 | 0,030 |
| Dinoseb | 11853 | 32 | 5 | 1514 | 23 | 4 | 1,5 | 0,3 | 0,6 | 0,079 | 0,029 |
| Clopyralid | 217 | 2 | 2 | 66 | 1 | 1 | 1,5 | 1,5 | 0,12 | 0,120 | 0,120 |
| 2,4_D | 10686 | 22 | 4 | 1458 | 21 | 3 | 1,4 | 0,2 | 2,8 | 0,177 | 0,020 |
| Pendimethalin | 7827 | 19 | 1 | 1356 | 19 | 1 | 1,4 | 0,1 | 8,39 | 0,460 | 0,016 |
| 2,6-DCPP | 5170 | 51 | 25 | 1182 | 15 | 7 | 1,3 | 0,6 | 2,4 | 0,397 | 0,092 |
| Terbuthylazin | 8278 | 19 | | 1382 | 17 | 0 | 1,2 | | 0,07 | 0,026 | 0,020 |
| desethylterbuthylazi | 6283 | 15 | | 1290 | 14 | 0 | 1,1 | | 0,096 | 0,025 | 0,019 |
| DNOC | 11856 | 17 | 3 | 1513 | 16 | 3 | 1,1 | 0,2 | 0,294 | 0,054 | 0,020 |
| Maleinhydrazid | 2893 | 8 | 3 | 888 | 8 | 3 | 0,9 | 0,3 | 0,25 | 0,075 | 0,025 |
| Diuron | 7428 | 16 | | 1333 | 12 | 0 | 0,9 | | 0,07 | 0,024 | 0,020 |
| Dalapon | 3877 | 6 | | 959 | 6 | 0 | 0,6 | | 0,024 | 0,018 | 0,019 |
| Cyanazin | 6000 | 6 | | 1065 | 6 | 0 | 0,6 | | 0,05 | 0,029 | 0,025 |

| Grundvandsovervågning 1990- 2010 Stof | analyser | | | indtag | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|--------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Bromoxynil | 4603 | 5 | | 1001 | 5 | 0 | 0,5 | | 0,09 | 0,033 | 0,020 |
| Triadimenol | 499 | 1 | | 203 | 1 | 0 | 0,5 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| hydroxysimazin | 5559 | 9 | 3 | 1243 | 6 | 1 | 0,5 | 0,1 | 0,17 | 0,046 | 0,020 |
| Hydroxyterbutylazin | 2276 | 6 | | 903 | 4 | 0 | 0,4 | | 0,05 | 0,022 | 0,014 |
| Chloridazon | 4554 | 5 | 2 | 1002 | 4 | 1 | 0,4 | 0,1 | 0,13 | 0,059 | 0,043 |
| Propiconazol | 4614 | 4 | | 1002 | 4 | 0 | 0,4 | | 0,034 | 0,020 | 0,017 |
| Metamitron | 7733 | 5 | | 1357 | 4 | 0 | 0,3 | | 0,054 | 0,029 | 0,026 |
| Isoproturon | 8234 | 7 | 1 | 1373 | 4 | 1 | 0,3 | 0,1 | 0,635 | 0,175 | 0,028 |
| Metsulfuron methyl | 3972 | 2 | | 957 | 2 | 0 | 0,2 | | 0,03 | 0,025 | 0,025 |
| hydroxycarbofuran | 4107 | 2 | 1 | 972 | 2 | 1 | 0,2 | 0,1 | 0,15 | 0,110 | 0,110 |
| Ethofumesat | 4291 | 2 | | 981 | 2 | 0 | 0,2 | | 0,03 | 0,020 | 0,020 |
| Lenacil | 4286 | 7 | | 1000 | 2 | 0 | 0,2 | | 0,084 | 0,065 | 0,065 |
| Fenpropimorph | 4526 | 2 | | 1001 | 2 | 0 | 0,2 | | 0,03 | 0,025 | 0,025 |
| Dimethoat | 5597 | 2 | | 1047 | 2 | 0 | 0,2 | | 0,06 | 0,040 | 0,040 |
| Chlorsulfuron | 3948 | 1 | | 957 | 1 | 0 | 0,1 | | 0,033 | 0,033 | 0,033 |
| Carbofuran | 5113 | 1 | | 1015 | 1 | 0 | 0,1 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| 2-(2,6-dich.ph)props | 4 | | | 3 | | | | | | | |
| 2,3,6-TCBA | 216 | | | 66 | | | | | | | |
| 2,4,5-T | 271 | | | 71 | | | | | | | |
| 2,4,5-Trichlorphenol | 196 | | | 144 | | | | | | | |
| 2,4-DB | 199 | | | 65 | | | | | | | |
| 2,6-D | 216 | | | 66 | | | | | | | |
| 2-6 MCPA | 17 | | | 15 | | | | | | | |
| 2C6MPP, 2-(2-chlor-6 | 3 | | | 2 | | | | | | | |
| 2CPA, 2-Chlorphenoxy | 59 | | | 58 | | | | | | | |
| 2-M-4,6-DCPA | 216 | | | 66 | | | | | | | |
| 2-M-4,6-DCPP | 241 | | | 67 | | | | | | | |
| 2-M-6-CPA | 216 | | | 66 | | | | | | | |
| Alachlor | 363 | | | 197 | | | | | | | |
| Aldicarb | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Aldrin | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Benazolin-ethyl | 230 | | | 70 | | | | | | | |
| Bromacil | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Bromophos | 64 | | | 30 | | | | | | | |
| Bromophos-ethyl | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Carbofenotion | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Chlordan | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Chlorfenvinphos | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Chlorpyrifos | 265 | | | 67 | | | | | | | |
| Cycloat | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| DDD, o,p- | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| DDD, p,p- | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| DDE (sum o,p+p,p) | 25 | | | 25 | | | | | | | |

| Grundvandsovervågning 1990- 2010 Stof | analyser | | | indtag | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|--------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| DDE, o,p- | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| DDE, p,p- | 24 | | | 24 | | | | | | | |
| DDT (sum o,p+p,p) | 25 | | | 25 | | | | | | | |
| DDT, o,p- | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| DDT, p,p- | 24 | | | 24 | | | | | | | |
| Diazinon | 265 | | | 67 | | | | | | | |
| Dicamba | 507 | | | 206 | | | | | | | |
| Dieldrin | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Dinoterb | 216 | | | 66 | | | | | | | |
| Endosulfan, alpha | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Endosulfan, beta | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Endrin | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Esfenvalerat | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Fenitrothion | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Fenvalerat | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Flamprop | 221 | | | 66 | | | | | | | |
| Flamprop-M-isopropyl | 6 | | | 6 | | | | | | | |
| Fluazifop | 235 | | | 72 | | | | | | | |
| Fluazifop-butyl | 204 | | | 160 | | | | | | | |
| Fonofos | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| HCH-alfa | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| HCH-beta | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| HCH-delta | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Heptachlor | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Heptachlorreoxid | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Heptenophos | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Hexachlorbenzen | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Imazalil | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Ioxynil | 4619 | | | 1002 | | | | | | | |
| Lindan | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Linuron | 1374 | | | 565 | | | | | | | |
| Malathion | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| MCPB | 265 | | | 67 | | | | | | | |
| Metazachlor | 465 | | | 257 | | | | | | | |
| Methabenzthiazuron | 444 | | | 206 | | | | | | | |
| Methomyl | 78 | | | 71 | | | | | | | |
| Metolachlor | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Mirex | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Omethoat | 127 | | | 55 | | | | | | | |
| Parathion | 260 | | | 183 | | | | | | | |
| Parathion-methyl | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Phenmedipham | 116 | | | 92 | | | | | | | |
| Pirimicarb | 4537 | | | 985 | | | | | | | |

| Grundvandsovervågning 1990- 2010 Stof | analyser | | | indtag | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|--------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Prochloraz | 275 | | | 95 | | | | | | | |
| Prometryn | 53 | | | 29 | | | | | | | |
| Propazin | 179 | | | 146 | | | | | | | |
| Propyzamid | 526 | | | 209 | | | | | | | |
| Sebutylazin | 115 | | | 91 | | | | | | | |
| Terbacil | 49 | | | 25 | | | | | | | |
| Thifensulfuron methy | 19 | | | 11 | | | | | | | |
| Triadimefon | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Tri-allat | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Triasulfuron | 19 | | | 11 | | | | | | | |
| Trifluralin | 4 | | | 3 | | | | | | | |

Bilag 3

Vandværkernes boringskontrol af aktive indvindingsboringer i 2010.

Antal analyser og antal indtag analyseret for pesticider og metabolitter.

| Vandværkernes boringskontrol Aktive boringer undersøgt i 2010 Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 1837 | 447 | 86 | 1658 | 347 | 63 | 20,9 | 3,8 | 1,2 | 0,069 | 0,037 |
| Bentazon | 1596 | 40 | 10 | 1532 | 37 | 8 | 2,4 | 0,5 | 2,5 | 0,174 | 0,026 |
| Mechlorprop | 1628 | 41 | 3 | 1548 | 28 | 3 | 1,8 | 0,2 | 0,56 | 0,063 | 0,020 |
| 4CPP,2-(4-Chlorpheno | 206 | 5 | 2 | 184 | 3 | 1 | 1,6 | 0,5 | 0,18 | 0,084 | 0,036 |
| Dichlorprop | 1612 | 23 | 4 | 1544 | 16 | 2 | 1,0 | 0,1 | 0,47 | 0,068 | 0,031 |
| Hexazinon | 1579 | 16 | | 1527 | 15 | 0 | 1,0 | | 0,088 | 0,026 | 0,015 |
| Atrazin, desisopropy | 1584 | 14 | | 1532 | 13 | | 0,8 | | 0,034 | 0,021 | 0,018 |
| Atrazin, desethyl- | 1586 | 16 | 2 | 1533 | 13 | 2 | 0,8 | 0,1 | 0,11 | 0,040 | 0,026 |
| Atrazin | 1583 | 11 | | 1531 | 9 | | 0,6 | | 0,067 | 0,026 | 0,020 |
| Diuron | 300 | 1 | | 294 | 1 | | 0,3 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| MCPA | 1581 | 5 | | 1530 | 5 | | 0,3 | | 0,056 | 0,026 | 0,023 |
| Simazin | 1575 | 3 | | 1524 | 3 | | 0,2 | | 0,054 | 0,037 | 0,043 |
| DNOC | 1577 | 3 | | 1525 | 3 | | 0,2 | | 0,011 | 0,011 | 0,011 |
| Dichlobenil | 1497 | 1 | | 1444 | 1 | | 0,1 | | 0,052 | 0,052 | 0,052 |
| Metamitron | 1576 | 1 | | 1525 | 1 | | 0,1 | | 0,02 | 0,020 | 0,020 |
| Dinoseb | 1576 | 1 | | 1525 | 1 | | 0,1 | | 0,011 | 0,011 | 0,011 |
| Atrazin, hydroxy- | 1580 | 1 | | 1529 | 1 | | 0,1 | | 0,084 | 0,084 | 0,084 |
| 2,4_D | 1580 | | | 1529 | | | | | | | |
| Cyanazin | 1576 | | | 1525 | | | | | | | |
| Dimethoat | 1576 | | | 1525 | | | | | | | |
| Pendimethalin | 1576 | | | 1525 | | | | | | | |
| Isoproturon | 1576 | | | 1525 | | | | | | | |
| Terbuthylazin | 1463 | | | 1422 | | | | | | | |
| Linuron | 265 | | | 261 | | | | | | | |
| Hydroxyterbuthylazin | 229 | | | 213 | | | | | | | |
| 2,6-DCPP | 187 | | | 177 | | | | | | | |
| Glyphosat | 128 | | | 117 | | | | | | | |
| AMPA | 128 | | | 117 | | | | | | | |
| desethylterbuthylazi | 120 | | | 114 | | | | | | | |
| Chloridazon | 91 | | | 87 | | | | | | | |
| 2,4,5-T | 90 | | | 86 | | | | | | | |
| Dicamba | 90 | | | 86 | | | | | | | |
| Methabenzthiazuron | 90 | | | 86 | | | | | | | |
| Propyzamid | 90 | | | 86 | | | | | | | |
| Trifluralin | 90 | | | 86 | | | | | | | |
| DEIA | 29 | | | 27 | | | | | | | |
| hydroxysimazin | 29 | | | 27 | | | | | | | |
| Metribuzin | 29 | | | 27 | | | | | | | |
| 4-Nitrophenol | 28 | | | 26 | | | | | | | |

| Vandværkernes boringskontrol Aktive boringer undersøgt i 2010 Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Metribuzin-desamino- | 28 | | | 26 | | | | | | | |
| Metribuzin-diketo | 28 | | | 26 | | | | | | | |
| 2,6-dichlorebnzosyre | 28 | | | 26 | | | | | | | |
| Trichloreddikesyre | 28 | | | 26 | | | | | | | |
| Fenpropimorph | 6 | | | 6 | | | | | | | |
| Propiconazol | 6 | | | 6 | | | | | | | |
| Phenmedipham | 5 | | | 5 | | | | | | | |
| 2CPP, 2-(2-Chlorphen | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| 2CPA, 2-Chlorphenoxy | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| 2C6MPP, 2-(2-chlor-6 | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| Lenacil | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Dalapon | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Endosulfan, alpha | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Endosulfan, beta | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| loxynil | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Propazin | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| hydroxycarbofuran | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| 3-Chlorphenol | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Bromoxynil | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Chlorsulfuron | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Ethofumesat | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Metsulfuron methyl | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Pirimicarb | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Carbofuran | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| 2,4,5-trichlorphenol | 1 | | | 1 | | | | | | | |

Bilag 4

Vandværkernes boringskontrol af aktive indvindingsboringer, hele monitoringsperioden.

Antal analyser og antal indtag analyseret for pesticider og metabolitter gennem hele monitoringsperioden fra 1990 til 2010.

| Vandværkernes BoringsKontrol 1993- 2010, aktive indtag Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 23465 | 5816 | 1030 | 6112 | 1201 | 265 | 19,6 | 4,3 | 95 | 0,267 | 0,039 |
| Malathion | 182 | 3 | 2 | 59 | 3 | 2 | 5,1 | 3,4 | 0,42 | 0,242 | 0,210 |
| 4-Nitrophenol | 471 | 11 | | 313 | 10 | | 3,2 | | 0,025 | 0,017 | 0,016 |
| Bentazon | 19213 | 357 | 38 | 6093 | 164 | 23 | 2,7 | 0,4 | 2,5 | 0,079 | 0,021 |
| 4CPP | 2944 | 199 | 24 | 1240 | 32 | 5 | 2,6 | 0,4 | 0,31 | 0,053 | 0,030 |
| Mechlorprop | 22092 | 527 | 20 | 6116 | 153 | 9 | 2,5 | 0,1 | 26 | 0,217 | 0,025 |
| Dichlorprop | 22079 | 432 | 37 | 6116 | 125 | 13 | 2,0 | 0,2 | 0,6 | 0,053 | 0,024 |
| Atrazin | 21519 | 301 | 14 | 6115 | 112 | 14 | 1,8 | 0,2 | 65 | 0,826 | 0,020 |
| Atrazin, deethyl- | 18994 | 276 | 15 | 6094 | 111 | 6 | 1,8 | 0,1 | 0,82 | 0,037 | 0,020 |
| DICHLORVOS | 163 | 1 | | 55 | 1 | | 1,8 | | 0,011 | 0,011 | 0,011 |
| Glyphosat | 1001 | 8 | | 471 | 8 | | 1,7 | | 0,07 | 0,024 | 0,017 |
| Atrazin, deisopropyl | 18859 | 202 | 4 | 6093 | 93 | 3 | 1,5 | 0,0 | 0,35 | 0,028 | 0,017 |
| Hexazinon | 19111 | 274 | 9 | 6094 | 81 | 6 | 1,3 | 0,1 | 1,6 | 0,058 | 0,030 |
| Hydroxysimazin | 561 | 26 | 8 | 307 | 4 | 2 | 1,3 | 0,7 | 0,39 | 0,154 | 0,091 |
| Simazin | 21493 | 116 | 11 | 6115 | 62 | 4 | 1,0 | 0,1 | 0,321 | 0,034 | 0,017 |
| DEIA | 279 | 2 | | 203 | 2 | | 1,0 | | 0,028 | 0,027 | 0,027 |
| AMPA | 1016 | 4 | | 486 | 4 | | 0,8 | | 0,024 | 0,015 | 0,013 |
| 2,6-DCPP | 1693 | 9 | 2 | 912 | 7 | 1 | 0,8 | 0,1 | 0,37 | 0,075 | 0,024 |
| Dichlobenil | 14052 | 43 | 3 | 5590 | 41 | 3 | 0,7 | 0,1 | 1,1 | 0,051 | 0,010 |
| MCPA | 21570 | 88 | 15 | 6116 | 41 | 8 | 0,7 | 0,1 | 2,4 | 0,130 | 0,027 |
| Metribuzin-deamino- | 244 | 1 | | 161 | 1 | | 0,6 | | 0,038 | 0,038 | 0,038 |
| Atrazin, hydroxy- | 17508 | 68 | 3 | 6074 | 33 | 3 | 0,5 | 0,0 | 0,22 | 0,040 | 0,024 |
| Diuron | 6988 | 30 | 2 | 3454 | 18 | 2 | 0,5 | 0,1 | 0,46 | 0,050 | 0,019 |
| deethylterbuthylazin | 1273 | 3 | | 678 | 3 | | 0,4 | | 0,016 | 0,012 | 0,011 |
| Pendimethalin | 18592 | 22 | 1 | 6090 | 20 | 1 | 0,3 | 0,0 | 0,327 | 0,035 | 0,018 |
| DNOC | 21436 | 18 | 2 | 6111 | 17 | 2 | 0,3 | 0,0 | 30 | 1,789 | 0,011 |
| Terbuthylazin | 17896 | 17 | | 5944 | 16 | | 0,3 | | 0,05 | 0,016 | 0,011 |
| Trifluralin | 976 | 1 | | 387 | 1 | | 0,3 | | 0,022 | 0,022 | 0,022 |
| Alachlor | 532 | 1 | | 395 | 1 | | 0,3 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| Isoproturon | 18756 | 17 | | 6093 | 15 | | 0,2 | | 0,057 | 0,021 | 0,020 |
| Hydroxyterbuthylazin | 1932 | 9 | 1 | 823 | 2 | 1 | 0,2 | 0,1 | 0,112 | 0,061 | 0,061 |
| 2,4_D | 21277 | 16 | 1 | 6115 | 13 | 1 | 0,2 | 0,0 | 0,3 | 0,043 | 0,013 |
| Dinoseb | 21432 | 12 | | 6112 | 12 | | 0,2 | | 0,089 | 0,013 | 0,006 |
| Fenpropimorph | 870 | 1 | | 555 | 1 | | 0,2 | | 0,034 | 0,034 | 0,034 |
| Cyanazin | 18752 | 11 | | 6088 | 10 | | 0,2 | | 0,046 | 0,020 | 0,015 |
| Dicamba | 1230 | 1 | | 641 | 1 | | 0,2 | | 0,085 | 0,085 | 0,085 |
| Metamitron | 18608 | 9 | 1 | 6090 | 9 | 1 | 0,1 | 0,0 | 0,17 | 0,047 | 0,021 |

| Vandværkernes BoringsKontrol 1993- 2010, aktive indtag Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Propyzamid | 1461 | 1 | | 739 | 1 | | 0,1 | | 0,015 | 0,015 | 0,015 |
| Linuron | 6777 | 4 | 2 | 3323 | 4 | 2 | 0,1 | 0,1 | 10 | 2,581 | 0,157 |
| Dimethoat | 18638 | 5 | | 6086 | 5 | | 0,1 | | 0,023 | 0,013 | 0,010 |
| Diazinon | 72 | 1 | | 65 | 1 | | 1,5 | | 0,02 | 0,020 | 0,020 |
| Aldicarb | 31 | 2 | | 30 | 2 | | 6,7 | | 0,02 | 0,020 | 0,020 |
| Urea, CH4N2O | 22 | 1 | 1 | 13 | 1 | 1 | 7,7 | 7,7 | 0,23 | 0,230 | 0,230 |
| Bromophos-methyl | 18 | 4 | 1 | 12 | 2 | 1 | 16,7 | 8,3 | 0,37 | 0,200 | 0,200 |
| Azoxystrobin | 13 | 2 | | 13 | 2 | | 15,4 | | 0,014 | 0,014 | 0,014 |
| 2-(2,6-dich.ph)props | 459 | | | 285 | | | | | | | |
| 2,3,6-TBA | 30 | | | 30 | | | | | | | |
| 2,3,6-TCBA | 79 | | | 66 | | | | | | | |
| 2,4,5-T | 1019 | | | 491 | | | | | | | |
| 2,4,5-trichlorphenol | 186 | | | 156 | | | | | | | |
| 2,4-DB | 85 | | | 80 | | | | | | | |
| 2,6-D | 104 | | | 77 | | | | | | | |
| 2,6-dichlorebnzoyre | 323 | | | 181 | | | | | | | |
| 2-6 MCPA | 33 | | | 31 | | | | | | | |
| 2C6MPP, 2-(2-chlor-6 | 191 | | | 139 | | | | | | | |
| 2CPA, 2-Chlorphenoxy | 174 | | | 131 | | | | | | | |
| 2CPP, 2-(2-Chlorphen | 251 | | | 187 | | | | | | | |
| 2-M-4,6-DCPA | 108 | | | 78 | | | | | | | |
| 2-M-4,6-DCPP | 118 | | | 80 | | | | | | | |
| 2-M-6-CPA | 108 | | | 78 | | | | | | | |
| 3-Chlorphenol | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| Aldrin | 54 | | | 16 | | | | | | | |
| Amidosulfuron | 13 | | | 13 | | | | | | | |
| Azinphos-ethyl | 52 | | | 14 | | | | | | | |
| Azinphos-methyl | 58 | | | 20 | | | | | | | |
| Benazolin | 17 | | | 16 | | | | | | | |
| Benazolin-ethyl | 113 | | | 91 | | | | | | | |
| Bromacil | 38 | | | 29 | | | | | | | |
| Bromophos-ethyl | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Bromoxynil | 887 | | | 534 | | | | | | | |
| Carbofuran | 1586 | | | 1090 | | | | | | | |
| Chlorfenvinphos | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Chloridazon | 1721 | | | 837 | | | | | | | |
| Chlormequat-chlorid | 32 | | | 31 | | | | | | | |
| Chlorpyrifos | 61 | | | 54 | | | | | | | |
| Chlorpyrifos-methyl | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| Chlorsulfuron | 320 | | | 183 | | | | | | | |
| Clomazon | 13 | | | 13 | | | | | | | |
| Clopyralid | 159 | | | 90 | | | | | | | |
| Cypermethrin | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| Dalapon | 18 | | | 12 | | | | | | | |
| DDD, o,p- | 3 | | | 3 | | | | | | | |

| Vandværkernes BoringsKontrol 1993- 2010, aktive indtag Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| DDD, p,p- | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| DDE | 42 | | | 13 | | | | | | | |
| DDE, o,p- | 40 | | | 16 | | | | | | | |
| DDE, p,p- | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| DDT | 44 | | | 15 | | | | | | | |
| DDT, o,p- | 40 | | | 16 | | | | | | | |
| DDT, p,p- | 4 | | | 4 | | | | | | | |
| Desmedipham | 25 | | | 13 | | | | | | | |
| Dibenzofuran | 7 | | | 5 | | | | | | | |
| Dieldrin | 54 | | | 16 | | | | | | | |
| Dinoterb | 103 | | | 96 | | | | | | | |
| Disulfoton | 5 | | | 5 | | | | | | | |
| Endosulfan | 32 | | | 25 | | | | | | | |
| Endosulfan, alpha | 46 | | | 18 | | | | | | | |
| Endosulfan, beta | 46 | | | 18 | | | | | | | |
| Endosulfansulfat | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Endrin | 54 | | | 16 | | | | | | | |
| Esfenvalerat | 125 | | | 41 | | | | | | | |
| Ethion | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Ethofumesat | 705 | | | 396 | | | | | | | |
| Ethylentiurea | 58 | | | 54 | | | | | | | |
| Fenclorpos | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Fenitrothion | 54 | | | 16 | | | | | | | |
| Flamprop | 121 | | | 84 | | | | | | | |
| Flamprop-M-isopropyl | 114 | | | 65 | | | | | | | |
| Fluazifop | 104 | | | 74 | | | | | | | |
| Fluazifop-butyl | 224 | | | 208 | | | | | | | |
| fluazifop-p-butyl | 181 | | | 70 | | | | | | | |
| Fluazinam | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Fluroxypyr | 25 | | | 25 | | | | | | | |
| Fonofos | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Formothion | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| HCH-alfa | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| HCH-beta | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Heptachlor | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Hexachlorbenzen | 25 | | | 13 | | | | | | | |
| hydroxycarbofuran | 424 | | | 234 | | | | | | | |
| Imazalil | 16 | | | 15 | | | | | | | |
| loxynil | 927 | | | 571 | | | | | | | |
| ISODRIN | 51 | | | 13 | | | | | | | |
| Isoxaben | 26 | | | 26 | | | | | | | |
| Lenacil | 549 | | | 338 | | | | | | | |
| Lindan | 65 | | | 26 | | | | | | | |
| Maleinhydrazid | 3 | | | 2 | | | | | | | |
| MCPB | 86 | | | 64 | | | | | | | |

| Vandværkernes BoringsKontrol 1993- 2010, aktive indtag Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Metamitron-desamino | 30 | | | 13 | | | | | | | |
| Metazachlor | 635 | | | 391 | | | | | | | |
| Methabenzthiazuron | 1343 | | | 616 | | | | | | | |
| Methidathion | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Methomyl | 98 | | | 98 | | | | | | | |
| METOXURON | 186 | | | 64 | | | | | | | |
| Metribuzin | 1074 | | | 640 | | | | | | | |
| Metribuzin-desamino | 32 | | | 15 | | | | | | | |
| Metribuzin-diketo | 236 | | | 154 | | | | | | | |
| Metsulfuron methyl | 311 | | | 175 | | | | | | | |
| Mevinphos | 46 | | | 16 | | | | | | | |
| Omethoat | 175 | | | 86 | | | | | | | |
| Parathion | 200 | | | 83 | | | | | | | |
| Parathion-methyl | 55 | | | 17 | | | | | | | |
| Phenmedipham | 334 | | | 255 | | | | | | | |
| Phosalon | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Phosphamidon | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Pirimicarb | 916 | | | 563 | | | | | | | |
| Pirimicarb-desmethyl | 30 | | | 13 | | | | | | | |
| Pirimiphos-methyl | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Prochloraz | 417 | | | 216 | | | | | | | |
| Prometon | 2 | | | 1 | | | | | | | |
| Prometryn | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Propachlor | 175 | | | 53 | | | | | | | |
| Propazin | 365 | | | 297 | | | | | | | |
| Propiconazol | 1020 | | | 630 | | | | | | | |
| Propoxur | 33 | | | 28 | | | | | | | |
| Prosulfocarb | 13 | | | 13 | | | | | | | |
| Rimsulfuron | 13 | | | 13 | | | | | | | |
| Tetrasul | 15 | | | 13 | | | | | | | |
| Thifensulfuron methy | 129 | | | 44 | | | | | | | |
| thiram | 6 | | | 3 | | | | | | | |
| Triadimefon | 24 | | | 23 | | | | | | | |
| Triadimenol | 494 | | | 297 | | | | | | | |
| Tri-allat | 24 | | | 23 | | | | | | | |
| Triasulfuron | 5 | | | 5 | | | | | | | |
| Tribenuron methyl | 7 | | | 7 | | | | | | | |
| Trichloreddikesyre | 194 | | | 127 | | | | | | | |
| Trichlorphenoler | 2 | | | 2 | | | | | | | |

Bilag 5 Andre Analyser fra 2010.

Andre analyser indeholder analyser fra nedlagte vandværksboringer, andre monitoringsboringer, små private vandforsyninger, forureningsundersøgelser mm. Pesticider og metabolitter fra 2010.

| Andre analyser Analyser fra 2010 stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 644 | 207 | 71 | 463 | 138 | 43 | 29,8 | 9,3 | 7,6 | 0,186 | 0,046 |
| Metribuzin-desamino- | 31 | 3 | 1 | 26 | 3 | 1 | 11,5 | 3,8 | 0,19 | 0,113 | 0,090 |
| 4CPP,2-(4-Chlorpheno | 178 | 18 | 3 | 101 | 9 | 2 | 8,9 | 2,0 | 26 | 2,932 | 0,046 |
| Bentazon | 568 | 27 | 8 | 430 | 19 | 5 | 4,4 | 1,2 | 7 | 0,749 | 0,027 |
| Dichlorprop | 566 | 25 | 4 | 429 | 18 | 2 | 4,2 | 0,5 | 1,8 | 0,197 | 0,021 |
| Metribuzin-diketo | 31 | 1 | | 26 | 1 | | 3,8 | | 0,031 | 0,031 | 0,031 |
| 2,6-DCPP | 140 | 3 | 1 | 94 | 3 | 1 | 3,2 | 1,1 | 0,48 | 0,171 | 0,023 |
| Hydroxyterbuthylazin | 38 | 1 | | 34 | 1 | | 2,9 | | 0,022 | 0,022 | 0,022 |
| Hexazinon | 542 | 13 | 1 | 424 | 12 | 1 | 2,8 | 0,2 | 0,16 | 0,039 | 0,022 |
| Mechlorprop | 567 | 15 | 3 | 429 | 12 | 3 | 2,8 | 0,7 | 3,2 | 0,422 | 0,053 |
| Atrazin, desethyl- | 526 | 12 | 1 | 420 | 11 | 1 | 2,6 | 0,2 | 0,11 | 0,032 | 0,022 |
| Atrazin, hydroxy- | 496 | 9 | 2 | 395 | 9 | 2 | 2,3 | 0,5 | 0,32 | 0,076 | 0,020 |
| Atrazin, desisopropy | 526 | 9 | 1 | 420 | 9 | 1 | 2,1 | 0,2 | 0,47 | 0,077 | 0,023 |
| AMPA | 281 | 4 | 1 | 207 | 4 | 1 | 1,9 | 0,5 | 0,57 | 0,161 | 0,030 |
| Atrazin | 527 | 9 | | 421 | 8 | | 1,9 | | 0,048 | 0,025 | 0,025 |
| Glyphosat | 281 | 3 | | 207 | 3 | | 1,4 | | 0,054 | 0,030 | 0,024 |
| Simazin | 527 | 5 | 2 | 421 | 5 | 2 | 1,2 | 0,5 | 0,13 | 0,072 | 0,086 |
| Diuron | 93 | 1 | | 88 | 1 | | 1,1 | | 0,013 | 0,013 | 0,013 |
| DNOC | 499 | 4 | 1 | 398 | 4 | 1 | 1,0 | 0,3 | 0,44 | 0,118 | 0,011 |
| Isoproturon | 498 | 3 | | 397 | 3 | | 0,8 | | 0,097 | 0,056 | 0,039 |
| Dichlobenil | 524 | 3 | 1 | 413 | 3 | 1 | 0,7 | 0,2 | 0,19 | 0,101 | 0,079 |
| Dinoseb | 499 | 2 | | 398 | 2 | | 0,5 | | 0,031 | 0,025 | 0,025 |
| Terbuthylazin | 482 | 1 | | 384 | 1 | | 0,3 | | 0,034 | 0,034 | 0,034 |
| Dimethoat | 498 | 1 | | 397 | 1 | | 0,3 | | 0,016 | 0,016 | 0,016 |
| MCPA | 499 | 1 | | 398 | 1 | | 0,3 | | 0,014 | 0,014 | 0,014 |
| Lenacil | 8 | 1 | 1 | 7 | 1 | 1 | 14,3 | 14,3 | 0,16 | 0,160 | 0,160 |
| hydroxysimazin | 9 | 1 | 1 | 8 | 1 | 1 | 12,5 | 12,5 | 0,27 | 0,270 | 0,270 |
| Chloridazon | 21 | 1 | 1 | 20 | 1 | 1 | 5,0 | 5,0 | 0,21 | 0,210 | 0,210 |
| 1,2-dichl-4-nitrobnz | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| 1,4-dichl-2-nitrobnz | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| 1-chlor-2nitrobenzen | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| 1-chlor-3nitrobenzen | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| 2,3,6-TBA | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| 2,4,5-t | 65 | | | 38 | | | | | | | |
| 2,4,5-trichlorphenol | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| 2,4_D | 499 | | | 398 | | | | | | | |
| 2,6-dichlorebnzosyre | 31 | | | 26 | | | | | | | |

| Andre analyser Analyser fra 2010 stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|---|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| 2C6MPP, 2-(2-chlor-6 | 46 | | | 20 | | | | | | | |
| 2CPA,2-Chlorphenoxy | 46 | | | 20 | | | | | | | |
| 2CPP, 2-(2-Chlorphen | 46 | | | 20 | | | | | | | |
| 4-Nitrophenol | 36 | | | 30 | | | | | | | |
| Alachlor | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Bromoxynil | 8 | | | 7 | | | | | | | |
| Carbofuran | 54 | | | 27 | | | | | | | |
| Chlorsulfuron | 6 | | | 5 | | | | | | | |
| Clopyralid | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Cyanazin | 498 | | | 397 | | | | | | | |
| DEIA | 31 | | | 26 | | | | | | | |
| desethylterbuthylazi | 24 | | | 23 | | | | | | | |
| Dicamba | 21 | | | 20 | | | | | | | |
| DICHLORVOS | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Esfenvalerat | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Ethofumesat | 8 | | | 7 | | | | | | | |
| Fenpropimorph | 9 | | | 8 | | | | | | | |
| fluazifop-p-butyl | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| hydroxycarbofuran | 6 | | | 5 | | | | | | | |
| loxynil | 9 | | | 8 | | | | | | | |
| Linuron | 41 | | | 40 | | | | | | | |
| Malathion | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Metamitron | 498 | | | 397 | | | | | | | |
| Metazachlor | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Methabenzthiazuron | 21 | | | 20 | | | | | | | |
| METOXURON | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Metribuzin | 39 | | | 33 | | | | | | | |
| Metsulfuron methyl | 6 | | | 5 | | | | | | | |
| Parathion | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Pendimethalin | 499 | | | 398 | | | | | | | |
| Phenmedipham | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Pirimicarb | 8 | | | 7 | | | | | | | |
| Prochloraz | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Propachlor | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Propazin | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Propiconazol | 9 | | | 8 | | | | | | | |
| Propyzamid | 21 | | | 20 | | | | | | | |
| Thifensulfuron methy | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Triadimenol | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Trichloreddikesyre | 31 | | | 26 | | | | | | | |
| Trifluralin | 20 | | | 19 | | | | | | | |

Bilag 6 Andre Analyser, hele monitoringsperioden. Andre analyser indeholder analyser fra nedlagte vandværksboringer, andre monitoringsboringer, små private vandforsyninger, forureningsundersøgelser mm. Pesticider og metabolitter i hele monitoringsperioden fra 1990 til 2010.

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|---------------------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|-------------|----------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| | 2,6-Dichlorbenzamid | 18002 | 6552 | 2635 | 7685 | 2306 | 1100 | 30,0 | 14,3 | 105 | 0,505 |
| Atrazin | 17306 | 1047 | 228 | 8441 | 548 | 147 | 6,5 | 1,7 | 41 | 0,341 | 0,041 |
| Atrazin, desethyl- | 13659 | 878 | 175 | 7218 | 512 | 117 | 7,1 | 1,6 | 4,2 | 0,114 | 0,038 |
| Atrazin, desisopropyl | 13536 | 845 | 142 | 7165 | 489 | 100 | 6,8 | 1,4 | 110 | 0,337 | 0,035 |
| Simazin | 17198 | 697 | 82 | 8398 | 407 | 60 | 4,8 | 0,7 | 210 | 0,686 | 0,027 |
| Mechlorprop | 17808 | 983 | 432 | 8478 | 335 | 140 | 4,0 | 1,7 | 383 | 4,406 | 0,058 |
| Dichlorprop | 17806 | 1007 | 396 | 8478 | 324 | 132 | 3,8 | 1,6 | 840 | 7,242 | 0,061 |
| Bentazon | 13790 | 474 | 157 | 7226 | 281 | 89 | 3,9 | 1,2 | 89 | 0,702 | 0,049 |
| Hexazinon | 13761 | 336 | 135 | 7208 | 158 | 50 | 2,2 | 0,7 | 130 | 1,030 | 0,036 |
| 4CPP | 4275 | 439 | 263 | 2232 | 134 | 86 | 6,0 | 3,9 | 92 | 2,587 | 0,200 |
| Dichlobenil | 11310 | 175 | 22 | 6302 | 133 | 19 | 2,1 | 0,3 | 2,8 | 0,096 | 0,024 |
| MCPA | 17300 | 200 | 78 | 8464 | 123 | 65 | 1,5 | 0,8 | 33000 | 1150,087 | 0,130 |
| Atrazin, hydroxy- | 10151 | 140 | 23 | 5733 | 109 | 19 | 1,9 | 0,3 | 0,87 | 0,069 | 0,023 |
| AMPA | 2885 | 133 | 42 | 1942 | 99 | 34 | 5,1 | 1,8 | 69,4 | 1,061 | 0,041 |
| Ethylamino-parathion | 162 | 124 | 124 | 110 | 92 | 92 | 83,6 | 83,6 | 18000 | 2725,203 | 1100,000 |
| EOOSPS | 163 | 106 | 106 | 110 | 78 | 78 | 70,9 | 70,9 | 58000 | 2262,141 | 200,000 |
| Glyphosat | 2964 | 98 | 22 | 1948 | 78 | 17 | 4,0 | 0,9 | 11,3 | 0,422 | 0,029 |
| Parathion | 477 | 105 | 105 | 339 | 75 | 75 | 22,1 | 22,1 | 3,9E+08 | 5369687,884 | 1700,000 |
| Diuron | 7134 | 111 | 26 | 4186 | 75 | 15 | 1,8 | 0,4 | 1800 | 24,119 | 0,027 |
| Terbutylazin | 12683 | 101 | 10 | 6966 | 75 | 9 | 1,1 | 0,1 | 1,1 | 0,063 | 0,026 |
| 4-Nitrophenol | 1294 | 90 | 64 | 793 | 73 | 47 | 9,2 | 5,9 | 427000 | 25334,737 | 6,500 |
| DEIA | 1413 | 101 | 16 | 811 | 72 | 11 | 8,9 | 1,4 | 4 | 0,119 | 0,037 |
| EEMOOSPS | 155 | 94 | 94 | 106 | 66 | 66 | 62,3 | 62,3 | 250000 | 7830,256 | 1000,000 |
| EOOSPO | 156 | 100 | 100 | 105 | 65 | 65 | 61,9 | 61,9 | 138000 | 7937,662 | 910,000 |
| 2,4_D | 16740 | 93 | 18 | 8270 | 63 | 17 | 0,8 | 0,2 | 14 | 0,382 | 0,054 |
| EEMOOSPO | 157 | 90 | 90 | 106 | 62 | 62 | 58,5 | 58,5 | 122000 | 5971,355 | 700,000 |
| desethylterbutylazin | 2789 | 85 | 16 | 1571 | 59 | 13 | 3,8 | 0,8 | 1,6 | 0,102 | 0,031 |
| 2,6-DCPP | 1935 | 137 | 25 | 1121 | 58 | 13 | 5,2 | 1,2 | 60 | 2,140 | 0,041 |
| MMEOSPS | 156 | 79 | 79 | 106 | 57 | 57 | 53,8 | 53,8 | 13700 | 1078,263 | 500,000 |
| Isoproturon | 13117 | 91 | 11 | 7065 | 53 | 9 | 0,8 | 0,1 | 0,982 | 0,074 | 0,031 |
| Parathion-methyl | 301 | 73 | 73 | 212 | 49 | 49 | 23,1 | 23,1 | 7000000 | 1479304,904 | 700,000 |
| Pesticider | 331 | 86 | 60 | 263 | 47 | 34 | 17,9 | 12,9 | 660,5 | 57,718 | 0,335 |
| Sulfotep | 306 | 70 | 65 | 181 | 44 | 43 | 24,3 | 23,8 | 690000 | 28899,687 | 200,000 |
| DNOC | 16532 | 47 | 7 | 8261 | 43 | 7 | 0,5 | 0,1 | 17 | 0,453 | 0,032 |
| Malathion | 384 | 62 | 62 | 261 | 39 | 39 | 14,9 | 14,9 | 2000000 | 96697,490 | 740,000 |
| 2CPP, 2-(2-Chlorphen | 605 | 158 | 25 | 278 | 38 | 8 | 13,7 | 2,9 | 10 | 0,353 | 0,051 |
| N-Phenylacetamid | 168 | 82 | 82 | 49 | 32 | 32 | 65,3 | 65,3 | 20000 | 3722,581 | 1165,000 |
| Dinoseb | 16578 | 38 | 7 | 8266 | 31 | 6 | 0,4 | 0,1 | 2,3 | 0,184 | 0,031 |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|------------|------------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| | EEHOOOPS | 37 | 31 | 31 | 35 | 29 | 29 | 82,9 | 82,9 | 1000000 | 136475,862 |
| 2-(2,6-dich.ph)props | 348 | 56 | 19 | 245 | 28 | 10 | 11,4 | 4,1 | 18 | 0,940 | 0,047 |
| MOOOPS | 154 | 39 | 39 | 107 | 27 | 27 | 25,2 | 25,2 | 6000 | 623,741 | 120,000 |
| EEHOOSPS, EP-1 | 37 | 28 | 28 | 35 | 27 | 27 | 77,1 | 77,1 | 52000 | 9006,667 | 1900,000 |
| Pendimethalin | 12649 | 28 | 1 | 6897 | 25 | 1 | 0,4 | 0,0 | 0,211 | 0,032 | 0,017 |
| Ethylentiurea | 1079 | 29 | 7 | 922 | 24 | 7 | 2,6 | 0,8 | 2,42 | 0,257 | 0,033 |
| 2,4,5-trichlorphenol | 323 | 25 | 18 | 190 | 21 | 15 | 11,1 | 7,9 | 1 | 0,345 | 0,270 |
| MMHOOSPS, MP-1 | 25 | 21 | 21 | 23 | 19 | 19 | 82,6 | 82,6 | 180000 | 26043,684 | 3000,000 |
| 2C6MPP | 436 | 62 | 8 | 217 | 19 | 2 | 8,8 | 0,9 | 0,35 | 0,057 | 0,020 |
| Cyanazin | 12475 | 21 | 6 | 6818 | 19 | 4 | 0,3 | 0,1 | 99 | 5,258 | 0,031 |
| MMHOOOPS | 25 | 19 | 19 | 23 | 17 | 17 | 73,9 | 73,9 | 540000 | 101076,471 | 10000,000 |
| Metamitron | 12553 | 17 | 1 | 6886 | 16 | 1 | 0,2 | 0,0 | 0,21 | 0,044 | 0,026 |
| 2-6 MCPA | 103 | 26 | 20 | 51 | 15 | 11 | 29,4 | 21,6 | 160 | 14,817 | 0,870 |
| Trichloreddikesyre | 773 | 18 | 4 | 532 | 15 | 4 | 2,8 | 0,8 | 8 | 0,604 | 0,030 |
| EEMOOOPS | 43 | 23 | 23 | 32 | 14 | 14 | 43,8 | 43,8 | 10000 | 1858,571 | 430,000 |
| Iso-MP-1 | 19 | 15 | 15 | 17 | 13 | 13 | 76,5 | 76,5 | 16000 | 3147,692 | 2000,000 |
| 2,6-dichlorebnzosyre | 703 | 16 | 1 | 501 | 13 | 1 | 2,6 | 0,2 | 0,18 | 0,041 | 0,020 |
| d-met-MP3 | 44 | 17 | 17 | 29 | 12 | 12 | 41,4 | 41,4 | 31000 | 8021,667 | 5110,000 |
| EHHOOOPS | 25 | 13 | 13 | 23 | 12 | 12 | 52,2 | 52,2 | 850000 | 95300,000 | 20000,000 |
| Dimethoat | 12405 | 14 | 4 | 6805 | 12 | 3 | 0,2 | 0,0 | 5,7 | 0,512 | 0,025 |
| Hydroxyterbutylazin | 959 | 13 | 2 | 622 | 11 | 2 | 1,8 | 0,3 | 0,55 | 0,079 | 0,022 |
| Phenoxysyrer | 40 | 33 | 32 | 11 | 10 | 10 | 90,9 | 90,9 | 4,3 | 1,303 | 1,000 |
| d-ethyl-parathion | 44 | 12 | 12 | 29 | 9 | 9 | 31,0 | 31,0 | 190000 | 37621,111 | 18000,000 |
| 2CPA,2-Chlorphenoxy | 473 | 17 | 7 | 213 | 9 | 4 | 4,2 | 1,9 | 0,675 | 0,158 | 0,069 |
| hydroxysimazin | 1074 | 9 | 2 | 620 | 9 | 2 | 1,5 | 0,3 | 0,56 | 0,115 | 0,025 |
| EP-1-methylamid | 19 | 9 | 9 | 17 | 8 | 8 | 47,1 | 47,1 | 360 | 115,425 | 31,000 |
| Lenacil | 954 | 8 | 4 | 568 | 8 | 4 | 1,4 | 0,7 | 0,49 | 0,134 | 0,091 |
| MMEOOOPS | 42 | 8 | 8 | 32 | 7 | 7 | 21,9 | 21,9 | 300 | 55,143 | 11,000 |
| Metribuzin-desamino- | 655 | 11 | 2 | 472 | 7 | 2 | 1,5 | 0,4 | 0,19 | 0,091 | 0,064 |
| DEPAT | 25 | 6 | 6 | 23 | 6 | 6 | 26,1 | 26,1 | 29 | 16,467 | 17,500 |
| Metsulfuron methyl | 1838 | 4 | 2 | 1017 | 4 | 2 | 0,4 | 0,2 | 0,11 | 0,069 | 0,074 |
| Propiconazol | 1640 | 4 | 2 | 1007 | 4 | 2 | 0,4 | 0,2 | 0,19 | 0,098 | 0,090 |
| 2,4,5-t | 846 | 5 | 1 | 554 | 4 | 1 | 0,7 | 0,2 | 0,138 | 0,060 | 0,044 |
| Metribuzin-diketo | 732 | 4 | | 472 | 4 | | 0,8 | | 0,047 | 0,034 | 0,033 |
| Dibenzofuran | 24 | 7 | 7 | 15 | 3 | 3 | 20,0 | 20,0 | 47 | 17,387 | 4,600 |
| Clopyralid | 270 | 15 | 3 | 171 | 3 | 2 | 1,8 | 1,2 | 0,26 | 0,170 | 0,160 |
| Chloridazon | 1608 | 5 | 3 | 1011 | 3 | 2 | 0,3 | 0,2 | 0,75 | 0,327 | 0,210 |
| loxynil | 1585 | 4 | | 1012 | 3 | | 0,3 | | 0,043 | 0,038 | 0,040 |
| Propyzamid | 1169 | 4 | | 785 | 3 | | 0,4 | | 0,074 | 0,038 | 0,023 |
| Metribuzin | 2034 | 3 | | 1234 | 3 | | 0,2 | | 0,063 | 0,031 | 0,020 |
| Fenpropimorph | 1408 | 3 | | 831 | 3 | | 0,4 | | 0,085 | 0,059 | 0,081 |
| Trichlorphenoler | 4 | 2 | 2 | 4 | 2 | 2 | 50,0 | 50,0 | 12 | 9,500 | 9,500 |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|------------------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| | Bromophos-methyl | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 100,0 | 100,0 | 0,42 | 0,420 |
| Ethofumesat | 1185 | 2 | 1 | 704 | 2 | 1 | 0,3 | 0,1 | 0,173 | 0,097 | 0,097 |
| 2,3,6-TBA | 32 | 8 | | 8 | 2 | | 25,0 | | 0,028 | 0,025 | 0,025 |
| Pirimicarb | 1555 | 2 | | 939 | 2 | | 0,2 | | 0,022 | 0,016 | 0,016 |
| Urea, CH4N2O | 2 | 2 | | 2 | 2 | | 100,0 | | 0,03 | 0,030 | 0,030 |
| hydroxycarbofuran | 662 | 2 | 2 | 418 | 1 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,23 | 0,230 | 0,230 |
| Dieldrin | 126 | 1 | 1 | 93 | 1 | 1 | 1,1 | 1,1 | 3,3 | 3,300 | 3,300 |
| Methylsulfotep | 48 | 1 | 1 | 29 | 1 | 1 | 3,4 | 3,4 | 1 | 1,000 | 1,000 |
| Linuron | 4419 | 1 | | 2735 | 1 | | 0,0 | | 0,016 | 0,016 | 0,016 |
| Carbofuran | 3162 | 1 | | 2048 | 1 | | 0,0 | | 0,04 | 0,040 | 0,040 |
| Dicamba | 910 | 1 | | 659 | 1 | | 0,2 | | 0,02 | 0,020 | 0,020 |
| Methabenzthiazuron | 767 | 1 | | 515 | 1 | | 0,2 | | 0,058 | 0,058 | 0,058 |
| Chlorsulfuron | 605 | 1 | | 387 | 1 | | 0,3 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| Trifluralin | 490 | 1 | | 328 | 1 | | 0,3 | | 0,01 | 0,010 | 0,010 |
| Dalapon | 414 | 1 | | 275 | 1 | | 0,4 | | 0,026 | 0,026 | 0,026 |
| Maleinhydrazid | 197 | 1 | | 132 | 1 | | 0,8 | | 0,04 | 0,040 | 0,040 |
| Dinoterb | 135 | 1 | | 125 | 1 | | 0,8 | | 0,02 | 0,020 | 0,020 |
| METOXURON | 130 | 1 | | 63 | 1 | | 1,6 | | 0,011 | 0,011 | 0,011 |
| 2,3,6-tcba | 126 | 1 | | 110 | 1 | | 0,9 | | 0,05 | 0,050 | 0,050 |
| Chlorpyrifos-methyl | 78 | 1 | | 55 | 1 | | 1,8 | | 0,03 | 0,030 | 0,030 |
| 1,2-dichl-4-nitrobnz | 13 | | | 11 | | | | | | | |
| 1,4-dichl-2-nitrobnz | 13 | | | 11 | | | | | | | |
| 1-chlor-2nitrobenzen | 13 | | | 11 | | | | | | | |
| 1-chlor-3nitrobenzen | 13 | | | 11 | | | | | | | |
| 2,4-db | 71 | | | 65 | | | | | | | |
| 2,6-d | 131 | | | 111 | | | | | | | |
| 2,6-DCPA | 48 | | | 29 | | | | | | | |
| 2-m-4,6-dcpa | 132 | | | 110 | | | | | | | |
| 2-m-4,6-dcpp | 149 | | | 126 | | | | | | | |
| 2-m-6-cpa | 133 | | | 111 | | | | | | | |
| 2-MPP | 14 | | | 7 | | | | | | | |
| 2-nitrophenol | 21 | | | 21 | | | | | | | |
| 3-Chlorphenol | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| 4-methoxy-N,6-dimeth | 1234 | | | 632 | | | | | | | |
| Alachlor | 592 | | | 437 | | | | | | | |
| Aldicarb | 93 | | | 89 | | | | | | | |
| Aldrin | 103 | | | 70 | | | | | | | |
| Amidosulfuron | 0 | | | | | | | | | | |
| Amitrol | 7 | | | 7 | | | | | | | |
| Azinphos-ethyl | 87 | | | 55 | | | | | | | |
| Azinphos-methyl | 98 | | | 66 | | | | | | | |
| Azoxystrobin | 22 | | | 21 | | | | | | | |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| | | | | | | | | | | | |
| Benazolin | 22 | | | 10 | | | | | | | |
| Benazolin-ethyl | 244 | | | 194 | | | | | | | |
| Bromacil | 101 | | | 77 | | | | | | | |
| Bromophos | 45 | | | 43 | | | | | | | |
| Bromophos-ethyl | 70 | | | 55 | | | | | | | |
| Bromopropylat | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Bromoxynil | 1421 | | | 900 | | | | | | | |
| Bupirimat | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Captafol | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Carbaryl | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Carbendazim | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Carbofenotion | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Chinomethionat | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Chlordan | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Chlorfenvinphos | 91 | | | 76 | | | | | | | |
| Chlormefos | 60 | | | 46 | | | | | | | |
| Chlormequat-chlorid | 0 | | | | | | | | | | |
| Chlorothalonil | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Chlorpropham | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Chlorpyrifos | 169 | | | 140 | | | | | | | |
| Clomazon | 0 | | | | | | | | | | |
| Cyanofenphos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Cycloat | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Cyfluthrin | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Cypermethrin | 100 | | | 71 | | | | | | | |
| DDD (sum o,p+p,p) | 13 | | | 12 | | | | | | | |
| DDD, o,p- | 32 | | | 26 | | | | | | | |
| DDD, p,p- | 84 | | | 65 | | | | | | | |
| DDE | 59 | | | 45 | | | | | | | |
| DDE, o,p- | 42 | | | 30 | | | | | | | |
| DDE, p,p- | 64 | | | 59 | | | | | | | |
| DDT | 60 | | | 46 | | | | | | | |
| DDT, o,p- | 96 | | | 70 | | | | | | | |
| DDT, p,p- | 64 | | | 59 | | | | | | | |
| Deltamethrin | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Desmedipham | 7 | | | 4 | | | | | | | |
| Desmetryn | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Diazinon | 268 | | | 204 | | | | | | | |
| Dichlorfluanid | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| DICHLORVOS | 74 | | | 32 | | | | | | | |
| Dicofol | 22 | | | 22 | | | | | | | |
| Diflufenican | 5 | | | 3 | | | | | | | |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Dimetachlor | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Disulfoton | 9 | | | 8 | | | | | | | |
| Endosulfan | 81 | | | 65 | | | | | | | |
| Endosulfan, alpha | 86 | | | 64 | | | | | | | |
| Endosulfan, beta | 86 | | | 64 | | | | | | | |
| Endosulfansulfat | 22 | | | 22 | | | | | | | |
| Endrin | 49 | | | 30 | | | | | | | |
| Esfenvalerat | 273 | | | 177 | | | | | | | |
| Ethion | 60 | | | 46 | | | | | | | |
| Fenamrol | 22 | | | 22 | | | | | | | |
| Fenclorphos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Fenitrothion | 124 | | | 90 | | | | | | | |
| Fenoprop | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Fenproprathrin | 23 | | | 23 | | | | | | | |
| Fenson | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Fenvalerat | 91 | | | 76 | | | | | | | |
| Flamprop | 142 | | | 120 | | | | | | | |
| Flamprop-M-isopropyl | 78 | | | 58 | | | | | | | |
| Fluazifop | 173 | | | 140 | | | | | | | |
| Fluazifop-butyl | 189 | | | 146 | | | | | | | |
| fluazifop-p-butyl | 98 | | | 55 | | | | | | | |
| Fluazinam | 1 | | | 1 | | | | | | | |
| Flucytrinrat | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Fluroxypyr | 21 | | | 21 | | | | | | | |
| Fonofos | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Formothion | 58 | | | 44 | | | | | | | |
| HCH-alfa | 69 | | | 54 | | | | | | | |
| HCH-beta | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| HCH-delta | 16 | | | 15 | | | | | | | |
| Heptachlor | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Heptachlorepoxyd | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Heptenophos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Hexachlorbenzen | 88 | | | 68 | | | | | | | |
| Imazalil | 58 | | | 44 | | | | | | | |
| Iprodion | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| ISODRIN | 34 | | | 16 | | | | | | | |
| Isofenphos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Isoxaben | 26 | | | 24 | | | | | | | |
| Lindan | 124 | | | 90 | | | | | | | |
| MCPB | 171 | | | 139 | | | | | | | |
| Mecarban | 56 | | | 42 | | | | | | | |
| MERCAPTODIMETHUR | 22 | | | 22 | | | | | | | |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| | | | | | | | | | | | |
| Metalaxyl | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Metamitron-desamino | 12 | | | 8 | | | | | | | |
| Metazachlor | 705 | | | 472 | | | | | | | |
| Methidathion | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Methomyl | 58 | | | 57 | | | | | | | |
| Methoxychlor | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Methylcyklohexanon | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Metolachlor | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Metribuzin-desamino | 21 | | | 13 | | | | | | | |
| Mevinphos | 50 | | | 36 | | | | | | | |
| Mirex | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| MP-1-methylamid | 19 | | | 17 | | | | | | | |
| N-cyklohexylcyklohexanamin | 3 | | | 3 | | | | | | | |
| Omethoat | 147 | | | 104 | | | | | | | |
| Permethrin | 76 | | | 62 | | | | | | | |
| Phenmedipham | 264 | | | 204 | | | | | | | |
| Phosalon | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Phosmet | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Phosphamidon | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Pirimicarb-desmethyl | 12 | | | 8 | | | | | | | |
| Pirimiphos-ethyl | 19 | | | 17 | | | | | | | |
| Pirimiphos-methyl | 73 | | | 57 | | | | | | | |
| Prochloraz | 317 | | | 210 | | | | | | | |
| Procymidon | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Promecarb | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Prometon | 7 | | | 7 | | | | | | | |
| Prometryn | 16 | | | 15 | | | | | | | |
| Propachlor | 148 | | | 81 | | | | | | | |
| Propazin | 357 | | | 289 | | | | | | | |
| Propham | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Propoxur | 107 | | | 89 | | | | | | | |
| Prosulfocarb | 5 | | | 3 | | | | | | | |
| Prothiofos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Pyrazophos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Quinalphos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Rimsulfuron | 0 | | | | | | | | | | |
| Sebutylazin | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Terbacil | 69 | | | 54 | | | | | | | |
| Terbutryn | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Tetrachlorvinfos | 15 | | | 14 | | | | | | | |
| Tetradifon | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Tetramethylcyklohexadion | 3 | | | 3 | | | | | | | |

| Andre Analyser, AA Hele monitoringsperiode. 1990 til 2010. Stof | Analyser | | | Boringer | | | Andel fund i % | | Koncentration i µg/l | | |
|--|----------|-------------|-------|----------|-------------|-------|----------------|-------|----------------------|--------|--------|
| | antal | Med Fund | ≥ 0,1 | antal | Med fund | ≥ 0,1 | ≥ 0,01 | ≥ 0,1 | maks | middel | median |
| Tetrasul | 2 | | | 2 | | | | | | | |
| Thiabendazol | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Thifensulfuron methy | 62 | | | 27 | | | | | | | |
| thiram | 0 | | | | | | | | | | |
| Tolclofos-methyl | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Tolyfluanid | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Triadimefon | 68 | | | 52 | | | | | | | |
| Triadimenol | 650 | | | 396 | | | | | | | |
| Tri-allat | 86 | | | 46 | | | | | | | |
| Triasulfuron | 5 | | | 5 | | | | | | | |
| Triazine amine | 1234 | | | 632 | | | | | | | |
| Triazophos | 54 | | | 40 | | | | | | | |
| Tribenuron methyl | 0 | | | | | | | | | | |
| Vinclozolin | 54 | | | 40 | | | | | | | |

Bilag 7

Organiske mikroforureninger i boringskontrollen 2006- 2010.

Boringer, som i henhold til oplysningerne i Jupiter er aktive drikkevandsindvindingsboringer og hvorfra der i perioden 2006 – 2010, svarende til en fuld cyklus af boringskontrol foreligger 5 eller flere analyser, som overskrider drikkevandskvalitetskravene. Stoffer er angivet i rækkefølge med flest fund først.

| DGUnr | Kommune | Stoffer |
|-----------|---------------|--|
| 5. 594 | Hjørring | Trikløretylen, tetrakløretylen, vinylklorid, kloroform |
| 131. 850 | Esbjerg | Benzen, fenol |
| 164. 949 | Svendborg | MTBE |
| 200. 38H | Rødovre | Trikløretylen, trikløretan, tetrakløretylen, dikløretylen, dikløretan |
| 200. 41E | Glostrup | Dikløretylen |
| 200. 3141 | Ballerup | Trikløretylen |
| 200. 3244 | Albertslund | Trikløretylen, tetrakløretylen, dikløretylen |
| 200. 3628 | Rødovre | Trikløretylen, trikløretan, tetrakløretylen, dikløretylen, dikløretan, vinylklorid |
| 200. 4416 | Glostrup | Trikløretylen, dikløretylen |
| 200. 4939 | Gladsaxe | Trikløretylen, dikløretylen |
| 200. 4954 | Gladsaxe | Trikløretylen, dikløretylen, dikløretan, vinylklorid |
| 201. 4672 | Gladsaxe | Dikløretylen, trikløretylen, vinylklorid, dikløretan, benzen, kloroform |
| 201. 5311 | Frederiksberg | Trikløretylen, dikløretylen, dikløretan, vinylklorid |
| 201. 5312 | Frederiksberg | Tetrakløretylen, Trikløretylen, dikløretylen, vinylklorid |
| 207. 181B | Høje Tåstrup | Trikløretylen, dikløretylen |
| 207. 181D | Høje Tåstrup | Trikløretylen, dikløretylen |
| 207. 181E | Høje Tåstrup | Trikløretylen, dikløretylen |
| 207. 181F | Høje Tåstrup | Trikløretylen, dikløretylen |
| 207. 2237 | Solrød | Trikløretylen |
| 207. 2693 | Ishøj | Tetrakløretylen, Trikløretylen |
| 207. 2694 | Ishøj | Tetrakløretylen |
| 207. 2696 | Ishøj | Tetrakløretylen |
| 207. 2701 | Ishøj | Tetrakløretylen, kulbrinter C10-C25 |
| 207. 2702 | Ishøj | Tetrakløretylen |
| 207. 2703 | Ishøj | Tetrakløretylen, Trikløretylen |
| 207. 2704 | Ishøj | Tetrakløretylen |
| 207. 2705 | Ishøj | Tetrakløretylen |
| 207. 2975 | Solrød | Trikløretylen |
| 207. 2976 | Solrød | Trikløretylen |
| 207. 2997 | Albertslund | Trikløretylen, dikløretylen, tetrakløretylen |
| 208. 1560 | Tårnby | Trikløretylen, dikløretylen, dikløretan, benzen |
| 208. 1917 | Tårnby | Trikløretylen, dikløretylen, etanol, vinylklorid |
| 208. 1918 | Tårnby | Trikløretylen, dikløretylen, vinylklorid, etanol |
| 208. 1968 | Tårnby | Trikløretylen, dikløretylen, vinylklorid, dikløretan, benzen, toluen |
| 212. 571 | Køge | AOC (Adsorberbart organisk carbon) |
| 212. 1171 | Køge | AOC (Adsorberbart organisk carbon) |